

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.42;551.509.68

ВЛИЯНИЕ ПОЖАРОВ НА СВОЙСТВА СТЕПНЫХ ПОЧВ ЗАУРАЛЬЯ

© 2019 г. И. М. Габбасова^а, *, Т. Т. Гарипов^а, М. А. Комиссаров^а,
Р. Р. Сулейманов^а, Я. Т. Суюндуков^б, Р. Ф. Хасанова^б, Л. В. Сидорова^а,
А. В. Комиссаров^с, А. Р. Сулейманов^а, Ф. И. Назырова^а

^аУфимский институт биологии УФИЦ РАН, пр. Октября, 69, Уфа, 450054 Россия

^бИнститут стратегических исследований Республики Башкортостан, ул. Кирова, 15, Уфа, 450008 Россия

^сБашкирский государственный аграрный университет, ул. 50-летия Октября, 34, Уфа, 450001 Россия

*e-mail: gimib@mail.ru

Поступила в редакцию 28.02.2019 г.

После доработки 04.04.2019 г.

Принята к публикации 25.05.2019 г.

Исследовано влияние пожаров различной давности (1 нед., 1.5 и 2 мес., 1 и 2 года) на свойства чернозема текстурно-карбонатного в Зауральской степной зоне (Россия, Республика Башкортостан, Челябинская область). Образцы почв отбирали послыюно 0–5, 5–10 и 10–20 см летом 2018 г. После пожаров содержание углерода увеличилось в слое 0–5 см на 8.7–12.0% относительно исходного, а питательных элементов (азота, фосфора и калия) резко возросло и оставалось на этом уровне в течение двух лет. Значения рН в гумусово-аккумулятивном горизонте стали больше фоновых на 1.5 ед. Выявлена корреляция между рН и содержанием обменных кальция ($r = 0.57$), калия ($r = 0.58$) и натрия ($r = 0.65$) при $p < 0.001$ и тенденция к повышению содержания обменного натрия. Почва фоновых участков содержала в среднем $0.11 \pm 0.01\%$ сухого остатка, на горелых его количество возросло до $0.17 \pm 0.02\%$, местами до 0.56%, суммарный эффект токсичных ионов – до 0.50 смоль(экв) СГ, что свидетельствует о риске развития засоления; при этом состав анионов остался сульфатно-гидрокарбонатным. Через неделю после пожара активность дегидрогеназы, уреазы и протеазы была ниже на 8–11, инвертазы – на 18%. Через 1.5 мес. активность дегидрогеназы, инвертазы и протеазы превысила фоновые уровни, а уреазы – через год. Кислотность почвы приблизилась к допожарному уровню через 2 года. В целом пожары являются важным экологическим фактором современного почвообразования в степных экосистемах, имеющим как отрицательные, так и положительные последствия.

Ключевые слова: степные пожары, чернозем текстурно-карбонатный (Haplic Chernozems (Loamic, Tonguic)), физико-химические свойства, засоление почв, ферментативная активность

DOI: 10.1134/S0032180X19120049

ВВЕДЕНИЕ

Пожары в степи являются важным экологическим фактором, влияющим на состояние растительности и почвы. Исследованию их последствий в степных экосистемах Зауралья посвящено немало работ, в которых в основном рассматривались растительные сообщества [1, 3, 15, 16] и фауна членистоногих [13]. При этом выявлена не только отрицательная, но и положительная роль воздействия пожаров на растительность.

Многие авторы отмечают существенные постпирогенные изменения свойств почв: в содержании органического вещества, доступности питательных элементов, биологической активности в зависимости от температуры, продолжительности огня, состава горючего материала, структуры и влажности почв в первое время после прохождения огня [5–9, 18, 20, 21]. Например, в работе [23] показано заметное подщелачивание почвен-

ного раствора, расширение соотношения С : N, увеличение количества доступного фосфора, почти десятикратное возрастание содержания сульфат-ионов и аммонийного азота при снижении нитратного. При очень интенсивном пожаре содержание зольных элементов также возрастает, а органического углерода и азота – снижается [24]. Кроме того, изменения химических свойств почв могут быть связаны и с процессами послепожарной эрозии и переотложения сгоревшего материала [31, 34]. Как правило, сразу после пожара жизнедеятельность микробного сообщества почвы подавляется: снижается биомасса, численность и видовой состав бактерий и грибов [12, 25, 27, 29], даже после восстановления многих свойств экосистемы структура бактериального сообщества может отличаться от первоначальной [30].

