

УДК 579.69:631.46:631.427.2

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ДЖИДИНСКОГО ВОЛЬФРАМО-МОЛИБДЕНОВОГО КОМБИНАТА (ЗАПАДНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ)

С. Г. Дорошкевич, О. К. Смирнова, П. А. Предеин

Геологический институт СО РАН (ГИН СО РАН), г. Улан-Удэ

E-mail: sv-doroch@mail.ru, meta@gin.bsnet.ru

Изучена целлюлозолитическая, протеолитическая и уреазная активность отходов горно-обогатительной фабрики Джидинского вольфрамо-молибденового комбината и почв, находящихся в зоне влияния этих отходов. Установлено, что почвы в зоне влияния отходов горно-обогатительного производства испытывают заметное отрицательное техногенное воздействие, самоочищающая же способность почвенного слоя – низкая.

Ключевые слова: биологическая активность почв, молибденитовые и сульфидно-вольфрамовые месторождения.

ВВЕДЕНИЕ

Джидинский вольфрамо-молибденовый комбинат, перерабатывавший молибденитовые и сульфидно-гюбнеритовые руды Первомайского, Холтосонского и Инкурского месторождений Джидинского рудного поля, более 60 лет являлся одним из ведущих предприятий горнодобывающей промышленности нашей страны. Холтосонское месторождение отрабатывалось с 1939 г., Инкурское – с 1973 г., Первомайское – с 1941 по 1973 г. В 1997 г. производство было законсервировано.

Руды перечисленных месторождений, кроме основных компонентов (вольфрама и молибдена), содержат ряд сопутствующих – свинец, цинк, медь, висмут, бериллий, фтор, золото и серебро. Однако существовавшие технологические схемы обогащения предусматривали получение в качестве конечной продукции только молибденитового и гюбнеритового концентратов. Большая часть сопутствующих компонентов при переработке как молибденитовых, так и сульфидно-гюбнеритовых руд до 1980 г. извлекалась в сульфидный промпродукт, часть из них рассеивалась в хвостах. После 1980 г. в хвостохранилище, функционирующее с 1958 г., поступал материал, представлявший собой смесь хвостов переработки руд и сульфидных промпродуктов молибденовой и вольфрамовой фабрик.

За весь период работы Джидинского комбината накоплено огромное количество продуктов

обогащения руд (суммарное количество хвостов в настоящее время ориентировочно составляет 50 млн т), которые, с одной стороны, интересны как возможное сырье для получения ряда металлов, а также в качестве строительных материалов (Ходанович, 1999), а с другой – негативно (токсично) воздействуют на окружающую среду (Яценко, 1994; Смирнова и др., 2006). По данным О. К. Смирновой с соавторами (2010, 2013), биодоступность токсичных элементов в лежалых хвостах со временем увеличивается. Наибольшая техногенная нагрузка приходится на природные ландшафты, непосредственно граничащие с хранилищами отходов обогащения руд, в том числе на один из основных компонентов ландшафта – почвы.

Устойчивое функционирование биогеоценозов зависит от постоянства биогенного обмена химическими элементами, одна из его составляющих – минерализация органического вещества в почвах. Важным показателем интенсивности деструкционных процессов в почве является ее биологическая активность. О ней можно судить по степени разложения желатинового слоя, интенсивности распада льняной ткани и скорости разложения мочевины (Мишустин, Петрова, 1968; Аристовская, Чугунова, 1989; Furczak, Joniec, 2007; Федорец, Медведева, 2009). Микробиологическая активность почвы зависит от совместного воздействия на нее ряда факторов: погодные условия, характер растительного покрова, свойства почвы и степень антропогенно-

го воздействия. Химическое загрязнение почв ведет к угнетению их микробиологической активности, в связи с чем аппликационный метод определения биологической активности почв «cotton strip assay» широко применяется в экологических исследованиях (Смагин и др., 2007; Пряженникова, 2011). Показатель уреазной активности, т. е. скорость процесса разложения мочевины в почве, используется для оценки ее экологического состояния в качестве показателя самоочищающей способности (Илюшкина, 2004; Напрасникова, 2005; Monty Kujur, Amiya Kumar Patel, 2014; Utobo, Tewari, 2015).

Цель данной работы – определение биологической активности отходов переработки руд джидинских месторождений и почв, находящихся в зоне их влияния.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Полевые опыты по изучению целлюлозолитической и протеолитической активности с применением аппликационного метода «cotton strip assay» (Методы..., 1991) и лабораторные опыты по исследованию биологической активности с использованием экспресс-метода (Аристовская, Чугунова, 1989) были проведены нами в песках хранилища отходов обогащения сульфидсодержащих руд джидинских месторождений, а также в аллювиальных почвах и почвах городской территории (г. Закаменск), находящихся в зоне их влияния.

