

УДК 631.4

ИЗМЕНЕНИЕ МИНЕРАЛИЗУЮЩЕЙ АКТИВНОСТИ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОЧВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТИ КАДМИЕМ

*А.Р. Гильмуллина¹, П.Ю. Галицкая¹, А.А. Савельев¹,
Я.В. Кузяков^{1,2}, С.Ю. Селивановская¹*

¹*Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, 420008, Россия*

²*Гёттингенский университет имени Георга-Августа, г. Гёттинген, 37073, Германия*

Аннотация

Исследовано влияние внесения кадмия, глюкозы и их сочетания на выделение CO₂ из почв, различающихся по содержанию общего органического углерода и гранулометрическому составу. Установлено, что внесение глюкозы (10 г/кг) вызывает увеличение почвенного дыхания и снижение содержания растворимого углерода, причем интенсивность эффекта уменьшается в образцах с низким содержанием общего органического углерода. Внесение кадмия (300 мг/кг) не вызывает ингибирования микробной активности. При одновременном внесении глюкозы и кадмия изменение минерализующей активности микробных сообществ определяется в основном глюкозой.

Ключевые слова: почвенное дыхание, кадмий, глюкоза, минерализация углерода, экология почвенных микроорганизмов

Введение

Минерализация органического вещества является частью глобального круговорота углерода и играет ведущую роль в его почвенном балансе и формировании состава атмосферы [1, 2]. С одной стороны, процессы разложения органических веществ являются первым этапом гумусообразования, с другой – избыточная минерализация приводит к снижению секвестрации углерода, а также к выделению в атмосферу углекислого газа, формирующего парниковый эффект [3, 4]. Определяющую роль в круговоротах питательных веществ, потоке энергии и декомпозиции органического вещества играют микроорганизмы [5–7], поэтому они признаются интегрирующим компонентом, обеспечивающим почвенное плодородие. Характеристики микробных сообществ, такие как респирация, микробная биомасса, ферментативные активности широко используются в исследовательских работах и мониторинговых программах разных стран [7, 8].

В литературе приведены данные о влиянии различных факторов на минерализацию органического вещества почвы. Известно, что на скорость минерализации органического вещества влияют такие факторы, как температура, влажность [9–11]. Изменение минерализации углерода вызывает любое внесение органического вещества, в том числе и корневых экссудатов [9, 10, 12, 13].

В последнее время в литературе широко обсуждается так называемый прайминг-эффект – изменение разложения почвенного органического вещества после внесения легкодоступного источника углерода. Для изучения этого феномена были проведены эксперименты с использованием как традиционной глюкозы, так и разных смесей органических соединений [1, 14].

Поступление в почву органического вещества зачастую сопровождается внесением металлов, что наблюдается при использовании в качестве нетрадиционных удобрений осадков сточных вод, компостов из органической фракции твердых бытовых отходов или минеральных удобрений на фоне органических [7, 13, 15–17]. Одним из самых токсичных тяжелых металлов, вносимых в почву при удобрении осадками сточных вод наряду с цинком, медью и свинцом является кадмий [18–21]. Кадмий легко поступает в пищевые цепи, так как аккумулируется в растительных тканях без видимого стресса. Кроме того, кадмий оказывает токсическое действие на почвенные микроорганизмы, уровень которого зависит от типа (характеристик) почвы и источника поступления металла [20, 22].

В литературе представлены данные об ответной реакции микробных сообществ на одновременное влияние органического вещества и металлов в составе осадков сточных вод, органической фракции твердых бытовых отходов, компостов на их основе [17, 22–25]. Авторами показано, что эффекты от их внесения по большей части зависят от почвенных характеристик, а именно от содержания органического вещества [16, 26, 27], гранулометрического состава [19, 28], кислотности [29] и т. д. В то же время данные о соотношении вклада каждого из компонентов в наблюдаемые эффекты представлены ограниченно. Таким образом, целью настоящей работы является оценка изменения минерализующей активности почв одного генезиса, но различающихся по своим свойствам, под воздействием индивидуально вносимых глюкозы и кадмия (выбранных в качестве модельных соединений) и их сочетания.

Методы и материалы

В работе использовали серую лесную почву, отобранную в Лаишевском районе Республики Татарстан (Россия). Перед экспериментом почва была очищена от корней и остатков и просеяна через сито 2 мм. Характеристики исходной почвы определяли в соответствии со стандартными методиками: pH согласно ГОСТ 26423–85 [30], содержание органического углерода ($C_{орг}$) согласно ISO 14235:1998 [31], содержание общего азота ($N_{общ}$) согласно ISO 11261:1995 [32] и микробную биомассу согласно ISO 14240-2:1997 [33]. Гранулометрический анализ проводился методом лазерной дифракции на приборе Microtrac Bluewave, в соответствии с ISO 13320:2009 [34]. В работе использовали почвенные образцы, отобранные в одном почвенном разрезе на глубине 0–20, 20–40 и 40–60 см. Перед экспериментом образцы были увлажнены до 40% от влагоемкости почвы и преинкубированы в течение 14 сут. Перед началом эксперимента каждый образец был разделен на 4 части. В первую был внесен кадмий в виде соли $CdCl_2$ в количестве 300 мг Cd/кг, во вторую – глюкозы в количестве 10000 мг/кг, в третью – одновременно кадмий и глюкозу. Четвертая часть была оставлена в качестве контроля. Для каждого варианта обработки готовили по три независимых инкубационных сосуда. Растворы кадмия и глюкозы вносили так, чтобы

влажность почвы составила 70% от влагоемкости почвы. Таким образом, в эксперименте анализировали 12 вариантов: s – контрольная исходная почва (s0-20, s20-40, s40-60); glu0-20, glu20-40, glu40-60 – почва, в которую внесли 10000 мг/кг глюкозы, Cd0-20, Cd20-40, Cd40-60 – почва с внесенным кадмием в количестве 300 мг/кг, Cdglu0-20, Cdglu20-40, Cdglu40-60 – почва с одновременным внесением кадмия 300 мг/кг и глюкозы 10000 мг/кг. Почвы инкубировали в течение 14 сут и отбирали образцы на 1-е, 3-е, 7-е и 14-е сутки. Из каждого инкубационного сосуда отбирали по три образца и определяли растворимый органический углерод ($C_{\text{раст}}$) [31]. В течение всех 14 сут непрерывно определяли респираторную активность по выделению CO_2 [35]. Все исследования проводили не менее чем в трех повторностях.