Информация о постпирогенной трансформации свойств почв степи региона практически отсутствует. Очевидно, общие тенденции изменения

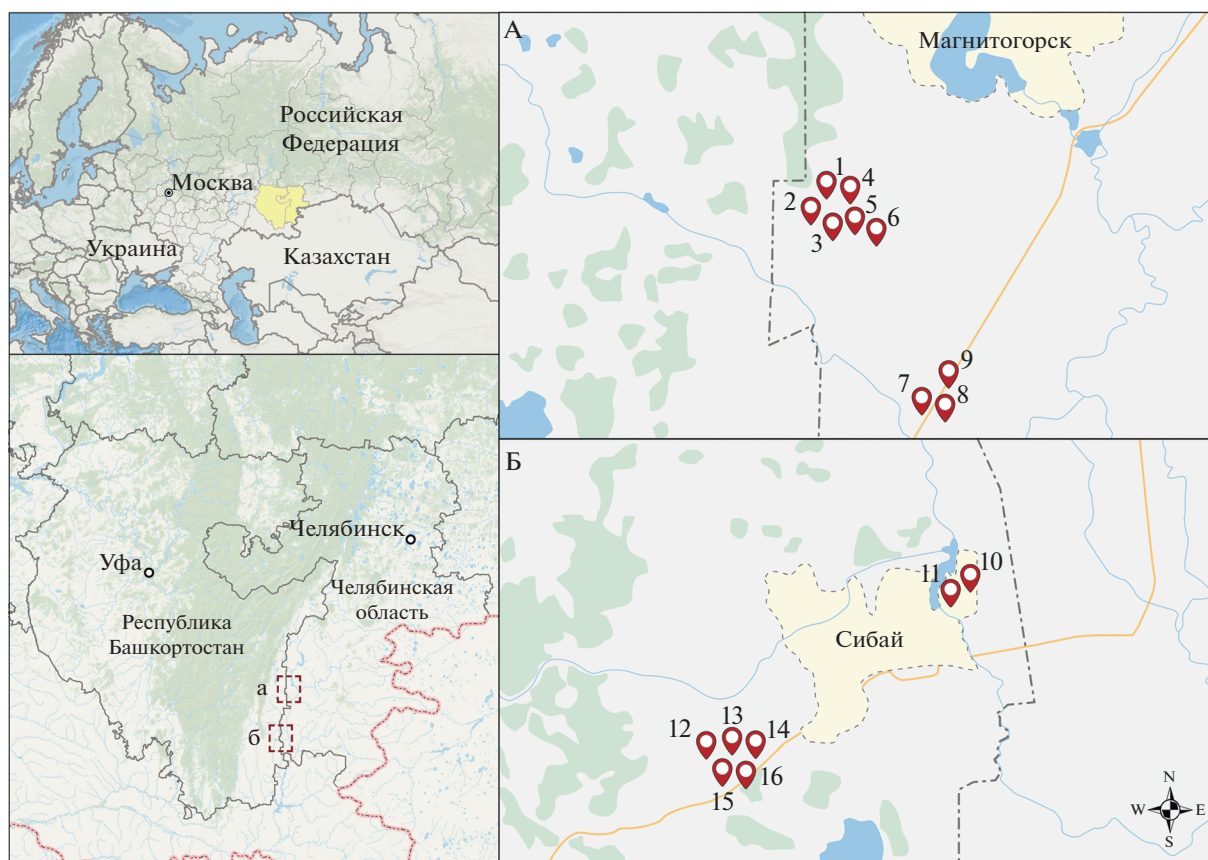


Рис. 1. Схема расположения участков.

свойств почв степи во многом соответствуют таковым в лесных экосистемах после низовых пожаров, когда сгорает только травяно-кустарничковый покров и лесная подстилка [4, 6, 11]. Специфика условий почвообразования в Зауральской степи, а именно засушливость климата, засоленность материнских пород и грунтовых вод, относительно меньшая продуктивность степной растительности, определяет некоторые особенности этих процессов.

Цель работы — изучение влияния степных пожаров на физико-химические свойства и ферментативную активность почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на целинных почвах в Зауральском равнинном агропочвенном округе степной зоны (рис. 1). Узкая полоса Зауральской равнины имеет общий наклон к востоку, к долине р. Урал. Равнинный рельеф осложнен всхолмлениями и озерными впадинами. Климат умеренно теплый, засушливый. Средняя июльская температура воздуха +18–20°C, средняя январская — –17°C. Количество осадков 270–308 мм, из них летом выпадает 41–247 мм. Засухи часты и продолжительны, их повторяемость — 40–50%.

Испарение влаги в степи летом составляет 10–15 мм/сут, на каменистой степи возрастает до 20 мм/сут [17, 22].

Предгорные районы и часть прилегающей равнины сложены вулканогенными породами: порфиритами, андезитами, диабазами, туфами, туфобрекчиями. Морские трансгрессии и отступления юрского, затем третичного морей оставили в наследство засоленность грунтов [14]. Почвообразующие породы представлены в основном карбонатными, делювиальными и элювиально-делювиальными отложениями. На них сформированы преимущественно черноземы текстурно-карбонатные тяжелосуглинистые и легкоглинистые (Haplic Chernozems (Loamic or Clayic, Tonguic)). Их характерным морфологическим признаком является темно-серая с буроватым оттенком окраска гумусового горизонта (AU) и резко выраженная языковатость и затечность текстурно-карбонатного гор. САТ. Поскольку мощность гор. AU редко превышает 20 см, для исследования отобрали смешанные образцы из пяти точек из слоев 0–5, 5–10 и 10–20 см. Исследования проводили через неделю, 1,5 и 2 мес., 1 и 2 года после прохождения пожаров.