В контуре хвостохранилища были выбраны три пробные площадки (рис. 1): 1п – пески тыловой части хвостохранилища, 2п – аллювиальная болотная почва на границе с тыловой частью хвостохранилища, 3п – аллювиальная болотная почва в 1500 м выше по течению руч. Барун-Нарын от тылового края хвостохранилища.

Пески тыловой части хвостохранилища в вертикальном разрезе характеризуются пересла-

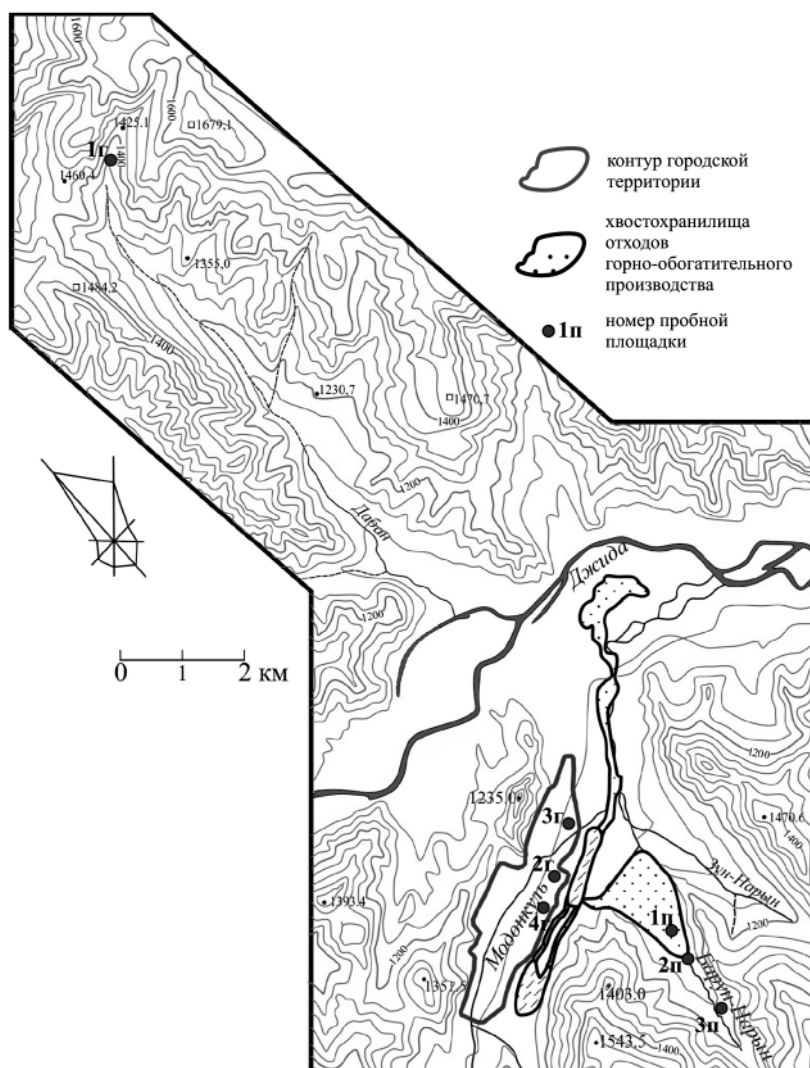


Рис. 1. Расположение пробных площадок зоны влияния Джидинского вольфрам-молибденового комбината: 1п – техногенные пески тыловой части хвостохранилища, 2п – аллювиальная болотная почва на границе с тыловой частью хвостохранилища, 3п – аллювиальная болотная почва в 1500 м выше по течению руч. Барун-Нарын от края тыловой части хвостохранилища; 1г – фоновый участок (падь Дабан), 2г – средний уровень загрязнения (городской парк), 3г – средний уровень загрязнения (огород, ул. Лучезарная, 16), 4г – максимальный уровень загрязнения (огород, ул. Баирова, 18)

Fig. 1. The test site locations in the influence zone of the Dzhidinsky tungsten-molybdenum plant: 1п – technogenic sands of the tailings rear, 2п – alluvial swamp soil on the boundary of the tailings rear, 3п – alluvial swamp soil, 1500 m from the edge of the tailings rear, up the Barun-Naryn stream; 1г – background site (Daban valley), 2г – average level of contamination (city park), 3г – average level of contamination (16, Luchezarnaya St., kitchen garden), 4г – maximum contamination level (18 Bairov St., kitchen garden)