Для оценки влияния факторов использовалась линейная модель – функция $\text{lm}()$, для анализа значимости переменных – дисперсионный анализ линейной модели, функция $\text{anova}()$. Для расчетов использовалась статистическая система R [36].

Результаты и их обсуждение

Для того чтобы проанализировать воздействие глюкозы и кадмия на почвы одного генезиса, различающиеся по физико-химическим характеристикам, были отобраны образцы почв на трех разных горизонтах. Характеристики почвенных образцов представлены в табл. 1.

Образцы, отобранные по горизонтам, характеризовались снижением содержания органического вещества с 2.9% до 0.2%, растворимого органического вещества с 22.2 до 7.6 мкг/г. Существенные различия между образцами обнаружены и в значениях общей микробной биомассы. Анализ гранулометрического состава показывает различия в содержании фракций между образцом, отобранным в верхнем горизонте, и образцами среднего и нижнего горизонта: с глубиной отбора в образцах увеличивается содержание песчаной фракции и снижается содержание глины. Аналогичные различия наблюдали при определении кислотности почвенных экстрактов.

Табл. 1

Характеристика исходных почвенных образцов

Параметр	Почвенный образец		
	s0-20	s20-40	s40-60
$C_{\text{орг}}$, %	2.9 ± 0.3	0.7 ± 0.1	0.2 ± 0.03
$C_{\text{раств}}$, мкг/г	22.2 ± 2.2	13.5 ± 2.3	7.6 ± 0.4
pH	5.8 ± 0.4	5.0 ± 0.8	5.1 ± 1.1
Влажность, %	21.1 ± 3.1	4.8 ± 0.7	6.5 ± 1.2
Песок, %	54.5	81.3	85.1
Пыль, %	41.2	18.5	14.1
Глина, %	4.2	0.1	0.7
$C_{\text{мик}}$, мкг/г	301.7 ± 44.2	168.8 ± 31.5	11.2 ± 2.1

В отобранные образцы в соответствии со схемой, представленной в разд. «Материалы и методы», была внесена глюкоза и кадмий. Количество вносимой глюкозы (10000 мг/кг почвы) определялось средней нормой внесения органического удобрения (навоза) в нечерноземные почвы, которая составляет 8–10 г/кг. Концентрация кадмия была выбрана на основании данных, представленных в литературе: указанная концентрация значительно уменьшала респираторную активность [20].

Процесс минерализации органического вещества осуществляется комплексом микроорганизмов в несколько последовательных этапов, предполагающих сукцессию сообщества микроорганизмов. В процессе минерализации в первую очередь происходит разложение легкодоступного органического вещества, находящегося в растворимой форме. Изменение содержания растворимого органического вещества в образцах, подвергнутых различной обработке, представлено на рис. 1.

В образцах s , которые рассматриваются нами в качестве контроля, содержание $C_{\text{раст}}$ зависело от глубины отбора почвенного образца и на протяжении всего исследования практически не изменялось. Наименьшее содержание $C_{\text{раст}}$ обнаружено в образцах, отобранных на нижнем горизонте, что подтверждает данные, представленные в [37].

Внесение глюкозы привело к увеличению содержания $C_{\text{раст}}$ во всех почвенных образцах. При этом через сутки от начала эксперимента наибольшее количество обнаружено в образцах glu20-40 и glu40-60 (2.7 и 2.6 мг/г соответственно). В верхнем слое содержание $C_{\text{раст}}$ оказалось ниже в среднем в 2.5 раза. Скорее всего, это связано с его более активной минерализацией, которая, в свою очередь, обусловлена большим количеством микробной биомассы в верхнем слое почвы (табл. 1). В процессе эксперимента во всех образцах происходило снижение содержания $C_{\text{раст}}$, вызванного его минерализацией, однако скорость снижения различалась в образцах, отобранных в разных почвенных слоях. Так, максимальная скорость разложения выявлена в варианте glu0-20; начиная с 3-х суток эксперимента содержание $C_{\text{раст}}$ составило 0.05 мг/г, а к 7-м суткам оказалось на уровне контрольного варианта. Снижение $C_{\text{раст}}$ до 0.05 мг/кг в варианте glu20-40 установлено к 14-м суткам эксперимента. В варианте glu40-60 даже к концу эксперимента снижение содержания $C_{\text{раст}}$ составило 0.6 мг/кг, что коррелирует с содержанием микробной биомассы. Зависимость скорости минерализации от уровня микробной биомассы описана в [38].

Не повлияло на содержание $C_{\text{раст}}$ внесение кадмия. Во всех образцах его содержание было аналогично контрольному варианту. При одновременном внесении глюкозы и кадмия наблюдали картину, схожую с таковой при внесении глюкозы. Так, минимальное количество $C_{\text{раст}}$ отмечено к концу эксперимента также в варианте Cdglu0-20. Однако скорость снижения во всех вариантах была меньшей, так, например, к 3-м суткам эксперимента содержание $C_{\text{раст}}$ в варианте Cdglu0-20 составило 0.1 мг/кг, что в 2 раза выше по сравнению с вариантом glu0-20.

Данные о респираторной активности представлены на рис. 2. Как видно из полученных результатов, респираторная активность почв контрольного варианта колебалась в интервале от 0.7 до 2.8 мкг $\text{CO}_2\text{-C/г}\cdot\text{ч}$ в образце верхнего слоя контрольного варианта, от 0.2 до 2.6 мкг $\text{CO}_2\text{-C/г}\cdot\text{ч}$ в образце s20-40 и от 0.1 до

0.9 мкг CO₂-C/г·ч в образце s40-60. Максимальный уровень респираторной активности наблюдали в первые сутки эксперимента, что, скорее всего, связано с поступлением кислорода в почвенные образцы в начальный момент эксперимента. При сравнении образцов, отобранных на разных глубинах, выявлено, что респираторная активность оказалась выше в образце s0-20, что связано с различиями в химических и физических характеристиках образцов. Так, в верхнем образце существенно выше оказалось содержание органического вещества и глины по сравнению с образцами, отобранными в нижних горизонтах (табл. 1). Кроме того, этот образец характеризовался и более высоким уровнем микробной биомассы.