Геоинформационная характеристика участков фоновых и пирогенных почв представлена в табл. 1.

Таблица 1. Геоинформационная характеристика участков





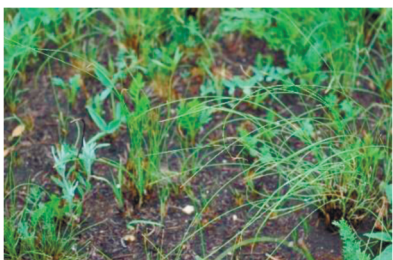
№ участка	Время после пожара	Координаты и высота над ур. м., м	Местоположение, растительность, общее проективное покрытие (ОПП)	Состояние участка при полевом обследовании (1 июля 2018 г.)
Челябинская область, Агаповский р-н				
1, фон к № 2–6	—	53.265976 N 58.919463 E <i>H</i> = 364	В 5 км к северо-востоку от п. Первомайский. Ковыльно-разнотравная степь с доминированием ковыля Залесского. ОПП 80–90%	
2	1.5 мес.	53.264914 N 58.919909 E <i>H</i> = 364	В 150 м к югу от фона. Ковыльно-разнотравная степь с доминированием ковыля Залесского. ОПП 40–50%	
3	1.5 мес.	53.263682 N 58.921111 E <i>H</i> = 363	В 100 м к юго-востоку от участка 2, Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля. ОПП 30–40%	
4	1.5 мес.	53.265793 N 58.924426 E <i>H</i> = 370	В 300 м к северу от участка 2. Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля Залесского. ОПП 30–40%	
5	1.5 мес.	53.266036 N 58.924239 E <i>H</i> = 370	В 100 м к северу от участка 4. Луговая степь с доминированием караганы кустарниковой. ОПП 20–30%	

Таблица 1. Продолжение






№ участка	Время после пожара	Координаты и высота над ур. м., м	Местоположение, растительность, общее проективное покрытие (ОПП)	Состояние участка при полевом обследовании (1 июля 2018 г.)
6	1.5 мес.	53.263322 N 58.931357 E $H = 372$	В 500 м к востоку от участка 2. Луговая степь с доминированием караганы кустарниковой. ОПП 30–40%	
7, фон к № 8, 9	—	53.172373 N 58.997944 E $H = 342$	В 5 км к северу от от п. Янгельский. Ковыльно-разнотравная степь с доминированием ковыля Залесского. ОПП 80–90%	
8	1 год	53.172099 N 58.996099 E $H = 343$	В 200 м к юго-западу от фона. Овсцово-ковыльная степь с доминированием овсеца пустынного. ОПП 50–60%	
9	2 года	53.172481 N 58.996254 E $H = 341$	В 100 м к северу от участка 8. Ковыльно-разнотравная степь с доминированием ковыля Залесского. ОПП 75–85%	
Республика Башкортостан, Баймакский район				
10, фон к № 11	—	52.740111 N 58.754507 E $H = 343$	В 6 км к востоку от г. Сибай. Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля Лессинга. ОПП 90–95%	

Таблица 1. Продолжение







№ участка	Время после пожара	Координаты и высота над ур. м., м	Местоположение, растительность, общее проективное покрытие (ОПП)	Состояние участка при полевом обследовании (1 июля 2018 г.)
11	1 нед.	52.739548 N 58.753646 E $H = 342$	В 6 км к востоку от г. Сибай. Свежий степной пал ОПП 2–5%	
12, фон к № 13	–	52.661865 N 58.582534 E $H = 431$	В 1 км к северо-востоку от д. Хасаново. Остепненный послелесный луг с доминированием вейника наземного. ОПП 85–95%	
13	2 мес.	52.661159 N 58.583976 E $H = 429$	В 300 м к востоку от фона. Остепненный послелесный луг с доминированием вейника наземного. ОПП 30–40%	
14, фон к № 15, 16	–	52.663811 N 58.595226 E $H = 418$	В 2 км к северо-востоку от д. Хасаново. Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля Лессинга. ОПП 80–90%	
15	2 мес.	52.664910 N 58.593627 E $H = 418$	В 100 м к северу от фона. Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля Лессинга. ОПП 25–35%	

Таблица 1. Окончание

№ участка	Время после пожара	Координаты и высота над ур. м., м	Местоположение, растительность, общее проективное покрытие (ОПП)	Состояние участка при полевом обследовании (1 июля 2018 г.)
16	2 мес.	52.666062 N 58.597329 E $H = 415$	В 100 м к востоку от участка 15. Ковыльно-разнотравная каменистая степь с доминированием ковыля Лес-синга. ОПП 25–35%	

Лабораторно-аналитические исследования проводили общепринятыми методами [2]: содержание углерода – по Тюрину с окончанием по Орлову и Гриндель; щелочногидролизующего азота – по Корнфилду; подвижного фосфора и калия – по Чирикову; кальция и магния – трилонометрическим методом; обменного натрия по методу Пфеффера в модификации Молодцова и Игнатовой; реакцию среды – потенциометрически. Для определения содержания и состава солей использовали стандартную водную вытяжку в соотношении 1 : 5. Ферментативную активность почвы определяли по [19]: уреазы по методу Щербакова и Райхинштейна, инвертазы по – Щербаковой, протеазы – по Галстяну с окончанием по Лоури и др., дегидрогеназы – по Ленарду.