иванием пластов разного гранулометрического состава (от илистых, пылеватых до мелкопесчаных) различной мощности (от 2 до 10–30 см), имеют сильноокислую реакцию среды (табл. 1). Основные минералы в хвостах – кварц и полевошпат. Из рудных минералов преобладает пирит (среднее 0,3%); в единичных зернах постоянно

Таблица 1. Физико-химические свойства техногенных песков и почв, находящихся в зоне их влияния в слое 0–20 см

Table 1. Physico-chemical properties of the technogenic sands and soils in the zone of their influence in the layer of 0–20 cm

№ площадки	Местоположение	pH		C _{орг} , %	Содержание фракций размером < 0,01 мм, %	Гранулометрический состав
		KCl	водн.			
1г	Падь Дабан	4,25	5,01	2,06	23,1	Легкий суглинок
2г	Городской парк	–	5,96	1,78	21,5	То же
3г	ул. Лучезарная	–	6,68	2,94	24,2	«
4г	ул. Баирова	–	6,12	1,40	27,8	«
1п	Техногенные пески	1,91	2,59	0,56	19,4	Супесь
2п	Граница с тыловой частью хвостохранилища	2,46	3,29	47,2*	–	–
3п	1500 м от края хвостохранилища вверх по течению руч. Барун-Нарын	4,35	5,80	51,9*	–	–

Примечание. Звездочка – потеря при прокаливании, %; прочерк – не определялось.

присутствуют гюбнерит, халькопирит, галенит, сфалерит, шеелит и блеклая руда; из нерудных – флюорит и берилл. Гюбнерит и шеелит находятся в сростках с нерудными минералами и сульфидами (Ходанович, 1999; Смирнова, Плюснин, 2013).

Аллювиальные болотные почвы в верхней части почвенного профиля имеют темно-серый перегнойный горизонт мощностью 20–30 см. Нижележащий горизонт представлен минеральной толщей разной степени оглеения. Реакция почв – сильнокислая-кислая в верхней части и кислая в нижней части профиля. Содержание органического вещества – 47–52% (см. табл. 1), степень его разложения – высокая. Для аллювиальной болотной почвы, находящейся на границе с тыловой частью хвостохранилища (2п), характерно наличие в верхней части почвенного профиля двухсантиметрового слоя тонкодисперсного минерального материала и равномерно распределенных илистых примесей в массе перегнойного горизонта.

Почвы городской территории, прилегающие к хвостохранилищу, отличаются разным уровнем загрязнения – от слабого до максимального (Смирнова и др., 2013). Поэтому были заложены несколько пробных площадок (см. рис. 1): на фоновом участке – 1г (падь Дабан) и на участках со средним – 2г (городской парк), 3г (огород, ул. Лучезарная, 16) и максимальным – 4г (огород, ул. Баирова, 18) уровнями загрязнения. Ассоциации основных химических элементов – загрязнителей, выявленных на этих участках, их коэффициенты концентрации и уровень загрязнения почв представлены в табл. 2. Почвы

городской территории в целом имеют близкую к нейтральной и нейтральную реакцию среды, легкосуглинистый гранулометрический состав, очень низкое и низкое содержание органического вещества в пределах 1,40–2,94% (см. табл. 1).

Для оценки целлюлозолитической активности техногенных песков и почв мы в их верхний (2–20 см) горизонт провели закладку льняных полотен в вертикальном положении размером 18×13 см и массой 2,5 г. Повторность опыта трехкратная; время экспозиции аппликаторов 65 (70) дней (июль-август 2013 и 2014 г.). Целлюлозолитическую активность почв определяли по объему разложившегося субстрата, выраженного в процентах от его первоначальной массы, по шкале активности Д. Г. Звягинцева (Звягинцев и др., 1980): очень слабая – 10, слабая – 10–30, средняя – 30–50, сильная – 50–80, очень сильная – 80%.

Для изучения протеолитической активности техногенных песков и почв мы в их верхние слои (2–20 см) закладывали фотопластины вертикально. Повторность опыта трехкратная; время экспозиции аппликаторов 3 сут (июль 2013 и 2014 г.). О протеолитической активности почв судили по площади разложившегося субстрата, выраженного в процентах от первоначальной.

Вегетационный период 2013 г. характеризовался значительным количеством выпавших атмосферных осадков (с максимумом в конце июля – начале августа), площадки в песках намывного хвостохранилища оказались затопленными. Поэтому в полевых опытах в 2013 г. на пробных площадках песков хвостохранилища была изучена только протеолитическая активность.

