

УДК 504.53.054:631.417

ПОДГОТОВКА ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ОБРАЗЦОВ ПОЧВЫ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ВНУТРИПОЧВЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ 2,4,6-ТРИНИТРОТОЛУОЛА

*А.А. Шинкарев, И.П. Демидова, Г.Ю. Яковлева,
В.Н. Будников, Б.М. Куриненко*

Аннотация

Рассмотрены наиболее характерные особенности физико-химического поведения 2,4,6-тринитротолуола (ТНТ) в почвах, учет которых необходим при планировании и проведении лабораторных экспериментов по изучению трансформации ТНТ комплексом почвенных микроорганизмов. Проведен критический анализ существующих подходов к подготовке экспериментальных образцов почвы с различными концентрациями ТНТ.

Ключевые слова: 2,4,6 –тринитротолуол, трансформация, почва.

Введение

Из-за выраженного токсического действия и относительной устойчивости к биодеструкции загрязнение почв и подземных вод остатками взрывчатых смесей, в частности 2,4,6-тринитротолуолом (ТНТ), давно представляет серьезную международную экологическую проблему [1]. Это привело как к интенсивному поиску новых технологий ремедиации, так и к быстрому росту числа публикаций, касающихся исследования механизмов трансформации компонентов взрывчатых смесей отдельными видами микроорганизмов или их сообществами [2–6]. Однако информация, полученная с помощью экспериментальных исследований, о закономерностях внутрипочвенной трансформации этих компонентов микроорганизмами-деструкторами, влиянии нитросоединений и продуктов их трансформации на гомеостаз микробного сообщества и биологическую активность почвы пока остается отрывочной. При этом следует учитывать, что для экстраполяции результатов исследования трансформации ТНТ *in vitro* на реальные почвенные условия существуют слишком серьезные ограничения, объективно обусловленные чрезвычайной гетерогенностью физических и физико-химических характеристик почвенной матрицы и высокой вероятностью наличия в почве не только связанных с матрицей молекул нитросоединений, но и отдельных частиц взрывчатых веществ. Целью предлагаемой работы является анализ существующих подходов к моделированию загрязнения почвы ТНТ и обоснование оптимального решения задачи подготовки экспериментальных образцов почвы с широким спектром заданных концентраций ТНТ.

Особенности загрязнения почвы ТНТ *in situ*

Полнота использования взрывчатой смеси (компонента) определяется его детонирующей частью и при любом типе детонации остатки взрывчатых веществ откладываются на поверхности грунта. Это обусловлено спецификой газодинамических процессов в зоне детонации [7]. Даже в случае высокоскоростной детонации на поверхность почвы попадает 1–3% от исходной массы заряда ТНТ [8], что неизбежно приводит к значительному его накоплению, особенно в случае неоднократных взрывов, причем в форме частиц достаточно крупного размера [9]. Показано, например, что в кубическом ядре почвенной массы, отобранной с поверхности почвы, расположенной на территории испытательного полигона может содержаться 19900 частиц ТНТ диаметром более 3 мм [10, 11]. Эти твердые частицы, неравномерно распределенные внутри почвенного матрикса, составляли более 96% загрязнения взрывчатыми веществами.

Влияние состава и структурной организации почвы на распределение загрязнителей

Организация твердых фаз почвы существенно различается в разных типах почв. Рассмотрим наиболее сложный случай пространственной организации твердых фаз. Взаимодействие тонкодисперсных минеральных фаз с органическим веществом (ОВ) почв при посредстве двух- и поливалентных катионов приводит к изменению их поверхностных свойств и ассоциации элементарных почвенных частиц в микроагрегаты. Последние, в свою очередь, способны объединяться в почвенные образования более высокого порядка – водопрочные агрегаты (ВПА). Крайне важно, что размеры почвенных агрегатов и характер организации твердых фаз в их объеме могут вносить серьезные кинетические коррективы в протекание процессов в почвенной массе. Хорошо известно, что в макроагрегатах (ВПА) накапливаются лабильные формы ОВ, темпы минерализации которых здесь заметно замедляются [15, 16]. За счет ухудшения газообмена условия внутри ВПА существенно менее благоприятны для микробной деструкции органических остатков, чем на поверхности агрегатов, поскольку хорошо известно, что анаэробное дыхание, в сравнении с аэробным, является менее эффективным путем утилизации органического субстрата [17]. Простые расчеты значений пористости аэрации (воздухосодержания) в агрегатах размером 2–3 мм показывают, что имеется недостаток воздуха, способствующий развитию анаэробных процессов [18].

При наличии глинистых минералов с лабильной кристаллической решеткой и ОВ пространство, доступное для молекул нитросоединений, не ограничено межагрегатными структурными порами и промежутками между гранулометрическими элементами, но будет включать и межпакетные (межслоевые) промежутки и гидратированные пустоты между макромолекулярными сетками. При образовании микроагрегатов в среде с относительным избытком тонких дисперсий (тяжелый гранулометрический состав) увеличение эффективного размера уплотненных участков будет приводить к увеличению длины диффузионного пути и уменьшению общей проницаемости областей с разреженными

участками, что приведет к уменьшению коэффициентов диффузии в транспортных порах.