Результаты обрабатывали статистически в программе Microsoft Excel 2010.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Морфологические свойства почв после прохождения пожара изменялись незначительно и только в верхнем 0–5 см слое: на поверхности осталась зола сгоревших растений и войлока, потемнела окраска почвы, сложение стало более рыхлым. Эти изменения в скором времени нивелировались, и уже через 1.5–2 мес. очевидным оставалось только наличие зольной присыпки на поверхности почвы. Более существенное влияние пожары оказали на физико-химические свойства почв. Черноземы текстурно-карбонатные характеризуются нейтральной и близкой к ней реакцией среды и высоким содержанием обменных катионов, в составе которых преобладает кальций. После прохождения пожаров наблюдалось подщелачивание почвенного раствора, наиболее ярко выраженное в слое 0–5 см (табл. 2). Через неделю после пожара значения рН были выше фоновых на 1.5 ед., реакция среды перешла из близкой к нейтральной в категорию слабощелочная. Со временем эти различия постепенно снижались, и через 2 года

значения рН водной суспензии почвы соответствовали допозжарному уровню. В целом изменение фоновых значений кислотности положительно коррелировало с содержанием обменных катионов: с обменными кальцием и калием $r = 0.58$; с натрием – 0.65 (при $p < 0.001$; $n = 48$). При этом в слое 0–5 см коэффициент корреляции с содержанием кальция достигал 0.78 (при $p < 0.001$; $n = 16$). В отличие от содержания кальция, содержание магния в почвах существенно не изменилось. Содержание обменного натрия в почвенно-поглощающем комплексе фоновых почв по сравнению с содержанием кальция и магния очень невелико (0.17 ± 0.01 смоль(экв)/кг, $n = 15$), но тенденция к его постпирогенному повышению до 0.23 ± 0.01 смоль(экв)/кг ($n = 33$) может стать одним из факторов, способствующих развитию солонцового процесса.

Валовое содержание гумуса в черноземах текстурно-карбонатных соответствует среднему уровню – 5.9–6.3%. Многие авторы указывают на увеличение содержания углерода в почве вследствие сгорания растительного материала как в лесных, так и степных экосистемах [7, 9, 18, 21, 25, 28]. В наших исследованиях максимальное увеличение (8.7–12.0% относительно исходного содержания) отмечено в слое 0–5 см через 1.5–2 мес. Со временем различия сглаживались и через два года составили 3.7%. Эта тенденция прослеживалась и в нижележащих слоях. Содержание потенциально доступного для растений щелочногидролизующего азота вследствие пожара, как правило, возрастало приблизительно на 100 мг/кг почвы в верхнем 0–5 см слое и почти не изменялось в слое 10–20 см. Его повышенные концентрации сохранялись в течение двух лет исследований. Целинные черноземы текстурно-карбонатные Южноуральского региона характеризуются низкой и средней обеспеченностью подвижным фосфором, высокой и очень высокой – калием. После прохождения пожара содержание этих элементов резко возрастало за счет веществ, образовавшихся при сгорании органического материала и оставалось на этом

