

# РАДИОЭКОЛОГИЯ И РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ

## ВЛИЯНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НЕФТЕДОБЫВАЮЩЕГО КОМПЛЕКСА НА МИКРОБНОЕ СООБЩЕСТВО СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ\*

С.Ю. Селивановская, Р.Х. Гумерова,  
О.Р. Бадрутдинов, П.Ю. Галицкая

Казанский (Приволжский) федеральный университет  
*ул. Кремлевская, 18, Казань, Россия, 420008*

В условиях лабораторного эксперимента изучено влияние отходов, содержащих нефтяные компоненты и элементы естественных радиоактивных семейств  $U^{238}$ ,  $Th^{232}$  и  $K^{40}$ , на микробную биомассу, почвенное дыхание, метаболический коэффициент, дегидрогеназную активность и численность бактерий рода *Azotobacter* серой лесной почвы.

**Ключевые слова:** нефтепродукты, природные радиоактивные элементы, почва, микробная биомасса, респираторная активность.

Добыча и транспортировка нефти является источником большого количества отходов. К числу таких отходов относятся нефтешламы, отлагающиеся на внутренних поверхностях насосно-компрессорных труб, резервуаров и прочего промышленного оборудования при протекании по промышленовому контуру водонефтяной эмульсии. В состав этих нефтешламов, помимо компонентов нефти, входят элементы естественных радиоактивных семейств  $U^{238}$  и  $Th^{232}$ , а также  $K^{40}$  [14]. При очистке внутренних поверхностей нефтепромыслового оборудования образовавшиеся отложения размещаются на почве, что приводит к поступлению в нее радионуклидов и нефтяных углеводородов. Часть таких отходов подвергается термической обработке для удаления нефтяного компонента. Таким образом, формируются два вида отходов: отходы, содержащие компоненты нефти и природные радионуклиды; отходы, содержащие в основном радиоактивные элементы.

Влияние нефти и нефтепродуктов на почвенные системы и растения является предметом многочисленных исследований [2; 15; 16; 18; 19; 29]. Согласно общепринятому мнению, нефть оказывает негативный эффект на физические, химиче-

---

\* Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 11-04-00263-а.

ские и биологические свойства почвы вследствие присущей ей химической стабильности, устойчивости к биодegradации и высокой токсичности. Воздействие нефтяных углеводородов на функционирование почвенных сообществ выражается в изменении состава и активности почвенных микроорганизмов и ферментативной активности почв [3; 8—12]. Токсичность нефти по отношению к биологическим объектами не всегда очевидна [5]. Менее изучено влияние на почвенные сообщества радиоактивных элементов. В настоящее время основная масса публикаций, посвященных радиоактивным элементам, касается анализа поступления и миграции в почве Cs и Sr, их влияния на растения, технологий, предотвращающих их транслокацию в растения и способов очищения почв методами фиторемедиации [30]. В то же время, по мнению Р.М. Алексахина [1], наличие в почве радиоактивных элементов следует рассматривать как фактор их деградации [34]. Исследования, посвященные влиянию естественных радионуклидов на почвенные микробные сообщества, немногочисленны. Так, изучена чувствительность к гамма-излучению бактерий, микроскопических грибов, ферментативной активности почв [1; 28; 34]. В случае размещения отходов на почве микробные сообщества в присутствии радиоактивных элементов испытывают воздействие  $\gamma$ -излучения,  $\alpha$ -частиц и  $\beta$ -частиц. Несмотря на то, что действие этих частиц более локально, эффект, оказываемый ими, не менее существенен [10]. В то же время микробные сообщества представляют особый интерес при анализе состояния почвы, так как являются чувствительными индикаторами различных воздействий, таких как загрязнение почвы нефтяными углеводородами, металлами, пестицидами и т.д. [17; 20; 25; 27; 26; 29].

Целью настоящего исследования явилась оценка воздействия на микробные сообщества серой лесной почвы отходов, содержащих нефтяные компоненты и природные радионуклиды.

**Материалы и методы.** Объектом исследования служили микробные сообщества серой лесной почвы с внесенными отходами (нефтехламами с радиоактивными элементами), отобранными в разных резервуарах товарного парка. В работе использовали исходные отходы  $I_1$ ,  $I_2$ ,  $I_3$ , а также отходы, из которых были удалены нефтяные компоненты ( $O_1$ ,  $O_2$  и  $O_3$ ). Отходы  $O_1$ ,  $O_2$  и  $O_3$  были получены путем трехкратной экстракции нефтяных компонентов бензином и  $CCl_4$ . Для этого исходные отходы заливали бензином в соотношении 1 : 1 и оставляли в закрытом сосуде на 3—4 часа. После этого жидкую фракцию сливали и заливали отход  $CCl_4$  в соотношении 1 : 1, через 3—4 часа жидкую фракцию сливали. Процедуру повторяли трижды. После удаления нефтяных компонентов отходы высушивали в течение двух дней на открытом воздухе.