Достоверные различия в минерализующей активности микробных сообществ выявили при внесении глюкозы как при ее анализе в динамике эксперимента, так и при сравнении вариантов образцов (рис. 2). Внесение глюкозы в образец почвы, отобранный в верхнем слое (образец glu0-20), приводило к резкому увеличению респираторной активности, связанному со стимуляцией процесса доступным субстратом. При этом наибольшая активность наблюдалась на 2-е сутки эксперимента, которая превышала дыхание в образце s0-20 в этот период в 75 раз. Это связано с тем, что основные почвенные организмы, даже обитающие в верхнем горизонте, адаптированы к существенно более низкому содержанию органического вещества и для активной утилизации глюкозы требуется время для адаптации или перестройки структуры сообщества. На 4-е сутки происходит снижение респираторной активности практически до уровня контрольного варианта и незначительно варьируется до конца эксперимента. Это снижение связано с исчерпанием внесенного доступного субстрата. Действительно, уже на 1-е сутки происходит существенное снижение содержания глюкозы, а к 3-м суткам ее количество становится соизмеримым с содержанием в варианте s0-20 (рис. 1).

Аналогичная зависимость выявлена в образце glu20-40. Так, внесение глюкозы приводит к увеличению респирации, уровень которой максимален также на 2–3-е сутки. Однако это увеличение оказалось существенно меньшим (в 13 раз относительно варианта s20-40) по сравнению с увеличением в образце верхнего слоя. Этот эффект, очевидно, связан с тем, что в этом образце существенно меньше (в 1.8 раз) микробная биомасса (табл. 1). Практически не повлияло на уровень респираторной активности внесение глюкозы в образец, отобранный в нижнем горизонте (glu40-60). На протяжении всего эксперимента уровень респирации незначительно изменялся, несущественно отличаясь от уровня s40-60. Скорее всего, это объясняется тем, что в образце, отобранном в нижнем почвенном горизонте, крайне низкий уровень микробной биомассы (11.2 мкг/г), причем в состав микробного сообщества входят олиготрофные микроорганизмы, которые не могут адаптироваться к высокому содержанию органического вещества. В целом уровень респираторной активности, установленный в нашем исследовании, согласуется с данными из [38–40].

Несмотря на то что кадмий является токсичным металлом и концентрация, используемая в эксперименте, многократно превышает ПДК почвы (3 мг/кг) [22], нами не обнаружено его достоверного негативного эффекта на респираторную активность микробных сообществ почв всех горизонтов (рис. 2). Так абсолютные значения респирации в образцах Cd0-20, Cd20-40, Cd40-60 варьировались

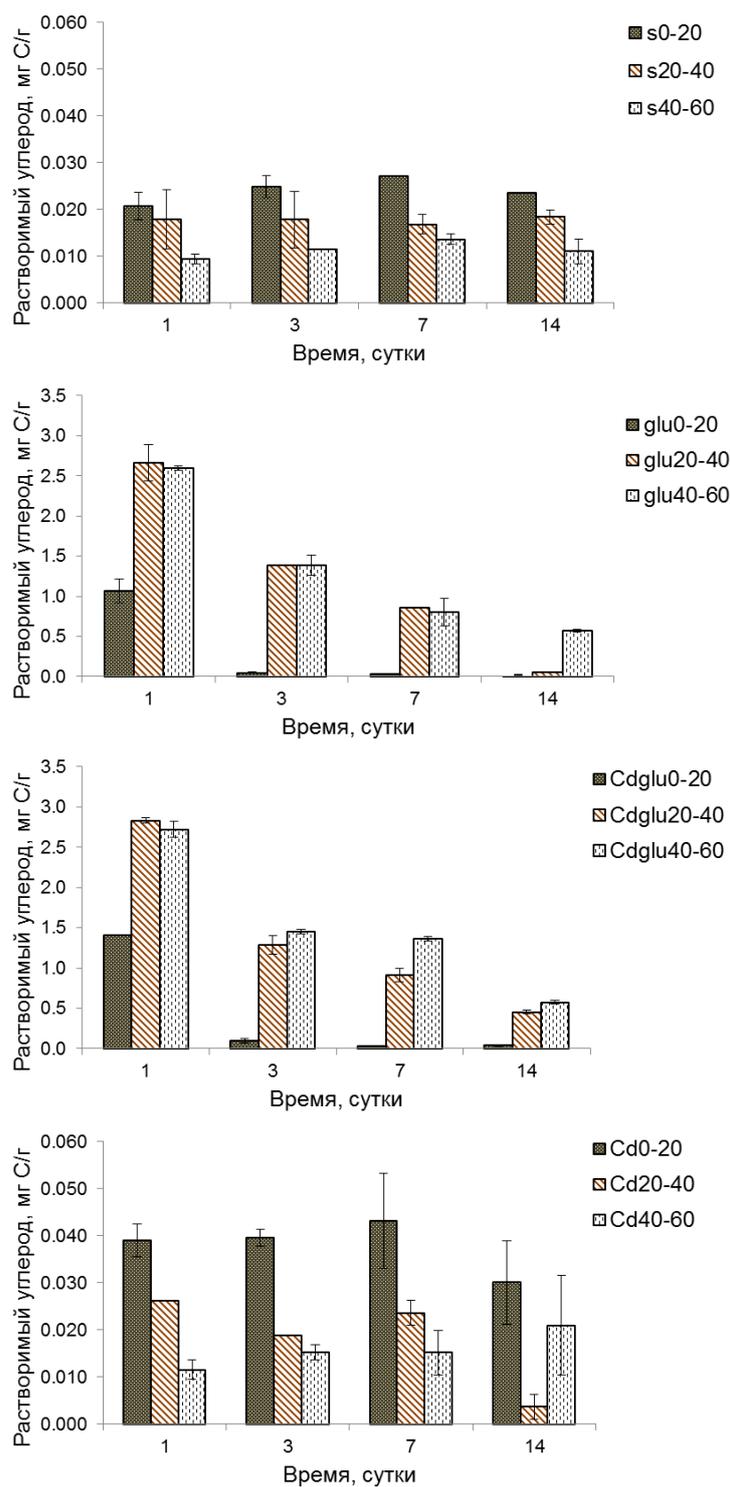


Рис. 1. Изменение содержания растворимого углерода ($C_{раст}$) при инкубировании почвенных образцов, отобранных на разных горизонтах (0–20, 20–40 и 40–60 см) при внесении кадмия и глюкозы