Таблица 2. Химические свойства почв

№ участка	Слой, см	С, %	рН Н ₂ О	Обменные катионы, смоль(экв)/кг			N _{шел}	P ₂ O ₅ подв	K ₂ O _{подв}	Сухой остаток, %
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺				
1, фон к № 2–6	0–5	3.67	6.2	34	8	0.21	322	29	250	0.11
	5–10	3.61	6.1	35	8	0.21	322	19	95	0.13
	10–20	3.51	6.0	32	8	0.19	308	16	75	0.10
2 (1.5 мес.)	0–5	4.08	7.5	39	8	0.29	448	200	750	0.19
	5–10	3.76	7.2	37	7	0.23	336	94	245	0.14
	10–20	3.71	7.3	38	7	0.29	308	80	180	0.17
3 (1.5 мес.)	0–5	3.99	6.9	39	9	0.29	392	167	650	0.32
	5–10	3.71	7.0	38	9	0.22	308	62	500	0.13
	10–20	3.69	6.6	38	10	0.19	252	35	220	0.10
4 (1.5 мес.)	0–5	3.92	6.7	37	7	0.25	364	45	500	0.15
	5–10	3.72	6.2	35	8	0.23	266	22	190	0.12
	10–20	3.74	6.1	34	10	0.13	224	18	90	0.12
5 (1.5 мес.)	0–5	3.79	7.4	37	7	0.34	364	82	500	0.15
	5–10	3.55	7.5	36	6	0.33	224	51	600	0.13
	10–20	3.58	7.6	32	7	0.23	210	52	450	0.12
6 (1.5 мес.)	0–5	4.14	7.2	41	11	0.35	840	762	1100	0.56
	5–10	3.85	6.9	36	10	0.33	336	73	200	0.16
	10–20	3.76	6.8	33	8	0.23	336	47	205	0.15
7, фон к № 8, 9	0–5	3.64	6.7	35	7	0.21	343	56	300	0.13
	5–10	3.51	6.7	34	8	0.21	250	37	105	0.10
	10–20	3.42	6.5	33	9	0.19	202	32	90	0.08
8 (1 год)	0–5	3.72	7.2	40	9	0.26	364	217	900	0.15
	5–10	3.53	7.1	33	7	0.22	238	104	400	0.14
	10–20	3.46	6.6	36	9	0.21	182	51	175	0.15
9 (2 года)	0–5	3.82	6.9	41	10	0.27	420	216	700	0.15
	5–10	3.54	6.8	34	9	0.32	280	69	450	0.13
	10–20	3.67	6.5	33	10	0.20	224	77	210	0.10
10, фон к № 11	0–5	3.40	6.2	31	8	0.13	252	84	190	0.06
	5–10	3.34	6.1	31	8	0.13	252	67	135	0.10
	10–20	3.35	6.5	34	9	0.23	168	106	65	0.12
11 (1 нед.)	0–5	3.65	7.7	40	6	0.17	364	163	450	0.13
	5–10	3.43	7.2	36	5	0.16	280	91	155	0.19
	10–20	3.40	6.8	37	8	0.23	196	105	110	0.12
12, фон к № 13	0–5	3.58	6.7	36	10	0.19	448	21	105	0.16
	5–10	3.63	6.5	36	9	0.14	420	16	70	0.11
	10–20	3.56	6.4	34	10	0.13	364	16	65	0.10
13 (2 мес.)	0–5	4.01	7.0	38	7	0.23	532	42	450	0.39
	5–10	3.85	6.8	32	9	0.19	392	19	135	0.19
	10–20	3.72	6.4	34	10	0.15	336	16	80	0.14
14, фон к № 15, 16	0–5	3.40	6.0	29	9	0.18	364	34	195	0.10
	5–10	3.32	6.0	26	9	0.13	336	19	100	0.09
	10–20	3.31	6.2	27	8	0.09	252	16	86	0.09
15 (2 мес.)	0–5	3.67	6.4	34	7	0.22	476	52	550	0.21
	5–10	3.64	6.3	36	8	0.16	364	24	240	0.13
	10–20	3.56	6.2	35	6	0.09	252	24	160	0.10
16 (2 мес.)	0–5	3.82	7.3	35	8	0.28	616	89	1500	0.26
	5–10	3.75	6.4	36	8	0.18	364	35	450	0.17
	10–20	3.65	6.2	36	9	0.15	420	24	145	0.12

Таблица 3. Состав водной вытяжки почвы

№ участка, слой, см (время после пожара)	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Сумма солей, %		Суммарный эффект токсичных ионов*, смоль(экв) Cl ⁻ /кг почвы
	смоль(экв)/кг почвы							токсич- ных	нетоксич- ных	
1, 0–5 (фон к № 2, 6)	1.08	0.06	0.7	0.72	0.21	0.2	0.71	0.036	0.115	0.21
2, 0–5 (1.5 мес.)	0.84	0.08	1.0	0.6	0.3	0.2	0.82	0.036	0.118	0.21
6, 0–5 (1.5 мес.)	2.0	0.27	3.9	2.3	0.8	0.3	2.77	0.07	0.420	0.50
6, 10–20 (1.5 мес.)	0.64	0.08	1.1	0.43	0.2	0.1	1.09	0.028	0.123	0.18
10, 0–5 (фон к № 11)	0.6	0.06	0.52	0.48	0.14	0.2	0.36	0.027	0.066	0.15
11, 0–5 (1 нед.)	0.72	0.08	0.64	0.68	0.18	0.2	0.38	0.025	0.087	0.15
12, 0–5 (фон к № 13)	0.28	0.10	1.12	0.6	0.15	0.24	0.51	0.025	0.089	0.16
13, 0–5 (2 мес.)	0.34	0.12	1.41	0.63	0.16	0.3	0.78	0.03	0.114	0.18

Примечание. Токсичные ионы: CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻.

уровне в течение двух лет. Постпирогенные изменения в содержании элементов питания (N, P, K) на всех 10 горелых участках коррелировали между собой ($r = 0.56–0.68$ при $p < 0.01$; $n = 33$).