В эксперименте использовали серую лесную почву, отобранную в лесном питомнике «Матюшинский» (Республика Татарстан) со следующими характеристиками:  $C_{орг}$  — 0,9%,  $N_{общ}$  — 0,1%,  $K_{подв}$  — 9,1 мг/100 г,  $P_{подв}$  — 12,5 мг/100 г,  $pH_{водн}$  — 7,2. Почву в количестве 2 кг помещали в инкубационные сосуды, увлажняли до 60% от общей влагоемкости, через 7 суток вносили отходы  $I_1$ ,  $I_2$ ,  $I_3$ ,  $O_1$ ,

O<sub>2</sub> и O<sub>3</sub> в соотношении почва:отходы 4 : 1. Смеси инкубировали при комнатной температуре (22 °C). Через 1 и 30 суток после внесения отходов отбирали образцы обработанных отходами почв и определяли в них микробную биомассу, респираторную, дегидрогеназную активности, численность бактерий рода *Azotobacter*.

Измерение углерода микробной биомассы проводили экстракционно-фу- мигационным методом [31]. Измерение интенсивности дыхания небогащенной почвы определяли титрационным методом [37]. Метаболический коэффициент ( $qCO_2$ ) рассчитывали как отношение дыхания небогащенной почвы  $V_{\text{basal}}$  к уровню микробной биомассы [32]. Дегидрогеназную активность определяли в соответствии с [6]. Определение содержания азотобактера в почве проводили методом комочков обрастания на среде Эшби. Наличие азотобактера определяли прямым микрокопированием и выражали в процентном отношении к общему числу комочков.

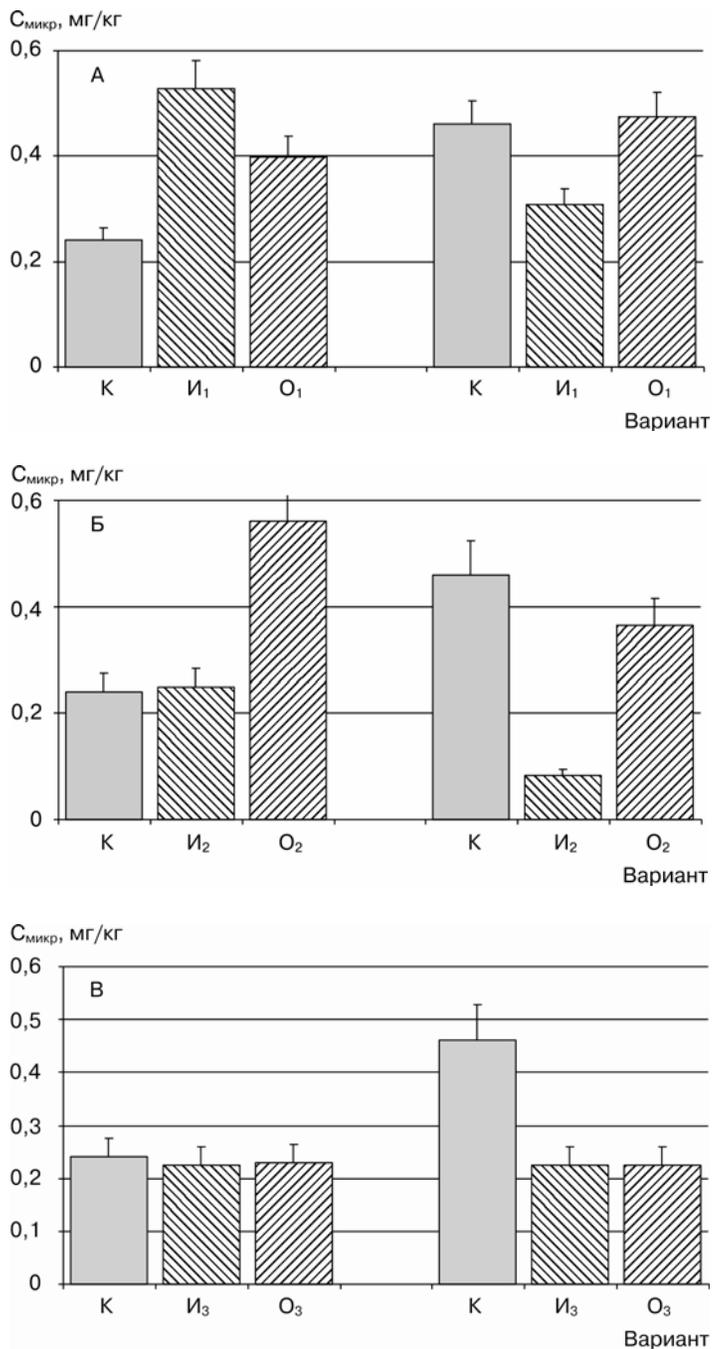
Измерение массовой доли нефтяных компонентов в почве проводили в соответствии с [11]. Измерение активности радиоактивных элементов проводили в соответствии с [23].