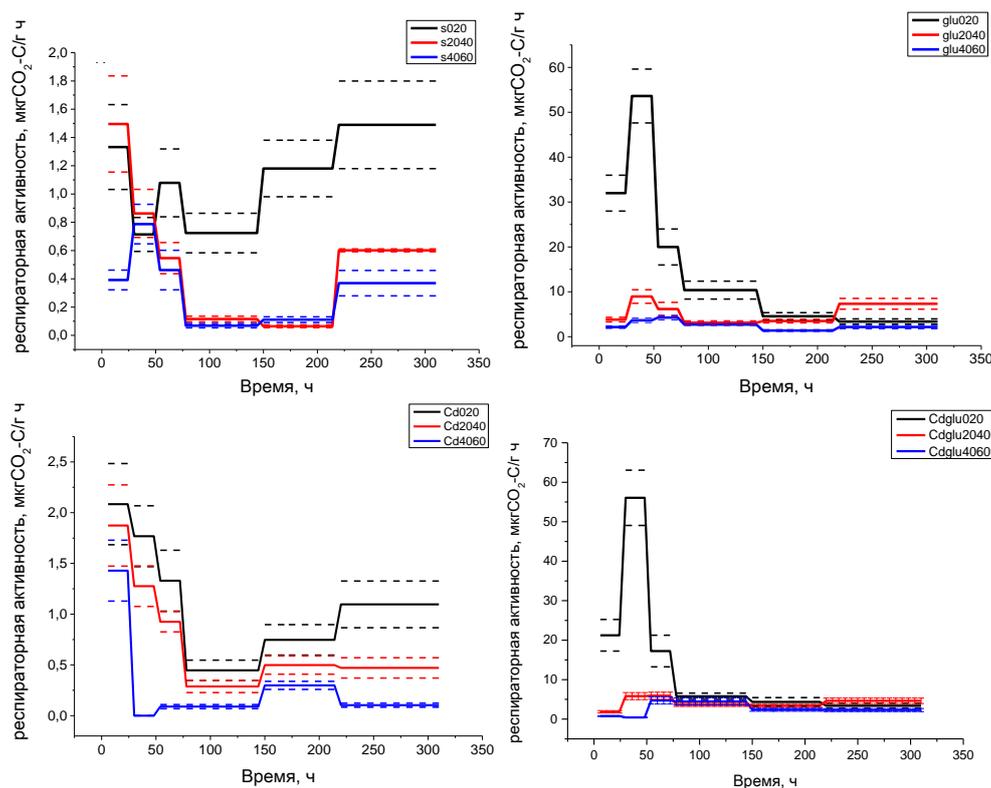


Рис. 2. Изменение респираторной активности микробных сообществ почвенных образцов, отобранных на разных горизонтах (0–20, 20–40 и 40–60 см) при внесении кадмия и глюкозы. Сплошная линия – среднее значение параметра, пунктирная – стандартная ошибка

в интервале 2.1 ± 0.44 , 1.9 ± 0.28 и 1.4 ± 0.08 мкг $\text{CO}_2\text{-C/г}\cdot\text{ч}$ соответственно, что находится на уровне вариантов s0-20, s20-40, s40-60.

При одновременном внесении кадмия и глюкозы динамика изменения респираторной активности была аналогичной таковой при внесении индивидуально глюкозы (рис. 2). В образце, отобранном в верхнем горизонте, наблюдается сопоставимое увеличение респирации. Такую реакцию вызывает внесенное доступное органическое вещество. Негативный эффект кадмия не наблюдали. В образцах Cdglu20-40 и Cdglu40-60 изменения в уровне респираторной активности были незначительными. Аналогичный эффект был испанским автором [41]: внесение компоста совместно с раствором кадмия (до 1000 мг/кг) не вызвало значительных изменений микробной активности.

В результате проведенного эксперимента был получен большой массив данных, описывающих минерализующую активность микробных сообществ почв, различающихся по своим характеристикам (содержание органического вещества, содержание глины), после воздействия ряда факторов (глюкозы, кадмия и их сочетания). Для того чтобы определить вклад каждого из факторов, был проведен статистический анализ данных – дисперсионный анализ линейной модели. В качестве независимых переменных использовали наличие кадмия и глюкозы, их взаимодействие, концентрацию $C_{\text{орг}}$ и содержание глины, а также время наблюдения. Поскольку моделирование осуществлялось на логарифмической

Табл. 2

Результаты дисперсионного анализа линейной модели влияния глюкозы, кадмия, содержания органического вещества и глины на показатели респираторной активности растворимого органического углерода

Фактор	Респираторная активность		Растворимый органический углерод	
	Коэффициент	Уровень значимости	Коэффициент	Уровень значимости
Кадмий	0.05	0.19	0.13	0.32
Глюкоза	0.93	< 0.001	1.42	< 0.001
Взаимодействие кадмия и глюкозы	-0.18	0.04	0.04	0.83
$C_{орг}$	0.55	< 0.001	-0.28	< 0.001
Доля глины	0.03	0.17	-0.12	0.17

шкале (использовались десятичные логарифмы), эффект всех перечисленных факторов рассматривался как мультипликативный. При построении линейных моделей для дыхания и $C_{раст}$ было учтено среднее изменение параметров по дням.