Одним из важнейших факторов, способствующих опустыниванию степных ландшафтов, является засоление почв. После прохождения пожаров в верхних слоях почвы могут накапливаться водорастворимые соли [32, 33]. Помимо поступления с золой от сгоревшего органического материала они в условиях повышенной температуры могут подниматься по почвенному профилю вверх при наличии минерализованных грунтовых вод и/или солесодержащих подстилающих пород. В наших исследованиях почвы всех фоновых участков не были засолены (табл. 2) и содержали в среднем $0.11 \pm 0.01\%$ сухого остатка, на горелых его количество возросло до $0.17 \pm 0.02\%$, максимальное значение составило 0.56% . На этом участке почва оказалась слабозасоленной и по суммарному эффекту содержания токсичных ионов (HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻), выраженному в смоль(экв) Cl⁻/кг почвы (табл. 3). В целом увеличение содержания нетоксичных солей обусловлено увеличением количества кальция и особенно калия в постпирогенных почвах, при этом состав анионов водной вытяжки остается сульфатно-гидрокарбонатным.

Как известно, ферментативная активность почв (ФАП) в значительной степени определяется поступлением в почву экзо- и эндоферментов почвенных микроорганизмов, корней растений и продуктов жизнедеятельности разных представителей фауны. Поскольку пожары оказывают большое влияние на эти факторы [20], изменяется и ФАП, но информации об этом аспекте пирогенеза недостаточно. После лесных пожаров

активность почвенных ферментов заметно снижалась [8, 26, 29], в отличие от них в почвах степей она изменялась разнонаправленно (табл. 4).

Для черноземов текстурно-карбонатных Зауральской степной зоны характерен широкий разброс в показателях ферментативной активности в зависимости от природных и, особенно, антропогенных факторов. Так, на участке 10, расположенном вблизи отвалов медно-цинково-колчеданного месторождения, активность дегидрогеназы, инвертазы и уреазы в почве в 2–4 раза меньше, чем на экологически более чистых участках. В первую неделю после пирогенного воздействия в черноземе текстурно-карбонатном активность дегидрогеназы, уреазы и протеазы снизилась на 8–11, а инвертазы, участвующей в трансформации углеводов — на 18%. Практически на всех участках, где после пожара прошло 1.5 мес., активность дегидрогеназы, инвертазы и протеазы превысила фоновые уровни. В отличие от них активность уреазы, катализирующей гидролиз мочевины, восстановилась через год. Следует отметить, что на участке с наибольшим содержанием токсичных солей наблюдалось ингибирование уреазы и дегидрогеназы, активность которых снизилась на 44–48%.

Относительно быстрое восстановление ФАП по всей видимости связано с нормализацией микрофлоры и питательного режима почв, восстановлением проективного покрытия, которое после раннелетних пожаров достигало 40% уже через 1.5–2 мес. Очевидно, через 1–2 года после пожара происходит интенсификация дернового процесса, чему способствует также минимальный риск развития эрозионных процессов [10] в условиях выровненного рельефа и интенсивного зарастания горелых участков.

Таблица 4. Ферментативная активность почв (в слое 0–5 см)

№ участка (время после пожара)	Дегидрогеназа, мг формазана за 24 ч/г	Инвертаза, мг N–NH ₃ за 3 ч/г	Уреаза, мг N–NH ₃ за 3 ч/г	Протеаза, мг аминного азота за 24 ч/г
1 (фон к № 2–6)	8.18	48.02	5.99	18.06
2 (1.5 мес.)	9.62	63.58	5.19	19.01
3 (1.5 мес.)	8.83	67.99	4.49	19.48
4 (1.5 мес.)	9.15	73.62	3.61	19.46
5 (1.5 мес.)	9.04	74.97	5.13	19.64
6 (1.5 мес.)	4.26	59.90	3.38	22.93
7 (фон к № 8, 9)	7.90	77.80	3.87	18.12
8 (1 год)	8.15	83.18	4.61	19.10
9 (2 года)	8.29	90.89	4.80	19.56
10 (фон к № 11)	1.99	21.07	1.65	19.15
11 (1 нед.)	1.79	17.39	1.47	17.63
12 (фон к № 13)	8.27	79.27	8.23	19.83
13 (2 мес.)	9.38	90.65	8.14	19.86
14 (фон к № 15, 16)	5.42	53.78	6.67	18.06
15 (2 мес.)	9.10	84.77	6.39	20.03
16 (2 мес.)	10.71	66.15	5.86	21.33

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

После прохождения степных пожаров свойства чернозема текстурно-карбонатного изменяются в основном в верхней части гумусово-аккумулятивного горизонта: реакция почвенного раствора подщелачивается, в составе обменных катионов возрастает содержание кальция и натрия, увеличивается содержание углерода и обеспеченность почвы щелочногидролизуемым азотом, подвижным фосфором и обменным калием. Пирогенное воздействие сопровождается увеличением содержания водорастворимых солей, в основном, за счет нетоксичных соединений кальция и особенно калия, а состав анионов остается сульфатно-гидрокарбонатным.

В первую неделю после прохождения пожара ФАП снижается, но активность дегидрогеназы, инвертазы и протеазы восстанавливается через полтора месяца, а уреазы – через год.