Определение всех параметров проводили не менее чем в пятикратной повторности. Статистическую обработку результатов проводили с помощью электронных таблиц Excel и программы Origin 7.0. Достоверность различий полученных результатов оценивали с использованием коэффициента Стьюдента ( $p < 0,05$ ).

**Результаты и их обсуждение.** На первом этапе в почвенных образцах, полученных после внесения исходных отходов (И<sub>1</sub>, И<sub>2</sub> и И<sub>3</sub>), и отходов, очищенных от нефтепродуктов (О<sub>1</sub>, О<sub>2</sub> и О<sub>3</sub>), было определено содержание нефтепродуктов и радиоактивных элементов (табл. 1). Как свидетельствуют полученные данные, наибольшим содержанием радиоактивных элементов характеризуются образцы И<sub>3</sub> и О<sub>3</sub>. По сравнению с природным фоном содержание Ra<sup>226</sup> и Th<sup>232</sup> оказалось выше в 19, 26 и 5, 6 раз соответственно, а содержание K<sup>40</sup> не превышало природный фон. В случае образцов И<sub>1</sub> и О<sub>1</sub> достоверного превышения не обнаружено и для Ra<sup>226</sup> и Th<sup>232</sup>. По содержанию нефтяных углеводородов анализируемые образцы составили ряд И<sub>1</sub> > И<sub>3</sub> > И<sub>2</sub>.

На следующий день после внесения образцов в почву и через 30 суток в каждом почвенном образце были определены углерод микробной биомассы, базальное дыхание, дегидрогеназная активность и численность бактерий рода *Azotobacter*.

В первые сутки в контрольном образце уровень микробной биомассы составил 0,24 мгС/г. Внесение образца О<sub>1</sub> привело к увеличению уровня углерода микробной биомассы в 1,6 раз (рис. 1), а через 30 суток уровень биомассы оказался соизмерим с уровнем контрольного варианта. Похожие изменения наблюдали при внесении образца О<sub>2</sub>. На начальном этапе микробная биомасса увеличивалась более чем в два раза, а затем достоверно снижалась и составила 79% от контрольного варианта.



**Рис. 1.** Микробная биомасса почвы с внесенными исходными отходами (И<sub>1</sub>, И<sub>2</sub> и И<sub>3</sub>), отходами с удаленными нефтяными компонентами (О<sub>1</sub>, О<sub>2</sub> и О<sub>3</sub>) и контрольной почвы через одни (первая группа столбцов) и 30 суток (вторая группа столбцов).

А — образцы с отходами И<sub>1</sub> и О<sub>1</sub>; Б — образцы с отходами И<sub>2</sub> и О<sub>2</sub>;

В — образцы с отходами И<sub>3</sub> и О<sub>3</sub>

Внесение образца О<sub>3</sub> сразу привело к уменьшению биомассы, количество которой оставалось меньше контрольной на 49% и на 30-е сутки исследования. Та-