Таблица 2. Состав геохимических аномалий в верхнем горизонте почв пробных площадок

Table 2. The composition of geochemical anomalies in the upper soil horizon of the test sites

№ площадки	Местоположение	Ассоциация химических элементов (нижний индекс элемента – коэффициент его концентрации)	Показатель суммарного загрязнения (Zc)	Уровень загрязнения по В. В. Дмитриеву и Г. Т. Фрумину (2004)
1г	Падь Дабан	—	—	Фоновый участок
2г	Городской парк	Mo ₈ Sb _{3,9} Cd _{3,4} As _{2,8} Cu _{2,3} Zn _{1,3} Pb _{1,3} Ni _{1,3}	17,2	Средний
3г	ул. Лучезарная	Mo _{7,3} Sb _{4,2} Zn _{3,3} Cu _{3,3} Pb _{2,8} Ni _{1,9}	17,7	То же
4г	ул. Баирова	Sb ₁₀₀ Pb ₉₂ Mo ₇₁ W ₆₇ Cu ₁₀ Cd _{9,4} Zn _{4,6} Ni _{1,3}	348	Максимальный
1п	Техногенные пески	W ₁₅₁ Cd ₈₂ Pb ₄₃ Mo ₁₈ Zn ₁₄ As ₁₁ Cu ₉ Sb _{8,8} Ni _{1,9}	330	То же
2п	Граница с тыловой частью хвостохранилища	Cu _{32,5} Pb ₂₁ Sb _{4,3} Mo _{2,7} Ni _{1,7}	57,9	Сильный
3п	1500 м от края хвостохранилища вверх по течению руч. Барун-Нарын	Mo _{9,3} Pb _{4,3} Sb _{3,5} As _{2,4} Cu ₂ Zn _{1,3}	17,8	Средний

Полевые опыты по изучению целлюлозолитической и протеолитической активности проводили в естественных условиях залегания пробных площадок, поэтому сложно разграничить влияние тех или иных факторов (влажность, температура, химическое загрязнение и др.) на биологическую активность. В связи с этим мы провели лабораторные опыты по изучению биологической активности техногенных песков и почв с использованием экспресс-метода при оптимальной влажности (60% от полной влагоемкости исследуемых техногенных песков и почв) и оптимальной температуре (22°C) в чашках Петри (с навеской почвы 50 г и мочевины 0,5 г) с трехкратной повторностью. В качестве показателя уреазной активности рассматривалась величина времени увеличения щелочности паров, находящихся в равновесии с почвой в присутствии мочевины. Изменения pH среды фиксировали по цвету индикаторной бумажки каждые полчаса в течение 9 ч и через сутки (24 ч).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследований показали, что уровень разложения льняной ткани на фоновом участке (1г) в среднем за 2 года составил 38,9%, что относится к среднему уровню микробиологической активности по шкале Д. Г. Звягинцева (рис. 2). В почвах городских территорий со средним уровнем загрязнения деструкция льняного полотна (в среднем за 2 года) находилась в пределах 29,5–41,0%, что также соответствует среднему уровню микробиологической активности. В городском парке (средний уровень загрязнения) по годам исследований наблюдается снижение интенсивности разложения в 1,23–1,43 раза в сравнении с фоновым участком. На огородном участке по ул. Лучезарной скорость разложения льняной ткани была выше в 1,04–1,08 раза

по сравнению с фоновым участком и в 1,33–1,37 раз выше по сравнению с участком в городском парке. Такая активность микробиоты связана, на наш взгляд, с лучшим плодородием и хорошей аэрацией почвы изучаемого участка. Некоторые исследователи стимулирование процесса разложения целлюлозы связывают с повышенным содержанием тяжелых металлов, в сравнении с фоном, выступающих в этом случае в роли микроэлементов (Chew at al., 2001; Рылова, Степуть, 2005; Ившина и др., 2014). Целлюлозолитическая активность почвы на участке с максимальным загрязнением характеризовалась невысокими значениями – в среднем за 2 года 22,4% (слабый уровень по шкале Д. Г. Звягинцева), что в 1,78 раза ниже фона.

Минимальная деструкция льняного полотна отмечена в 2014 г. в техногенных песках хвостохранилища и в почвах, непосредственно примыкающих к ним: соответственно в 17,2–4,28 раза ниже уровня разложения льняного полотна на фоновом участке (см. рис. 2). Данные участки характеризуются максимальной степенью загрязнения (см. табл. 2), и именно это обстоятельство, по-видимому, способствовало снижению целлюлозолитической активности до очень слабой по шкале активности Д. Г. Звягинцева. Подобный эффект отмечен на загрязненных тяжелыми металлами почвах рядом авторов (Obbard, 1993; Feris at al., 2003; Рылова, Степуть, 2005; Kucharski at al., 2009; Семенова и др., 2012; Mousseau et al., 2014; и др.), причем при увеличении загрязнения влияние других внешних условий на скорость деструкции целлюлозы нивелируется (Воробейчик, Пишулин, 2011). В аллювиальной болотной почве, находящейся в 1500 м от края хвостохранилища вверх по течению руч. Барун-Нарын, разложение льняного полотна соответствовало слабому уровню загрязнения – 14,5%. И хотя