Модель, построенная для дыхания, объясняет 68% изменчивости. Результаты дисперсионного анализа представлены в табл. 2. Согласно полученным данным на респираторную активность почвенных сообществ не влияет содержание глины и кадмия (уровень значимости этих факторов 17% и 19% соответственно). Значимым является влияние содержания $C_{орг}$ и вносимой глюкозы (уровень значимости обоих факторов менее 0.1%, добавление глюкозы повышает респираторную активность в 8.5 раз, а десятикратное увеличение $C_{орг}$ – в 3.5 раза). При одновременном внесении глюкозы и кадмия выявлено, что кадмий незначительно, но значимо (уровень значимости 4%) снижает уровень респирации в среднем на 34%.

Модель, построенная для $C_{раст}$, объясняет 73% изменчивости. Результаты дисперсионного анализа представлены в табл. 2. Анализ полученных данных свидетельствует о том, что на снижение содержания $C_{раст}$ значимое влияние оказывает внесение глюкозы и в меньшей степени исходное содержание $C_{орг}$ (уровень значимости этих факторов менее 0.1%). В то же время на процесс изменения $C_{раст}$ не оказывает влияния внесение кадмия и исходное содержание глины в образцах (уровень значимости для кадмия и глины 32% и 17% соответственно). В отличие от респираторной активности, кадмий при одновременном внесении в почву с глюкозой не изменял характер изменения уровня минерализации глюкозы (уровень значимости 83%).

Заключение

Внесение в почву легкодоступного органического вещества в виде глюкозы приводит к изменению минерализации, оцениваемому по дыхательной активности, и снижению растворимого органического углерода. Интенсивность влияния глюкозы зависит от исходного содержания органического углерода в почве и не зависит от содержания глины. Внесение глюкозы увеличивает дыхательную активность почвы пропорционально содержанию органического вещества. Это

связано с увеличением количества «дремлющих» микроорганизмов с содержанием $C_{\text{орг}}$. Увеличение дыхательной активности приводит к быстрому снижению содержания растворимого органического вещества в образце с высоким исходным содержанием $C_{\text{орг}}$. Несмотря на высокую концентрацию (300 мг/кг), внесение кадмия не оказывает влияния на процессы минерализации в почве. Характер изменения минерализующей активности микробных сообществ при одновременном внесении глюкозы и кадмия определяется в основном глюкозой, поскольку кадмий незначительно снижает дыхание и не влияет на минерализацию растворимого органического углерода.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 15-04-04520).

Литература

1. *Kuzyakov Y.* Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods // *Soil Biol. Biochem.* – 2006. – V. 38, No 3. – P. 425–448.
2. *Scharlemann J.P.W., Tanner E.V.J., Hiederer R., Kapos V.* Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool // *Carbon Manage.* – 2014. – V. 5, No 1. – P. 81–91. – doi: 10.4155/cmt.13.77.
3. *Stockmann U., Adams M.A., Crawford J.W., Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., Courcelles V.D.R.D., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M.* The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon // *Agric. Ecosyst. Environ.* – 2013. – V. 164. – P. 80–99.
4. *Grover M., Maheswari M., Desai S., Gopinath K.A., Venkateswarlu B.* Elevated CO₂: Plant associated microorganisms and carbon sequestration // *Appl. Soil Ecol.* – 2015. – V. 95. – P. 73–85.
5. *Schutter M.E., Sandeno J.M., Dick R.P.* Seasonal, soil type, and alternative management influences on microbial communities of vegetable cropping systems // *Biol. Fertil. Soils.* – 2001. – V. 34, No 6. – P. 397–410. – doi: 10.1007/s00374-001-0423-7.
6. *Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., Ros M., García C., Hernández T.* Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate // *Appl. Soil Ecol.* – 2008. – V. 40, No 2. – P. 318–329.
7. *Xue D., Huang X.* The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties // *Chemosphere.* – 2013. – V. 93, No 4. – P. 583–589. – doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.065.
8. *Anderson T.-H., Domsch K.H.* The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // *Soil Biol. Biochem.* – 1993. – V. 25, No 3. – P. 393–395. – doi: 10.1016/0038-0717(93)90140-7.
9. *Wu Z., Dijkstra P., Koch G.W., Peñuelas J., Hungate B.A.* Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation // *Global Change Biol.* – 2011. – V. 17, No 2. – P. 927–942. – doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02302.x.
10. *Liu Y., Liu Sh., Wan Sh., Wang J., Luan J., Wang H.* Differential responses of soil respiration to soil warming and experimental throughfall reduction in a transitional oak forest in central China // *Agric. For. Meteorol.* – 2016. – V. 226. – P. 186–198. – doi: 10.1016/j.agrformet.2016.06.003.