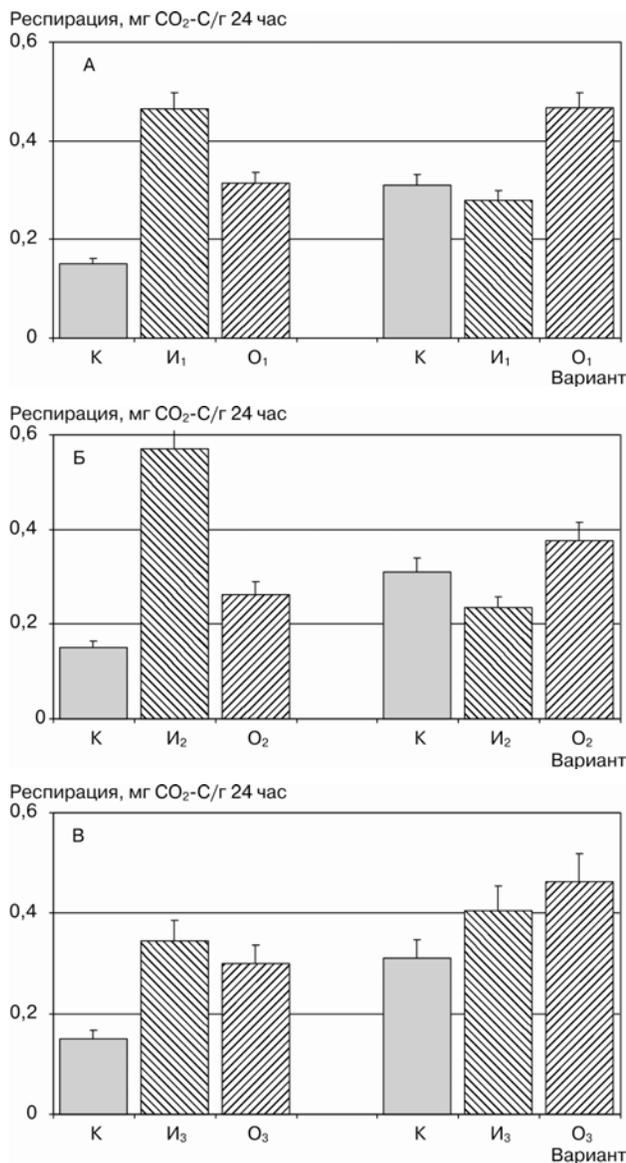
ким образом установлено, что отход  $O_1$  в отличие от остальных двух не оказывал достоверного негативного воздействия на уровень биомассы микроорганизмов и даже на 30 сутки ее уровень был соизмерим с контрольным. Скорее всего, это связано с минимальным содержанием радионуклидов (табл. 1). Впрочем, необходимо отметить, что в литературе эффект низких доз радиации активно обсуждается в настоящее время [10].

Таблица 1

**Содержание нефтепродуктов и радиоактивных элементов в модельных почвенных образцах**

Образец	Нефтепродукты, %	Радионуклиды, Бк/кг		
		Ra <sup>226</sup>	Th <sup>232</sup>	K <sup>40</sup>
I <sub>1</sub>	19,1 ± 3,2	41	32	321
O <sub>1</sub>	0,2 ± 0,03	34	33	326
I <sub>2</sub>	1,8 ± 0,4	398	96	361
O <sub>2</sub>	0,2 ± 0,04	359	89	371
I <sub>3</sub>	16,4 ± 3,8	519	183	386
O <sub>3</sub>	0,3 ± 0,02	568	213	370

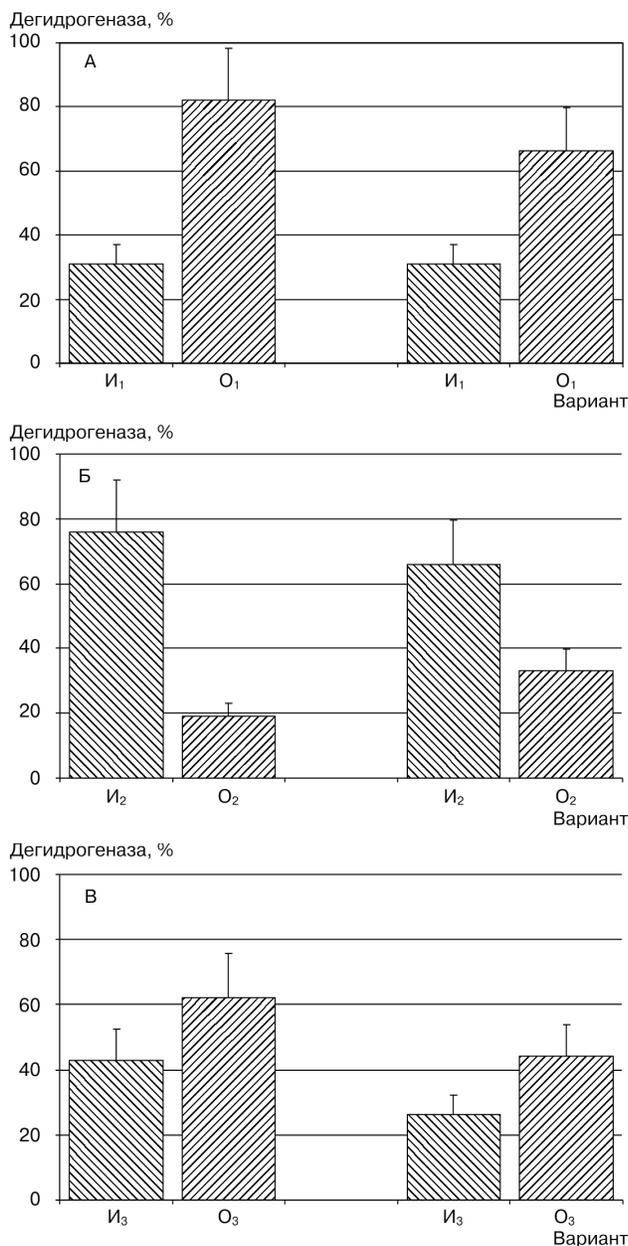
Базальная респираторная активность характеризует актуальную метаболическую активность почвенного сообщества [7; 33]. Внесение отходов  $O_1$ ,  $O_2$  и  $O_3$  вызывает стимуляцию почвенного дыхания в 2,1, 1,7 и 2 раза соответственно (рис. 2). Через 30 суток уровень респираторной активности снизился, однако во всех образцах он оставался выше или равным уровню контрольного варианта. В литературе представлены данные о негативном воздействии гамма-излучения на биологические свойства почв. Так, показано, что дозы 1,5—2 Мрад губительно действуют на почвенные микромицеты, бактерии и ферменты [1; 34]. Выявлено, что почвенное сообщество восстанавливается со скоростью, зависящей от дозы облучения после того, как почву убирают из пучка ускорителя, то есть прекращается воздействие гамма-излучения. В нашем случае мы не наблюдаем такой картины, поскольку в отличие от цитируемых работ, отходы с радионуклидами вносятся непосредственно в почву, и ионизирующее облучение оказывает эффект на микробное сообщество на протяжении всего эксперимента. Длительное, постоянное воздействие радионуклидов приводит к уменьшению количества микробной биомассы. Некоторое увеличение количества биомассы на первом этапе исследования может быть связано с тем, что толерантные микробы увеличивают свою численность за счет питательных веществ, поступающих в почву в результате лизиса клеток менее устойчивых организмов. Это предположение неоднократно высказывалось и другими авторами [1; 33]. Этим же можно объяснить и усиление респираторной активности почв. Однако необходимо отметить, что еще одной причиной усиления метаболической активности может являться ответ на стресс, переживаемый микробным сообществом [17; 32]. Этот вопрос будет подробнее обсужден при анализе изменения метаболического коэффициента.