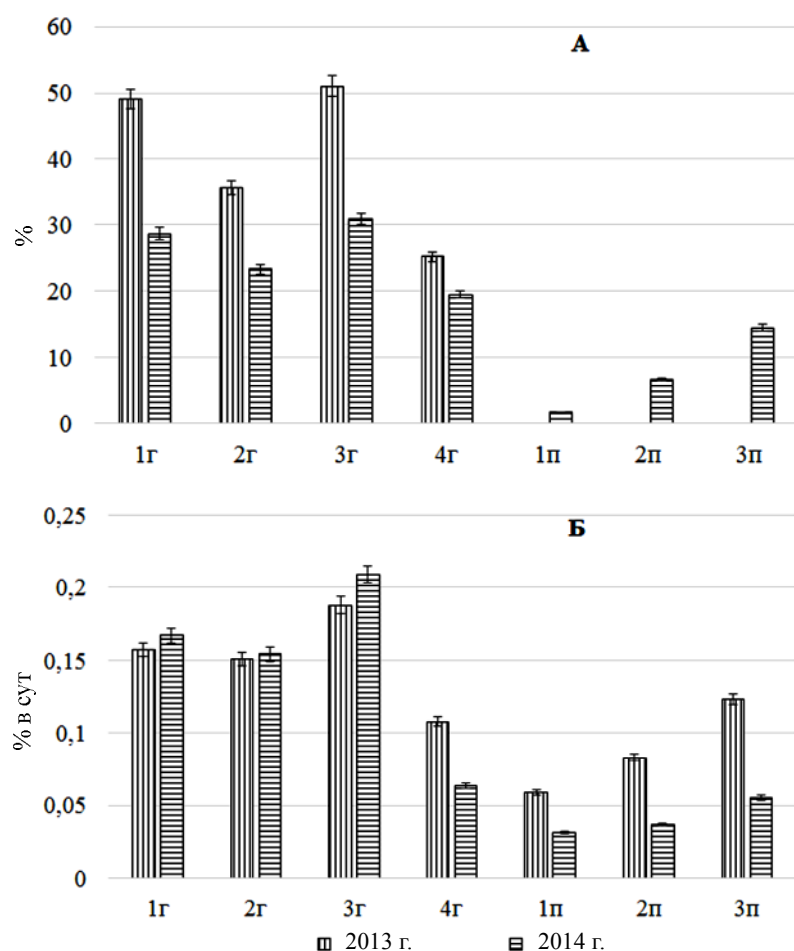


Рис. 2. Интенсивность разложения льняного полотна (А) и желатинового слоя (Б) по годам исследования в техногенных песках и почвах, находящихся в зоне их воздействия

Fig. 2. The intensity of decomposition of a linen strip (A) and a gelatin layer (B) in the technogenic sands and soils in the zone of their impact, by years of research

этот участок имеет средний уровень загрязнения (см. табл. 2), деструкция льняного полотна все же была ниже, чем на участке с максимальным загрязнением (4г). Угнетению целлюлозолитической активности почв на данной пробной площадке, по нашему мнению, способствуют неблагоприятные климатические условия – почвы здесь оттаивают на незначительную глубину (в середине июля по профилю почвы установлено наличие мерзлоты уже с глубины 65 см).

Уровень разложения желатинового слоя на фоновом участке (1г) в среднем за два года составил 0,162% в сутки (см. рис. 2). На территории городского парка деструкция желатинового слоя находится в пределах 0,151–0,154% в сутки, что ниже фоновых значений в 1,04–1,08 раза. Как и в случае с опытом по разложению льняного полотна, максимальная скорость разложения желатинового слоя отмечалась в почве огородного участка по ул. Лучезарной (в среднем за 2 года

0,199% в сутки), что подтверждает наше суждение о влиянии лучшего плодородия огородного участка на микробиологическую активность почв.

Деструкция желатинового слоя в почвах с максимальным загрязнением различалась по годам исследований (%/сут): в городских почвах в 2013 г. – 0,108 и в 2014 г. – 0,063; в песках хвостохранилища – 0,059 и 0,031 соответственно. Эти показатели в 1,45–2,65 и 2,66–5,38 раз ниже, чем на фоновом участке, соответственно. Протеолитическая активность в аллювиальных болотных почвах на границе хвостохранилища и за его пределами (1500 м от его края вверх по течению руч. Барун-Нарын) в среднем за два года была в 1,33–1,98 раза выше, чем в техногенных песках, и в 2,70–1,82 раза ниже фоновых значений соответственно. Скорость разложения желатинового слоя в точках наблюдения 1г–3г мало отличалась по годам исследований. На пробных площадках 4г, 1п–3п – в 2013 г. была выше в 1,71–2,24 раза по сравнению с 2014 г.