Таким образом, пожары являются важным экологическим фактором современного почвообразования в степных экосистемах, имеющим как положительные (обогащение элементами питания, нейтрализация кислотности, увеличение ФАП), так и отрицательные последствия (увеличение содержания водорастворимых солей и обменного натрия), что повышает риск развития процессов засоления и осолонцевания почв и опустынивания степных ландшафтов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Минобрнауки России № 075-00326-19-00 по теме № АААА-А18-118022190102-3 и частично поддержана грантом РФФИ № 18-34-00477. Часть результатов была получена с использованием оборудования ЦКП “Агидель”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абдулина К.Х., Юнусбаев У.Б., Янтурин С.И.* Влияние палов на живую надземную фитомассу степей Башкирского Зауралья // Вестник Академии наук Республики Башкортостан. 2008. Т. 13. № 1. С. 23–24.
2. *Агрхимические методы исследования почв.* М.: Наука, 1975. 656 с.
3. *Анилова Л.В., Шорина Т.С., Пятина Е.В.* К вопросу о влиянии пирогенного фактора на растительный покров степей Оренбургского Предуралья // Изв. Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2011. № 12(131). С. 19–20.
4. *Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Сулейманов Р.Р., Комиссаров М.А., Хабиров И.К., Сидорова Л.В., Назырова Ф.И., Простякова З.Г., Котлугалямова Э.Ю.* Влияние низовых пожаров на свойства и эрозию лесных почв южного Урала (Башкирский государственный природный заповедник) // Почвоведение. 2019. № 4. С. 412–421. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19040075>
5. *Габбасова И.М., Сулейманов Р.Р., Ситдиков Р.Н., Гарипов Т.Т.* Пирогенная деградация торфяных почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 724–730.

6. Геннадиев А.Н., Цибарт А.С. Факторы и особенности накопления пирогенных полициклических ароматических углеводородов в почвах заповедных и антропогенно-измененных территорий // Почвоведение. 2013. № 1. С. 32–40. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13010024>
7. Горбунова Ю.С., Девятова Т.А., Григорьевская А.Я. Влияние пожара на почвенный и растительный покров лесов центрального Черноземья России // Аридные экосистемы. 2014. Т. 20. № 4(61). С. 76–85.
8. Девятова Т.А., Горбунова Ю.С. Изменение ферментативной активности почв в черноземе выщелоченном при пирогенном воздействии // Вестник Воронежского гос. ун-та. Сер. Химия. Биология. Фармация. 2012. № 2. С. 136–143.
9. Дымов А.А., Габов Д.Н., Дубровский Ю.А. Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (средняя тайга, Республика Коми) // Почвоведение. 2014. № 2. С. 144–154. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14020051>
10. Комиссаров М.А., Габбасова И.М. Эрозия агрочерноземов при орошении дождеванием и моделировании осадков в Южной лесостепи Башкирского Предуралья // Почвоведение. 2017. № 2. С. 264–272. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17020071>
11. Краснощекоев Ю.Н. Почвы горных лесов Прибайкалья и их трансформация под влиянием пожаров // Почвоведение. 2018. № 4. С. 387–401. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18040019>
12. Максимова Е.Ю., Кудинова А.Г., Абакумов Е.В. Функциональная активность почвенных микробных сообществ постпирогенных островных сосновых лесов г. Тольятти Самарской области // Почвоведение. 2017. № 2. С. 249–255. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17020113>
13. Немков В.А., Сапига Е.В. Влияние пожаров на фауну наземных членистоногих заповедных степных экосистем // Экология. 2010. № 2. С. 141–147.
14. Почвы Башкортостана. Т. 1: Эколого-генетическая и агропроизводственная характеристика. Уфа: Гилем, 1995. 384 с.
15. Рябина З.Н., Ятурин С.И., Рябцов С.Н., Абдулина К.Х., Юнусбаев У.Б. Роль степных пожаров в формировании растительного покрова Южного Урала. Уфа: Гилем, 2010. 220 с.
16. Рябцов С.Н. Формирование степного биогеоценоза под воздействием пирогенного фактора // Безопасность в техносфере. 2012. Т. 1. № 1. С. 17–19.
17. Селянинов Г.Т. Перспективы развития субтропического хозяйства СССР в связи с природными условиями. Ленинград: Гидрометеиздат, 1961. 195 с.
18. Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С. Почвы постпирогенных лиственничников средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // Почвоведение. 2017. № 8. С. 912–925. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080111>
19. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
20. Хилова Е.С. Влияние пирогенного фактора на биологическую активность почв степных ландшафтов // Изв. Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2017. № 4(66). С. 213–216.
21. Чевычелов А.П., Шахматова Е.Ю. Постпирогенные полициклические почвы в лесах Якутии и Забайкалья // Почвоведение. 2018. № 2. С. 243–252. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18020120>
22. Чибилев А.А. Природа Оренбургской области. Ч. 1. Физико-географический и историко-географический очерк. Оренбург, 1995. 128 с.
23. Blank R.R., Allen F., Young J.A. Growth and elemental content of several sagebrush-steppe species in unburned and post-wildfire soil and plant effects on soil attributes // Plant and Soil. 1994. V. 164. P. 35–41. <https://doi.org/10.1007/BF00010108>
24. Emmerich W.E. Nutrient dynamics of rangelands burns in Southeastern Arizona // J. Range Management Archives. 1999. V. 52. P. 606–614.
25. Erkovan S., Koc A., Gullap M.K., Erkovan H.I., Bilen S. The effect of fire on the vegetation and soil properties of ungrazed shortgrass steppe rangeland of the Eastern Anatolia region of Turkey // Turkish J. Agriculture Forestry. 2016. V. 40. P. 290–299. <https://doi.org/10.3906/tar-1508-121>
26. Fernández-García V., Miesel J., Baeza M.J., Marcos E., Calvo L. Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire // Appl. Soil Ecology. 2019. V. 135. P. 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.002>
27. Gliessman S.R. Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Publishing Group, 2006. p. 408.
28. Gullap M.K., Erkovan S., Erkovan H.I., Koc A. Effects of fire on litter, forage dry matter production, and forage quality in steppe vegetation of eastern Anatolia, Turkey // J. Agricult. Sci. Technol. 2018. V. 20. P. 61–70.
29. Moya D., González-De Vega S., Lozano E. et al. The burn severity and plant recovery relationship affect the biological and chemical soil properties of Pinus halepensis Mill. stands in the short and mid-terms after wildfire // J. Environ. Managem. 2019. V. 235. P. 250–256. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.029>
30. Pérez-Valera E., Goberna M., Verdú M. Fire modulates ecosystem functioning through the phylogenetic structure of soil bacterial communities // Soil Biol. Biochem. 2019. V. 129. P. 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.007>
31. Sankey J.B., Germino M.J., Sankey, T.T., Hoover A.N. Fire effects on spatial patterning of soil properties in sagebrush steppe, USA: a meta analysis // Int. J. Wildland Fire. 2012. V. 21. P. 545–556. <https://doi.org/10.1071/WF11092>
32. Valko O., Deak B., Magura T. et al. Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands – A multi-taxa approach // Sci. Total Environ. 2016. V. 572. P. 1377–1384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.184>
33. Valko O., Torok P., Deak B., Tothmeresz B. Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands // Basic Appl. Ecol. 2014. V. 15. P. 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2013.11.002>
34. Wagenbrenner N.S., Germino M.J., Lamb B.K., Robichaud P.R., Foltz R.B. Wind erosion from a sagebrush steppe burned by wildfire: measurements of PM10 and total horizontal sediment flux // Aeolian Res. 2013. V. 10. P. 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.10.003>