**Рис. 2.** Базальная респираторная активность почвы с внесенными отходами и контрольной почвы. Условные обозначения как на рис. 1

Почвенные ферменты, в частности дегидрогеназа, широко применяются для оценки состояния почвы, например загрязненной нефтью [29]. В то же время в литературе представлены различные мнения относительно целесообразности применения этого параметра. Так, дегидрогеназа критикуется как неточный параметр для определения скорости потока электронов, поскольку акцептор электронов, используемый при оценке дегидрогеназной активности, менее эффективен, чем кислород [21]. Однако большинство авторов отмечают, что дегидрогеназа хорошо отражает статус почвенного микробного сообщества [22]. Принимая во внимание, что дегидрогеназа проявила высокую чувствительность к гамма-излучению [1], мы использовали этот параметр. При определении уровня дегидрогеназной активности

выявлено, что внесение всех отходов, содержащих только радионуклиды, привело к ингибированию уровня активности как в первый день после внесения, так и через 30 суток (рис. 3). Уровень ингибирования составил от 80 до 18%. Достоверных различий в уровне дегидрогеназной активности опытных почвенных образцов, отобранных на первые и 30 сутки, не обнаружено. Таким образом, полученные нами данные согласуются с мнением о высокой чувствительности дегидрогеназы к действию гамма-излучения [1].



**Рис. 3.** Дегидрогеназная активность почвы с внесенными отходами и контрольной почвы. Условные обозначения как на рис. 1.

Данные об изменении численности бактерий рода *Azotobacter* приведены в табл. 2. Показано, что в первый день после внесения образцов  $O_1$  и  $O_2$  численность азотобактера оказалась меньше таковой на контроле на 42 и 54%, а на 30-е сутки наблюдалось еще большее ингибирование их численности. Образец  $O_3$ , содержащий наибольшее количество радиоактивных элементов, оказывал 100%-ный ингибирующий эффект сразу же после его внесения. Полученные результаты согласуются с информацией о летальном ответе бактерий этой группы на воздействие гамма-облучения [1; 34].

Таблица 2

Влияние отходов на численность бактерий рода *Azotobacter* (%)

Образец	Время отбора	
	1-е сутки	30-е сутки
$I_1$	31 ± 4	26 ± 5
$O_1$	58 ± 10	32 ± 4
$I_2$	23 ± 4	19 ± 4
$O_2$	46 ± 8	20 ± 5
$I_3$	0	0
$O_3$	0	0

На следующем этапе были проанализированы ответные реакции микробных сообществ на внесение отходов, содержащих одновременно и нефтяные углеводороды и радионуклиды. Данные об изменении количества микробной биомассы представлены на рис. 1. В целом, тенденция изменения биомассы при внесении образцов  $I_1$ ,  $I_2$  и  $I_3$  аналогична таковой для образцов  $O_1$ ,  $O_2$  и  $O_3$ : через 30 суток содержание биомассы было существенно меньше по сравнению с таковой в 1-е сутки после внесения. Так, максимальное количество биомассы выявлено на первые сутки после внесения образца  $I_1$  (0,53 мгС/г), а минимальное — в варианте  $I_2$  на 30-е сутки исследования (0,08 мгС/г).