Разложение мочевины в образцах пробных площадок при оптимальных лабораторных условиях происходит неравномерно (рис. 3). Максимальная скорость разло-

жения мочевины отмечена на пробе фоновой площадки – начало разложения зафиксировано на второй час от начала опыта с максимальным значением рН среды (9,3) через 24 часа. В образцах площадок как с максимальным (4г, 1п), так и с сильным (2п) уровнями загрязнения уреазная активность была низкая: начало разложения мочевины отмечено только на четвертый час от начала опыта, а рН воздушной среды к концу опыта не поднималась выше 7,0. Почвы со средним уровнем загрязнения (2г, 3г, 3п) имеют промежуточные значения по интенсивности разложения мочевины между фоновым участком и участками с максимальным загрязнением. Следовательно, почвы, находящиеся в зоне воздействия отходов горно-обогатительного производства, испытывают большое техногенное воздействие и под влиянием меняющейся геохимической обстановки являются чувствительными к отрицательным изменениям. Незначительная скорость разложения мочевины в исследованных почвах характери-

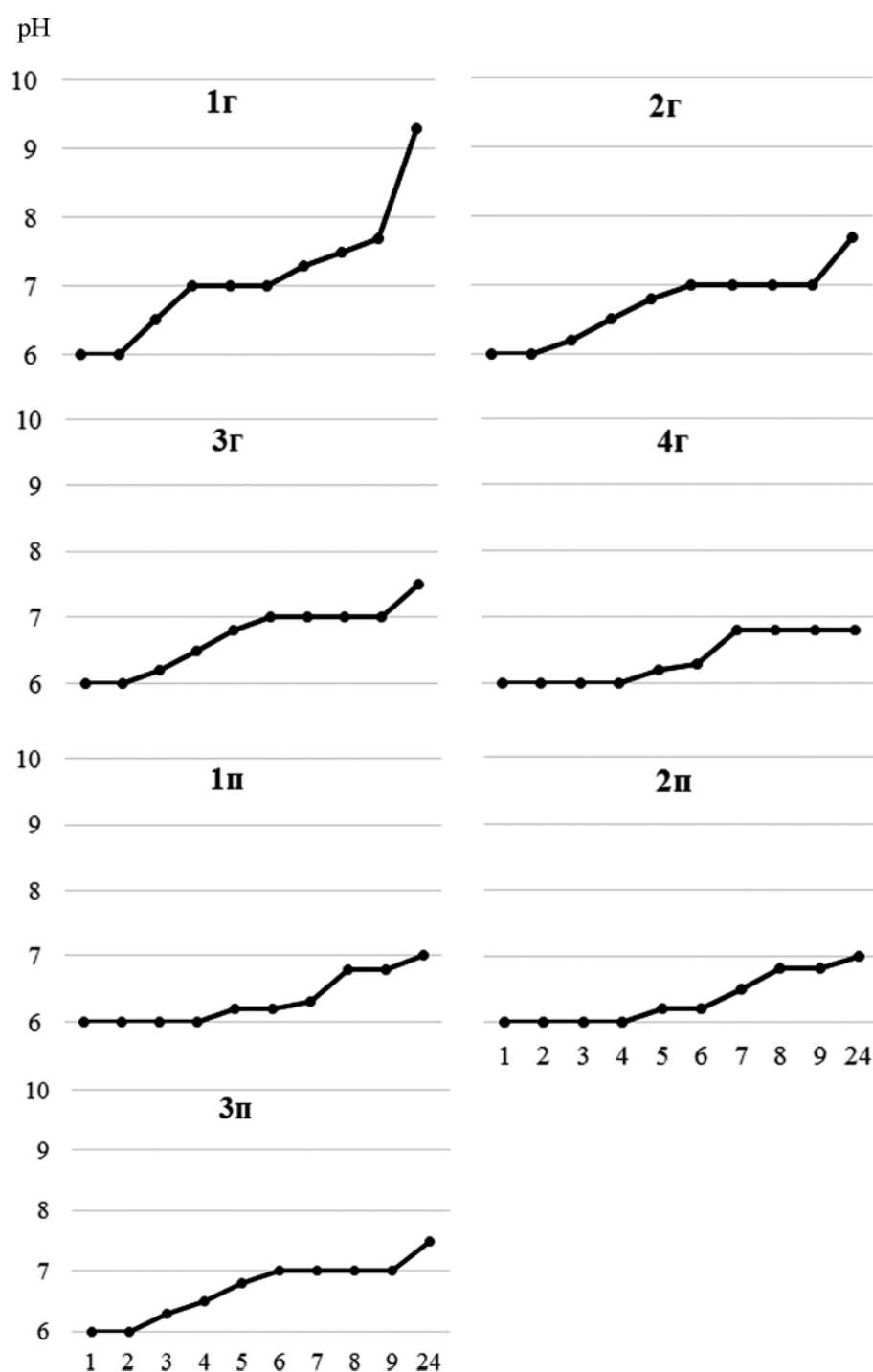


Рис. 3. Скорость увеличения pH воздушной среды в часах (1–9, 24) в техногенных песках и почвах, находящихся в зоне их воздействия

Fig. 3. The rate of pH increase in the air environment in the technogenic sands and soils in the zone of their impact, in hours (1–9, 24)

зует потенциальную самоочищающую способность почвенного покрова как низкую.

Таким образом, в результате проведенных исследований установлено, что биологическая активность в почвах, находящихся в зоне воздействия отходов обогащения сульфидсодержащих руд джидинских месторождений, напрямую за-

висит от уровня их загрязнения: отмечено угнетение целлюлозолитической, протеолитической и уреазной активности в почвах с максимальным уровнем загрязнения. Потенциальная самоочищающая способность этих почв низкая.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 13-05-01155а