11. *Salazar-Villegas A., Blagodatskaya E., Dukes J.S.* Changes in the size of the active microbial pool explain short-term soil respiratory responses to temperature and moisture // *Front. Microbiol.* – 2016. – V. 7. – Art. 524, P. 1–10. – doi: 10.3389/fmicb.2016.00524.
12. *Schlesinger W.H., Andrews J.A.* Soil respiration and the global carbon cycle // *Biogeochemistry.* – 2000. – V. 48, No 1. – P. 7–20. – doi: 10.1023/A:1006247623877.
13. *Abaye D.A., Brookes P.C.* Relative importance of substrate type and previous soil management in synthesis of microbial biomass and substrate mineralization // *Eur. J. Soil Sci.* – 2006. – V. 57, No 2. – P. 179–189. – doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00727.x.
14. *De Nobili M., Contin M., Mondini C., Brookes P.C.* Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate // *Soil Biol. Biochem.* – 2001. – V. 33, No 9. – P. 1163–1170.
15. *Khan S., Cao Q., Hesham A.El-L., Xia Y., He J.Z.* Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb // *J. Environ. Sci. (China).* – 2007. – V. 19, No 7. – P. 834–840.
16. *Zoghalmi R.I., Hamdi H., Mokni-Tlili S., Khelil M.N., Aissa N.B., Jedidi N.* Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge // *Ecol. Eng.* – 2016. – V. 95. – P. 604–611. – doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.103.
17. *Healy M.G., Ryan P.C., Fenton O., Peyton D.P., Wall D.P., Morrison L.* Bioaccumulation of metals in ryegrass (*Lolium perenne* L.) following the application of lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludge // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 2016. – V. 130. – P. 303–309. – doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.04.026.
18. *Landi L., Renella G., Moreno J.L., Falchini L., Nannipieri P.* Influence of cadmium on the metabolic quotient, L- :D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity : microbial biomass ratio under laboratory conditions // *Biol. Fertil. Soils.* – 2000. – V. 32, No 1. – P. 8–16. – doi: 10.1007/s003740000205.
19. *Dar G.H.* Effects of cadmium and sewage-sludge on soil microbial biomass and enzyme activities // *Bioresour. Technol.* – 1996. – V. 56, No 2–3. – P. 141–145. – doi: 10.1016/0960-8524(95)00186-7.
20. *Vig K., Megharaj M., Sethunathan N., Naidu R.* Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review // *Adv. Environ. Res.* – 2003. – V. 8, No 1. – P. 121–135. – doi: 10.1016/S1093-0191(02)00135-1.
21. *Bewley R.J.F., Stotzky G.* Effects of cadmium and zinc on microbial activity in soil; influence of clay minerals. Part I: Metals added individually // *Sci. Total Environ.* – 1983. – V. 31, No 1. – P. 41–55. – doi: 10.1016/0048-9697(83)90055-4.
22. *Moreno J.L., Hernández T., Pérez A., García C.* Toxicity of cadmium to soil microbial activity: effect of sewage sludge addition to soil on the ecological dose // *Appl. Soil Ecol.* – 2002. – V. 21, No 2. – P. 149–158. – doi: 10.1016/S0929-1393(02)00064-1.
23. *Morel J.L., Chavanon M., Sagnard M., Berthelin J., Guckert A.* Effect of Metals on the Biodegradation of Root Exudates by a Rhizosphere Microbiota // *Developments in Geochemistry. V. 6: Diversity of Environmental Biogeochemistry / Ed. by J. Berthelin.* – Amsterdam: Elsevier, 1991. – P. 427–434.
24. *Renella G., Mench M., Landi L., Nannipieri P.* Microbial activity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils // *Soil Biol. Biochem.* – 2005. – V. 37, No 1. – P. 133–139. – doi: 10.1016/j.soilbio.2004.06.015.
25. *Galitskaya P.Yu., Saveliev A.A., Selivanovskay S.Yu.* Response of soil microbial community to the simultaneous influence of metals and an organic substance // *Contemp. Probl. Ecol.* – 2015. – V. 8, No 6. – P. 780–788. – doi: 10.1134/S1995425515060062.
26. *Hattori H.* Influence of cadmium on decomposition of sewage sludge and microbial activities in Soils // *Soil Sci. Plant Nutr.* – 1989. – V. 35, No 2. – P. 289–299.

27. Kızılkaya R., Aşkın T., Bayraklı B., Sağlam M. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals // *Eur. J. Soil Biol.* – 2004. – V. 40, No 2. – P. 95–102. – doi: 10.1016/j.ejsobi.2004.10.002.
28. Hassan Dar G., Mishra M.M. Influence of cadmium on carbon and nitrogen mineralization in sewage sludge amended soils // *Environ. Pollut.* – 1994. – V. 84, No 3. – P. 285–290.
29. Giller K.E., Witter E., McGrath S.P. Heavy metals and soil microbes // *Soil Biol. Biochem.* – 2009. – V. 41, No 10. – P. 2031–2037. – doi: 10.1016/j.soilbio.2009.04.026.
30. ГОСТ 26423-85. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 7 с.
31. ISO 14235:1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. – 1998. – 5 p.
32. ISO 11261:1995. Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. – 1995. – 4 p.
33. ISO 14240-2:1997. Soil quality – Determination of soil microbial biomass – Part 2: Fumigation-extraction method. – 1997. – 12 p.
34. ISO 13320:2009. Particle size analysis – Laser diffraction methods. – 2009. – 51 p.
35. ISO 16072: Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. – 2002. – 19 p.
36. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. – URL: <https://www.R-project.org/>.
37. Rumpel C., Kögel-Knabner I. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle // *Plant Soil.* – 2011. – V. 338, No 1. – P. 143–158. – doi: 10.1007/s11104-010-0391-5.
38. Mganga K.Z., Kuzyakov Y. Glucose decomposition and its incorporation into soil microbial biomass depending on land use in Mt. Kilimanjaro ecosystems // *Eur. J. Soil Biol.* – 2014. – V. 62. – P. 74–82. – doi: 10.1016/j.ejsobi.2014.02.015.
39. Agnelli A., Ascher J., Corti G., Ceccherini M.T., Nannipieri P., Pietramellara G. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA // *Soil Biol. Biochem.* – 2004. – V. 36, No 5. – P. 859–868. – doi: 10.1016/j.soilbio.2004.02.004.
40. Chen Y., Chen G., Robinson D., Yang Z., Guo J., Xie J., Fu Sh., Zhou L., Yang Y. Large amounts of easily decomposable carbon stored in subtropical forest subsoil are associated with r-strategy-dominated soil microbes // *Soil Biol. Biochem.* – 2016. – V. 95. – P. 233–242. – doi: 10.1016/j.soilbio.2016.01.004.
41. Tejada M. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties // *Geoderma.* – 2009. – V. 153, No 1. – P. 254–268. – doi: 10.1016/j.geoderma.2009.08.009.