Внесение всех исходных отходов приводило к усилению респираторной активности (см. рис. 2). Самое интенсивное дыхание обнаружено в 1-е сутки после внесения образца  $I_2$  (0,57 мг  $CO_2$ -С/г 24 час), что оказалось в 3,8 раз больше контрольного варианта. Этот же образец продемонстрировал и минимальную активность (75% от контрольного варианта) через 30 суток исследования. Выявлена тенденция снижения уровня активности во всех вариантах к концу опыта.

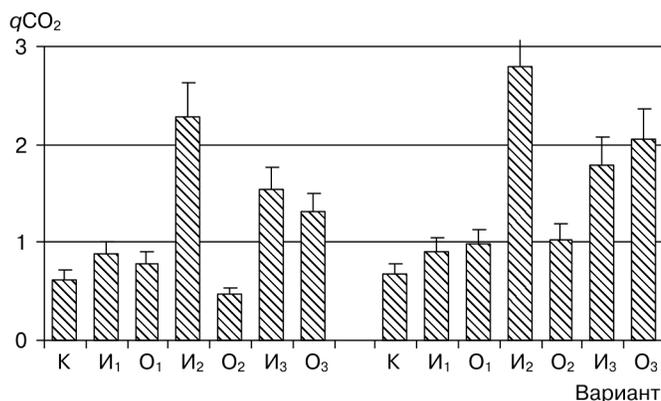
Скорее всего, такое изменение количества биомассы и респираторной активности является следствием двух разнонаправленных эффектов, вызываемых внесением углеводородов и радионуклидов. Известно, что при внесении в почву сырой нефти эффект определяется в первую очередь ее концентрацией. Наиболее активно процесс минерализации нефти протекает при ее содержании 5—6%, а при концентрации 1—2% отмечается слабый стимулирующий эффект [5; 8; 18; 19; 35]. Отмечается, что в этом случае углеводороды являются субстратом для микроорганизмов [9; 24; 29]. Ингибирующий эффект на биологические параметры почвы отмечается при содержании нефти 10—30% [5; 18; 29; 35]. Ответный отклик мик-

робного сообщества зависит и от времени, прошедшего с момента поступления нефти в почву [12; 29; 35]. Последнее связано как с различной токсичностью, доступностью и скоростью биodeградации исходных нефтяных компонентов, так и с различием метаболитов, образующихся в процессе деструкции нефти [9; 12]. Так, наиболее токсичными считаются полициклические ароматические углеводороды, поэтому улетучивание легкой фракции нефти, содержащей наиболее токсичные соединения, способствует уменьшению токсического эффекта и улучшению биологических показателей почвы [9; 33]. В нашем исследовании не обнаружено ингибирования микробной биомассы на начальном этапе. Репрессирующий эффект отмечен только к 30-м суткам исследования (см. рис. 1). Более того, внесение всех образцов приводило к увеличению интенсивности респирации по сравнению с контрольным вариантом, несмотря на то, что содержание углеводов в двух образцах из трех составило 16 и 19% (см. рис. 2). Скорее всего, это объясняется тем, что состав нефтяных компонентов в анализируемых отходах отличается от таковых в сырой нефти. Так, в отходах отсутствуют углеводороды легкой фракции, поэтому на начальном этапе отсутствует ингибирующий эффект, а присутствующие в отходах парафины, смолы и асфальтены в целом менее токсичны [14; 33]. Превышение уровня респираторной активности в образцах с исходными отходами (И) над таковым в образцах с отходами (О), из которых нефтяные углеводороды были элиминированы на 89—99%, может быть связан либо с тем, что микроорганизмы используют нефтяные компоненты как источник питания (о чем косвенно свидетельствует наивысший уровень респирации в почве при внесении образца И<sub>2</sub>, содержащего 1,8% углеводов), либо с активизацией метаболизма для преодоления стресса. На наш взгляд, второе предположение более вероятно, если принять во внимание, что в состав отходов входят в основном парафины, смолы и асфальтены — вещества, слабо подверженные микробной деструкции [33]. В пользу этого свидетельствует и уменьшение со временем интенсивности респирации во всех образцах.

Как и в случае образцов, из которых были элиминированы нефтепродукты, внесение исходных образцов И<sub>1</sub>, И<sub>2</sub> и И<sub>3</sub> привело к уменьшению дегидрогеназной активности по сравнению с контролем на 68, 24 и 57% соответственно (см. рис. 3). К 30-м суткам наблюдали еще большее подавление активности.