ЛИТЕРАТУРА

- Аристовская Т. В., Чугунова М. В. Экспресс-метод определения биологической активности почвы // Почвоведение. – 1989. – № 11. – С. 142–147.
- Воробейчик Е. Л., Пищулин П. Г. Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях промышленного загрязнения // Там же. – 2011. – № 5. – С. 597–610 [Vorobeichik E. L., Pishchulin P. G. Effect of Trees on the Decomposition Rate of Cellulose in Soils under Industrial Pollution // Eurasian Soil Science. – 2011. – Vol. 44, No. 5. – P. 547–560].
- Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб.: Наука, 2004. – 294 с.
- Забелина О. Н. Оценка экологического состояния почвы городских рекреационных территорий на основании показателей биологической активности (на примере г. Владимира): автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Владимир, 2014. – 19 с.
- Звягинцев Д. Г., Асеева И. В., Бабьева И. П., Мирчик Т. Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. – М.: Изд-во Москов. ун-та, 1980. – 224 с.
- Ившина И. Б., Костина Л. В., Каменских Т. Н. и др. Почвенный микробиоценоз как показатель стабильности луговых сообществ при химическом загрязнении среды тяжелыми металлами // Экология. – 2014. – № 2. – С. 83–90 [Ivshina I. B., Kostina L. V., Kamenskikh T. N., Zhuikova V. A. et al. Soil microbiocenosis as an indicator of stability of meadow communities in the environment polluted with heavy metals // Russian Journal of Ecology. – 2014. – Vol. 45, No. 2. – P. 83–89].
- Илюшкина Л. Н. Биологическая активность почв урбаноземов г. Ростова-на-Дону и г. Азова: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Ростов-н/Д., 2004. – 24 с.
- Методы почвенной микробиологии и биохимии / под ред. Д. Г. Звягинцева. – М.: МГУ, 1991. – 294 с.
- Мишустин Е. Н., Петрова А. Н. Определение биологической активности почвы // Агрохимия. – 1968. – Т. 32. – Вып. 3. – С. 479–483.
- Напрасникова Е. В. Уреазная активность и pH как показатели состояния почв городов Восточной Сибири // Почвоведение. – 2005. – № 11. – С. 1345–1352 [Naprasnikova E. V. Urease activity and pH as indicators of the soil status in the cities of East Siberia // Eurasian Soil Science. – 2005. – Vol. 38, No. 11. – P. 1194–1200].
- Пряженникова О. Е. Целлюлозолитическая активность почв в условиях городской среды // Вестник КемГУ. – 2011. – № 3. – С. 9–13.
- Рылова Н. Г., Степуть Н. Ф. Изменение целлюлозной активности почв в результате загрязнения тяжелыми металлами // Вестник Удмурт. ун-та. – 2005. – № 10. – С. 65–70.
- Семенова И. Н., Суюндуков Я. Т., Ильбулова Г. Р. Биологическая активность почв как индикатор их экологического состояния в условиях техногенного загрязнения тяжелыми металлами (на примере Зауралья Республики Башкортостан). – Уфа: Гилем, 2012. – 195 с.
- Смагин А. В., Смагина М. В., Садовникова Н. Б. Методологические аспекты оценки биологической активности лесных грубодисперсных почв в условиях антропогенной нагрузки // Экол. вестник Северного Кавказа. – 2007. – Т. 3, № 2. – С. 72–87.
- Смирнова О. К., Плюснин А. М. Джидинский рудный район (проблемы, состояние окружающей среды). – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2013. – 180 с.
- Смирнова О. К., Дампилова Б. В. Динамика форм нахождения свинца, цинка, меди и их биодоступность в лежалых хвостах обогащения сульфидно-вольфрамовых руд // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий: сб. тр. III Всерос. симп. с междунар. участием, 29 нояб. – 2 дек. 2010 г. – Чита, 2010. – С. 58–62.