Поступила в редакцию
07.06.16

Гильмуллина Алия Рамилевна, аспирант кафедры прикладной экологии

Казанский (Приволжский) федеральный университет
ул. Кремлевская, д. 18, г. Казань, 420008, Россия
E-mail: gilmullinaar@mail.ru

Галицкая Полина Юрьевна, кандидат биологических наук, доцент кафедры прикладной экологии

Казанский (Приволжский) федеральный университет
ул. Кремлевская, д. 18, г. Казань, 420008, Россия
E-mail: gpolina33@yandex.ru

Савельев Анатолий Александрович, доктор биологических наук, профессор кафедры моделирования экологических систем

Казанский (Приволжский) федеральный университет
ул. Кремлевская, д. 18, г. Казань, 420008, Россия
E-mail: *Anatoly.Saveliev.aka.saa@gmail.com*

Кузяков Яков Викторович, PhD, заведующий кафедрой почвоведения экосистем умеренного пояса

Гёттингенский университет имени Георга-Августа
пл. Вильгельмштрассе (Wilhelmsplatz), д. 1, г. Гёттинген, 37073, Германия
E-mail: *kuzyakov@gwdg.de*

Селивановская Светлана Юрьевна, доктор биологических наук, профессор кафедры прикладной экологии

Казанский (Приволжский) федеральный университет
ул. Кремлевская, д. 18, г. Казань, 420008, Россия
E-mail: *svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru*

ISSN 1815-6169 (Print)
ISSN 2500-218X (Online)

UCHENYE ZAPISKI KAZANSKOGO UNIVERSITETA. SERIYA ESTESTVENNYE NAUKI
(Proceedings of Kazan University. Natural Sciences Series)

2016, vol. 158, no. 3, pp. 440–454

Changes in Mineralization Activity of Microbial Communities Depending on Physico-Chemical Properties of Soils and Cadmium Contamination

A.R. Gilmullina^{a}, P.Y. Galitskaya^{a**}, A.A. Saveliev^{a***},
Y.V. Kuzyakov^{a,b****}, S.Y. Selivanovskaya^{a*****}*

^a*Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia*

^b*University of Göttingen, Göttingen, 37073 Germany*

E-mail: ^{*}*gilmullinaar@mail.ru*, ^{**}*gpolina33@yandex.ru*, ^{***}*Anatoly.Saveliev.aka.saa@gmail.com*,
^{****}*kuzyakov@gwdg.de*, ^{*****}*svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru*

Received June 7, 2016

Abstract

The effects of glucose and cadmium addition, as well as their combination on the CO₂ efflux from soils, which differed by the total organic carbon content and texture, were studied. Glucose (10 g/kg) addition induced an increase in the CO₂ efflux from soil and a decrease in the content of dissolved organic carbon. The intensity of this effect reduced in samples with the low total organic carbon content. Cadmium (300 mg/kg) addition alone did not affect the studied parameters. In case of combined addition of glucose and cadmium, the mineralization activity of microbial community was mainly determined by glucose amendment.

Keywords: soil respiration, cadmium, glucose, carbon mineralization, ecology of soil microorganisms

Acknowledgments. This study was supported by the Russian Foundation for Basic Research (project no. 15-04-04520).

Figure Captions

Fig. 1. Changes in the content of dissolved organic carbon (DOC) during the incubation of the soil sampled at different horizons (0–20, 20–40, and 40–60 cm) upon the treatment with cadmium and glucose.

Fig. 2. Changes in the respiration activity of microbial communities of the soil sampled at different horizons (0–20, 20–40, and 40–60 cm) upon the treatment with cadmium and glucose. Solid line is the mean value of the parameter, dotted line is the standard error.

References

1. Kuzyakov Y. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol. Biochem.*, 2006, vol. 38, no. 3, pp. 425–448.
2. Scharlemann J.P.W., Tanner E.V.J., Hiederer R., Kapos V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manage.*, 2014, vol. 5, no. 1, pp. 81–91. doi: 10.4155/cmt.13.77.
3. Stockmann U., Adams M.A., Crawford J.W., Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., Courcelles V.D.R.D., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric., Ecosyst. Environ.*, 2013, vol. 164, pp. 80–99.
4. Grover M., Maheswari M., Desai S., Gopinath K.A., Venkateswarlu B. Elevated CO₂: Plant associated microorganisms and carbon sequestration. *Appl. Soil Ecol.*, 2015, vol. 95, pp. 73–85.
5. Schutter M.E., Sandeno J.M., Dick R.P. Seasonal, soil type, and alternative management influences on microbial communities of vegetable cropping systems. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, vol. 34, no. 6, pp. 397–410. doi: 10.1007/s00374-001-0423-7.
6. Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., Ros M., García C., Hernández T. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.*, 2008, vol. 40, no. 2, pp. 318–329.
7. Xue D., Huang X. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. *Chemosphere*, 2013, vol. 93, no. 4, pp. 583–589. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.065.
8. Anderson T.-H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1993, vol. 25, no. 3, pp. 393–395. doi: 10.1016/0038-0717(93)90140-7.
9. Wu Z., Dijkstra P., Koch G.W., Peñuelas J., Hungate B.A. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biol.*, 2011, vol. 17, no. 2, pp. 927–942. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02302.x.
10. Liu Y., Liu Sh., Wan Sh., Wang J., Luan J., Wang H. Differential responses of soil respiration to soil warming and experimental throughfall reduction in a transitional oak forest in central China. *Agric. For. Meteorol.*, 2016, vol. 226, pp. 186–198. doi: 10.1016/j.agrformet.2016.06.003.
11. Salazar-Villegas A., Blagodatskaya E., Dukes J.S. Changes in the size of the active microbial pool explain short-term soil respiratory responses to temperature and moisture. *Front. Microbiol.*, 2016, vol. 7, art. 524, pp. 1–10. doi: 10.3389/fmicb.2016.00524.
12. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 2000, vol. 48, no. 1, pp. 7–20. doi: 10.1023/A:1006247623877.
13. Abaye D.A., Brookes P.C. Relative importance of substrate type and previous soil management in synthesis of microbial biomass and substrate mineralization. *Eur. J. Soil Sci.*, 2006, vol. 57, no. 2, pp. 179–189. doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00727.x.
14. De Nobili M., Contin M., Mondini C., Brookes P.C. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. *Soil Biol. Biochem.*, 2001, vol. 33, no. 9, pp. 1163–1170.
15. Khan S., Cao Q., Hesham A.El-L., Xia Y., He J.Z. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. *J. Environ. Sci. (China)*, 2007, vol. 19, no. 7, pp. 834–840.
16. Zoghalmi R.I., Hamdi H., Mokni-Tlili S., Khelil M.N., Aissa N.B., Jedidi N. Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge. *Ecol. Eng.*, 2016, vol. 95, pp. 604–611. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.103.