Меньшая численность бактерий рода *Azotobacter* выявлена при внесении отходов И<sub>1</sub> и И<sub>2</sub> по сравнению с таковой в случае отходов, из которых были элиминированы нефтепродукты (см. табл. 2). Так, на 30-е сутки исследования их численность составила 26 и 19% от контроля в вариантах И<sub>1</sub> и И<sub>2</sub> соответственно, а в почве с отходом И<sub>3</sub> бактерий рода *Azotobacter* не было выявлено.

Метаболический коэффициент ( $qCO_2$ ) отражает эффективность, с которой утилизируется углерод. Этот параметр может дифференцировать уровень зрелости экосистемы, так как известно, что в зрелой экосистеме единица биомассы осуществляет респирацию менее интенсивно, поскольку на процесс метаболизма тратится меньше энергии. Этот параметр может также служить индикатором стресса экосистемы, испытываемого в условиях загрязнения [7; 13; 32]. Данные об определении метаболического коэффициента представлены на рис. 4.



**Рис. 4.** Метаболический коэффициент в почве с внесенными исходными отходами, отходами с удаленными нефтяными компонентами и контрольной почве.

Установлено, что  $qCO_2$  в образцах, обработанных исходными отходами (содержащими нефтяные углеводороды и радионуклиды) как на первые, так и на 30-е сутки, превышает таковой в образцах, в которые вносили отходы, из которых были элиминированы нефтепродукты. Это свидетельствует о том, что образцы, содержащие нефтяные углеводороды и радиоактивные элементы, оказывают большой стресс на микробное сообщество. Причиной этому в данном случае может быть увеличение метаболической активности, направленной на деградацию углеводородов при уменьшении количества биомассы за счет токсических эффектов нефти. Значения  $qCO_2$ , определенные на 30-е сутки во всех вариантах опыта, оказались существенно больше по сравнению с контрольным вариантом и с образцами, отобранными на 1-е сутки после внесения. Отсутствие уменьшения метаболического коэффициента со временем может быть связано с накоплением негативных эффектов. Полученные данные согласуются с результатами Марин (с соавт.) [33], показавшими, что внесение в почву ила очистных сооружений нефтеперерабатывающего завода вызывает увеличение метаболического коэффициента. Согласно мнению ряда авторов увеличение метаболического коэффициента следует рассматривать как негативный эффект даже при одновременном увеличении количества микробной биомассы, интенсивности респирации и ферментативных активностей [7; 17; 27; 36].

На основании полученных результатов установлено, что все проанализированные отходы оказывают негативное влияние на почвенные микробные сообщества. Более того, если радиоактивные элементы присутствуют в отходах в значительном количестве, удаление из отходов нефтяного компонента значительно не уменьшает негативного эффекта. Полученные результаты свидетельствуют о необходимости разработки методов обезвреживания отходов, содержащих нефтяные компоненты и радиоактивные элементы, и требуют особого внимания к их размещению.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] *Алексахин Р.М.* Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. — 2009. — № 12. — С. 1487—1498.
- [2] *Ананьева Н.Д., Демкина Т.С., Стин У.Ч.* Устойчивость микробных сообществ почв при внесении пестицидов // Почвоведение. — 1997. — № 1. — С. 69—74.

- [3] Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С. Оценка устойчивости почвенных микробных комплексов к природным и антропогенным воздействиям // Почвоведение. — 2002. — № 5. — С. 580—587.
- [4] Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С. Пространственное и временное варьирование микробного метаболического коэффициента в почвах // Почвоведение. — 2002. — № 10. — С. 1233—1241.
- [5] Голодяев Г.П., Костенков Н.М., Ознобихин В.И. Биоремедиация нефтезагрязненных почв методом компостирования // Почвоведение. — 2009. — № 8. — С. 996—1006.
- [6] Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Влияние гамма-излучения на биологические свойства почвы // Почвоведение. — 2005. — № 7. — С. 877—881.
- [7] Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Изменение биологических свойств чернозема обыкновенного после воздействия гамма-излучения // Почвоведение. — 2007. — № 9. — С. 1095—1103.
- [8] Звягинцев Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В., Селецкий Г.И., Оборин А.А. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью // Почвоведение. — 1988. — № 1. — С. 72—78.
- [9] Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязненных почв. — Уфа: Гилем, 2001.
- [10] Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозема обыкновенного // Почвоведение. — 2006. — № 5. — С. 616—620.
- [11] Исмаилов Н.М. Микробиология и ферментативная активность нефтезагрязненных почв // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем / Отв. ред. М.А. Глазовская. — М.: Наука, 1988.
- [12] Колесников С.И., Тлехас З.Р., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Изменение биологических свойств почв Адыгеи при химическом загрязнении // Почвоведение. — 2009. — № 12. — С. 1499—1505.
- [13] Кудеяров В.Н., Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф. Оценка дыхания почв России // Почвоведение. — 1995. — № 1. — С. 30—43.
- [14] Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. — М.: Графикон, 2006.
- [15] Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». — М.: ГП «ВНИИФТРИ», 2003.
- [16] Общий регламент «Обеспечение радиационной безопасности при добыче, сборе и подготовки нефти». — Альметьевск: ТатНИПИНефть, 2004.
- [17] Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение. — 2003. — № 9. — С. 1132—1140.
- [18] ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. Утв. Государственный Комитет РФ по охране окружающей среды, 10.11.1998.
- [19] Тихонов М.Н. К вопросу о влиянии малых доз ионизирующей радиации на здоровье человека // АНРИ. — 2010. — № 1(60). — С. 2—17.
- [20] Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. — М.: Наука, 2005.
- [21] Яковлев А.С. Биологическая диагностика и мониторинг состояния почв // Почвоведение. — 2000. — № 1. — С. 70—79.
- [22] Anderson T.H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) 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. P. 393—395.