The Impact of Fires on the Properties of Steppe Soils in the Trans-Ural Region

I. M. Gabbasova^{1, #}, T. T. Garipov¹, M. A. Komissarov¹, R. R. Suleimanov¹, Ya. T. Suyundukov², R. F. Khasanova², L. V. Sidorova¹, A. V. Komissarov³, A. R. Suleimanov¹, and F. I. Nazyrova¹

¹*Institute of Biology, Ufa Research Center of the Russian Academy of Sciences, Ufa, 450054 Russia*

²*Institute of strategic research of the Republic of Bashkortostan, Ufa, 450008 Russia*

³*Bashkir State Agrarian University, Ufa, 450001 Russia*

[#]*e-mail: gimib@mail.ru*

The impact of fires of different ages (1 week, 1.5 and 2 months, and 1 and 2 years) on the properties of southern (texture-carbonate) chernozems was studied in the Trans-Ural steppe (Bashkortostan Republic and Chelyabinsk oblast, Russia). The topsoil horizons (0–5, 5–10, and 10–20 cm) were sampled in summer 2018. After the fires, the carbon content in the layer of 0–5 cm increased by 8.7–12.0% relative the initial content, and the contents of major nutrients (nitrogen, phosphorus, and potassium) sharply increased and remained at this level for two years. The values of pH in the humus horizon after the fire increased by 1.5 pH units. The contents of exchangeable calcium, potassium, and sodium correlated with pH ($r = 0.57, 0.58, \text{ and } 0.65$, respectively, at $p < 0.001$). The content of exchangeable sodium increased from 0.17 ± 0.01 to 0.23 ± 0.01 cmol(+)/kg soil. The TDS of water extracts from the soil of background plots averaged $0.11 \pm 0.01\%$ increasing to $0.17 \pm 0.02\%$ in the soils after fires; on some plots, the soils became slightly or moderately saline with the TDS of up to 0.56%; the composition of major anions remained stable and was characterized by a predominance of sulfates and bicarbonates. The activities of dehydrogenase, urease, and protease in a week after the fire decreased by 8–11%; the activity of invertase, by 18%. However, in 1.5 months after the fire, the activities of dehydrogenase, invertase, and protease were even higher than those in the background soil. The urease activity was restored to the background level in a year after the fire. The soil acidity approached the background level after two years. Fires are an important factor of pedogenesis in steppe ecosystems that have positive and negative consequences.

Keywords: steppe fires, texture-carbonate chernozems (Haplic Chernozems Pachic), physicochemical properties, soil salinization, enzymatic activity