17. Healy M.G., Ryan P.C., Fenton O., Peyton D.P., Wall D.P., Morrison L. Bioaccumulation of metals in ryegrass (*Lolium perenne* L.) following the application of lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludge. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2016, vol. 130, pp. 303–309. doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.04.026.
18. Landi L., Renella G., Moreno J.L., Falchini L., Nannipieri P. Influence of cadmium on the metabolic quotient, L- :D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity : microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 2000, vol. 32, no. 1, pp. 8–16. doi: 10.1007/s003740000205.
19. Dar G.H. Effects of cadmium and sewage-sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. *Bioresour. Technol.*, 1996, vol. 56, nos. 2–3, pp. 141–145. doi: 10.1016/0960-8524(95)00186-7.
20. Vig K., Megharaj M., Sethunathan N., Naidu R. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Adv. Environ. Res.*, 2003, vol. 8, no. 1, pp. 121–135. doi: 10.1016/S1093-0191(02)00135-1.
21. Bewley R.J.F., Stotzky G. Effects of cadmium and zinc on microbial activity in soil; influence of clay minerals. Part I: Metals added individually. *Sci. Total Environ.*, 1983, vol. 31, no. 1, pp. 41–55. doi: 10.1016/0048-9697(83)90055-4.
22. Moreno J.L., Hernández T., Pérez A., García C. Toxicity of cadmium to soil microbial activity: effect of sewage sludge addition to soil on the ecological dose. *Appl. Soil Ecol.*, 2002, vol. 21, no. 2, pp. 149–158. doi: 10.1016/S0929-1393(02)00064-1.
23. Morel J.L., Chavanon M., Sagnard M., Berthelin J., Guckert A. Developments in Geochemistry. Vol. 6: Diversity of Environmental Biogeochemistry. *Effect of Metals on the Biodegradation of Root Exudates by a Rhizosphere Microbiota*. J. Berthelin (Ed.). Amsterdam: Elsevier, 1991, pp. 427–434.
24. Renella G., Mench M., Landi L., Nannipieri P. Microbial activity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2005, vol. 37, no. 1, pp. 133–139. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.06.015.
25. Galitskaya P.Yu., Saveliev A.A., Selivanovskaya S.Yu. Response of soil microbial community to the simultaneous influence of metals and an organic substance. *Contemp. Probl. Ecol.*, 2015, vol. 8, no. 6, pp. 780–788. doi: 10.1134/S1995425515060062.
26. Hattori H. Influence of cadmium on decomposition of sewage sludge and microbial activities in Soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1989, vol. 35, no. 2, pp. 289–299.
27. Kızılkaya R., Aşkın T., Bayraklı B., Sağlam M. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *Eur. J. Soil Biol.*, 2004, vol. 40, no. 2, pp. 95–102. doi: 10.1016/j.ejsobi.2004.10.002.
28. Hassan Dar G., Mishra M.M. Influence of cadmium on carbon and nitrogen mineralization in sewage sludge amended soils. *Environ. Pollut.*, 1994, vol. 84, no. 3, pp. 285–290.
29. Giller K.E., Witter E., McGrath S.P. Heavy metals and soil microbes. *Soil Biol. Biochem.*, 2009, vol. 41, no. 10, pp. 2031–2037. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.04.026.
30. State Standard 26423-85. Methods for determination of specific electric conductivity, pH, and solid residue of water extract. Moscow, Izd. Stand., 1985. 7 p. (In Russian)
31. ISO 14235:1998. Soil quality – determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998. 5 p.
32. ISO 11261:1995. Soil quality – determination of total nitrogen – modified Kjeldahl method. 1995. 4 p.
33. ISO 14240-2:1997. Soil quality – determination of soil microbial biomass – part 2: Fumigation-extraction method. 1997. 12 p.
34. ISO 13320:2009. Particle size analysis – laser diffraction methods. 2009. 51 p.
35. ISO 16072: Soil quality – laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002. 19 p.
36. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.R-project.org/>.
37. Rumpel C., Kögel-Knabner I. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant Soil*, 2011, vol. 338, no. 1, pp. 143–158. doi: 10.1007/s11104-010-0391-5.
38. Mganga K.Z., Kuzyakov Y. Glucose decomposition and its incorporation into soil microbial biomass depending on land use in Mt. Kilimanjaro ecosystems. *Eur. J. Soil Biol.*, 2014, vol. 62, pp. 74–82. doi: 10.1016/j.ejsobi.2014.02.015.

39. Agnelli A., Ascher J., Corti G., Ceccherini M.T., Nannipieri P., Pietramellara G. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. *Soil Biol. Biochem.*, 2004, vol. 36, no. 5, pp. 859–868. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.02.004.
40. Chen Y., Chen G., Robinson D., Yang Z., Guo J., Xie J., Fu Sh., Zhou L., Yang Y. Large amounts of easily decomposable carbon stored in subtropical forest subsoil are associated with r-strategy-dominated soil microbes. *Soil Biol. Biochem.*, 2016, vol. 95, pp. 233–242. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.01.004.
41. Tejada M. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties. *Geoderma*, 2009, vol. 153, no. 1, pp. 254–268. doi: 10.1016/j.geoderma.2009.08.009.

Для цитирования: Гильмуллина А.Р., Галицкая П.Ю., Савельев А.А., Кузяков Я.В., Селивановская С.Ю. Изменение минерализующей активности микробных сообществ в зависимости от физико-химических характеристик почв и загрязненности кадмием // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. – 2016. – Т. 158, кн. 3. – С. 440–454.

For citation: Gilmullina A.R., Galitskaya P.Y., Saveliev A.A., Kuzyakov Y.V., Selivanovskaya S.Y. Changes in mineralization activity of microbial communities depending on physico-chemical properties of soils and cadmium contamination. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2016, vol. 158, no. 3, pp. 440–454. (In Russian)