- [23] *Benefield C.B., Howard P.J.A., Howard D.M.* The estimation of dehydrogenase activity in soil // *Soil. Biol. Biochem.* 1997. V. 89. P. 67—70.
- [24] *Caravaca F., Roldan A.* Assessing changes in physical and biological properties in a soil contaminated by oil sludges under semiarid Mediterranean conditions // *Geoderma.* 2003. V. 117. P. 53—61.
- [25] *Garcia C., Hernandez T., Costa F.* Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils // *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 1997. V. 1—2. P. 123—134.
- [26] *Dawson J.J.C., Godsiffe E.J., Thompson I.P., Kilham K.S., Paton G.I.* Application of biological indicators to assess recovery of hydrocarbon impacted soils // *Soil Biology and Biochemistry.* 2007. V. 39. P. 164—177.
- [27] *Franco I., Contin M., Bragato G., Nobili M.* Microbiological resilience of soils contaminated with crude oil // *Geoderma.* 2004. V. 121. P. 17—30.
- [28] ISO 14240-2. Soil quality — Determination of soil microbial biomass. Part 2: Fumigation-extraction method. International standard. 1997.
- [29] *Lee S., Oh B., Kim J.* Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity // *Bioresource Technology.* 2008. V. 99. P. 2578—2587.
- [30] *Li H., Zhang Y., Kravchenko I., Xu H., Zhang C.* Dynamic changes in microbial activity and community structure during biodegradation of petroleum compounds: A laboratory experiment // *J. of Environmental Sciences.* 2007. V. 19. P. 1003—1013.
- [31] *Maila M.P., Cloete T.E.* The use of biological activities to monitor the removal of fuel contaminants—perspective for monitoring hydrocarbon contamination: a review // *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2005. V. 55. P. 1—8.
- [32] *Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F.* Monitoring of bioremediation by soil biological activities // *Chemosphere.* 2000. V. 40. P. 339—346.
- [33] *Marin J.A., Hernandez T., Garcia C.* Bioremediation of oil refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity // *Environmental Research.* 2005. V. 98. P. 185—195.
- [34] *Methods in Soil Biology / Ed. F. Schinner.* Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1995.
- [35] *Serrano A., Tejada M., Gallego M., Gonzales J.L.* Evaluation of soil biological activity after a diesel fuel spill // *Science of the Total Environment.* 2009. V. 407. P. 4056—4061.
- [36] *Zhu Y.G., Shaw G.* Soil contamination with radionuclides and potential remediation // *Chemosphere.* 2000. V. 41. P. 121—128.
- [37] *Wardle D.A., Ghani A.* A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 1601—1610.

## EFFECT OF A RADIOACTIVE WASTE OF OIL-PRODUCING COMPLEX ON MICROBIAL COMMUNITY OF GRAY FOREST SOIL

S.Yu. Selivanovskaya, R.Ch. Gumerova,  
O.R. Badrutdinov, P.Yu. Galitskaya

Kazan (Volga region) federal university  
Kremlyevskaya str., 18, Kazan, Russia, 420008

In the laboratory-scale experiment effects of the wastes containing oil components and elements of natural radioactive families  $U^{238}$ ,  $Th^{232}$  and  $K^{40}$ , on a microbial biomass, soil respiration, metabolic quotient, dehydrogenase activity and number of bacteria of genus *Azotobacter* of gray forest soil is studied.

**Key words:** oil products, natural radioactive elements, soil, microbial biomass, respiration.