- Смирнова О. К., Дорошкевич С. Г., Дампилова Б. В. Оценка тенденций изменения содержания токсичных элементов в почвах г. Закаменска после консервации Джидинского вольфрамо-молибденового комбината // Геодинамика и минерагения Северо-Восточной Азии: материалы IV Всерос. науч.-практ. конф., посвящ. 40-летию Геологического института СО РАН, 26–31 авг. 2013 г. – Улан-Удэ, 2013. – С. 327–330.
- Смирнова О. К., Ходанович П. Ю., Яценко Р. И. Тяжелые металлы в техногенных ландшафтах района Джидинского горно-обогатительного комбината // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий: сб. тр. I Всерос. симп. с междунар. участием, 7–10 нояб. 2006 г. – Чита, 2006. – С. 82–87.
- Федорец Н. Г., Медведева М. В. Методика исследования почв урбанизированных территорий. – Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2009. – 84 с.
- Ходанович П. Ю. Лежалые отходы обогащения Джидинского вольфрамо-молибденового комбината как комплексные техногенные месторождения // Состояние и перспективы развития минерально-сырьевого и горнодобывающего комплексов Республики Бурятия: сб. материалов конф. по проблемам геологоразведочных и геологических научных исследований в Бурятии, 1–2 апр. 1999 г. – Улан-Удэ, 1999. – С. 142–151.
- Яценко Р. И. Способы и интенсивность рассеяния загрязняющих веществ от обогатительной фабрики Джидинского молибден-вольфрамового ГОКа // Ежегодник Бурят. науч. центра СО РАН. – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 1994. – Вып. 1. – С. 71–75.
- Chew I., Obbard J. P., Stanforth R. R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals // Environ Pollut. – 2001. – No. 111(3). – P. 367–375.
- Feris K., Ramsey P., Frazar C. et al. Differences in Hyporheic-Zone Microbial Community Structure along a Heavy-Metal Contamination Gradient // Applied Environmental Microbiology. – 2003. – Vol. 69, No. 9. – P. 5563–5573.
- Furczak J., Joniec J. Preliminary study of sludge effect on soil microbial activity of a podzolic soil under willow culture // International Agrophysics. – 2007. – Vol. 21. – P. 39–48.
- Kucharski J., Boros E., Wyszowska J. Biochemical Activity of Nickel-Contaminated Soil // Polish Journal of Environmental Studies. – 2009. – Vol. 18, No. 6. – P. 1039–1044.
- Monty Kujur, Amiya Kumar Patel. Kinetics of soil enzyme activities under different ecosystems: An index of soil quality // Chilean journal of agricultural research. – 2014. – Vol. 74, No. 1. – P. 96–104.
- Mousseau T. A., Milinevsky G., Kenney-Hunt J., Møller A. P. Highly reduced mass loss rates and increased litter

layer in radioactively contaminated areas // *Oecologia*. – 2014. – No. 175(1). – P. 429–437.

Obbard J. P., Jones K. C. The use of the cotton-strip assay to assess cellulose decomposition in heavy metal-contaminated sewage sludge-amended soils //

Environmental Pollution. – 1993. – Vol. 81(2), No. 6. – P. 173–178.

Utoho E. B., Tewari L. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status // *Applied ecology and environmental research*. – 2015. – No. 13(1). – P. 147–169.

Поступила в редакцию 03.04.2015 г.

BIOLOGICAL ACTIVITY OF SOILS IN THE ZONE OF THE DZHIDINSKY TUNGSTEN-MOLYBDENUM PLANT INFLUENCE (WESTERN TRANSBAIKALIA)

S. G. Doroshkevich, O. K. Smirnova, P. A. Predein

Cellulolytic, proteolytic, and urease activity of waste from the mill of the Dzhidinsky tungsten-molybdenum plant and the soils in the zone of these wastes influence have been studied. It is found that the soils in the zone of the mill waste influence experience a significant negative technogenic effect, while the self-cleaning ability of the soil layer is low.

Key words: biological activity of soils, molybdenum and sulfide-tungsten deposits.