Напротив, вполне очевидно, что менее всего лимитирующее влияние медленного массопереноса загрязняющей примеси на ее микробную трансформацию будет выражено в почвенной среде, не содержащей водопрочных макроагрегатов, с минимальным количеством микроагрегатов, обладающих такой пористой структурой, чтобы молекулы нитросоединений диффундировали в них с коэффициентами диффузии, близкими к коэффициентам диффузии этих веществ в воде. Уплотненные участки из наиболее микродисперсных частиц должны при этом иметь возможно меньший размер, чтобы даже при сравнительно низких коэффициентах диффузии длина диффузионного пути была крайне мала. Такой, близкий по простоте к предельному, вариант пространственной организации твердых фаз наиболее вероятен в почвах легкого гранулометрического состава. Как правило, при планировании и проведении инкубационных экспериментов чаще всего не учитывается та роль, которую может играть во внутрипочвенной трансформации нитроароматических соединений ассоциация почвенных частиц и их пространственная организация.

Ключевым процессом, контролирующим поведение и судьбу загрязнителей в почвах, является сорбция. Ее роль будет проявляться и на этапе появления нитросоединения в поверхностном слое почвы в виде отдельной фазы, и при его последующем распределении в почвенном профиле за счет постепенного растворения в воде. Поэтому, кроме характера массопереноса (растворимость, диффузия, газообмен), лимитирующее влияние на микробную трансформацию компонентов взрывчатых смесей будут оказывать сорбционные свойства органических и минеральных поверхностей почвенной матрицы.

Поскольку компоненты взрывчатых смесей связываются преимущественно с ОВ и глинистыми минералами, то их содержание будет определять и емкость сорбции, и прочность связей между функциональными группами (сорбционными центрами) поверхностей и молекулами сорбата. Сорбция ТНТ обычно является быстрой и традиционно разделяется на два крайних случая: обратимую и необратимую. Показано [19], что сорбция нитроароматических соединений глинистыми минералами из водного раствора может быть и обратимой, и специфической, достаточно прочной, причем последняя, вероятно, обусловлена донорно-акцепторными взаимодействиями с кислородом на внешних силоксановых поверхностях глин. При этом сродство и емкость сорбции сильно зависят от вида обменных катионов и увеличиваются в ряду каолинит → иллит → монтмориллонит. Возможность прочного связывания ТНТ гумусовыми веществами или компонентами гумифицирующихся остатков также хорошо известна, а результаты одной из работ даже дают однозначные свидетельства образования амидных связей между атомом азота ТНТ и карбоксильными группами гуминовой кислоты, выделенной из гумифицирующихся растительных остатков после инкубации их при добавлении ^{15}N -ТНТ [20]. В сорбционных экспериментах с компонентами взрывчатых смесей и различными природными и искусственными сорбентами, включающими сфагновый торф и глины, было показано, что наиболее эффективным сорбентом был сфагновый торф [21]. Подобные результаты были получены и в колоночных экспериментах с почвой, в которую

был предварительно внесен сфагновый торф [22]. Таким образом, в зависимости от содержания и качественного состава ОВ и глинистых минералов в почве закономерности и механизмы сорбционно-десорбционного поведения ТНТ, а значит, закономерности его внутрипочвенной трансформации микроорганизмами-деструкторами могут иметь характерные особенности, даже при сходном составе комплексов почвенных микроорганизмов.

Итак, существует широкое разнообразие физико-химических факторов, которые могут лимитировать доступность компонентов взрывчатых смесей для микроорганизмов-деструкторов, и каждый конкретный случай может иметь свои уникальные особенности, обусловленные содержанием и качественным составом твердых фаз почвы и характером их пространственной организации. Поэтому для оценки потенциальной перспективности тех или иных технологий биоремедиации необходимы лабораторные исследования биодеградации в условиях, адекватных условиям почвенной матрицы *in situ* и для органических загрязнителей, малорастворимых в воде, сразу же возникает проблема подготовки экспериментальных образцов загрязненной почвы.

Анализ известных способов получения экспериментальных образцов почв, загрязненных ТНТ

Начальной стадией внутрипочвенного транспорта ТНТ будет растворение частиц взрывчатых смесей. Конвективный массоперенос примеси (в нашем случае ТНТ) в почвах, имеющих весьма специфичную структуру пористого пространства, очень сложен. Поэтому результаты изучения кинетики растворения компонентов взрывчатых смесей в перемешиваемых суспензиях [12, 13] в принципе не характеризуют кинетические параметры и механизмы, которые управляют растворением, транспортом и трансформацией ТНТ в загрязненных почвах *in situ*. Фильтрационные эксперименты с почвенными колонками даже при полном влагонасыщении (при постоянных скоростях фильтрации и с чередованием циклов с фильтрацией и без фильтрации) показали значительно более низкие скорости растворения ТНТ из частиц взрывчатых смесей (диаметром 0.5–2 мм), чем в экспериментах с суспензиями, причем на выходных кривых концентрация компонента в вытекающем растворе не превышала половины его предельной растворимости [14]. Почва, использованная в этих динамических экспериментах, содержала 97.3% песка (> 0.075 мм), 2.7% пыли и глины и только 0.04% органического вещества. Эти результаты четко свидетельствуют о том, что твердые частицы взрывчатых смесей будут главным источником растворенного ТНТ в поровой воде в течение длительного периода времени даже в условиях гумидного климата.

Наличие в среде медленно растворяющихся частиц взрывчатого компонента будет моделировать почвенный реактор непрерывного действия, открытый для постоянного поступления в жидкую фазу новых молекул ТНТ. Принципиальных запретов на конструирование микробных сообществ, способных справиться с этой задачей даже при такой жесткой формулировке ее условия, очевидно, нет. Однако эксперименты, в которых будет иметь место моделирование почвенного реактора непрерывного действия с массопереносом компонента из самостоятельной твердой фазы в фазу раствора, могут представлять интерес,

скорее, для физико-химика или специалиста в области физико-механики пористых сред, чем для микробиолога. Следует также заметить, что создать и сохранить условия, способствующие микробной активности внутри или на поверхности фазы взрывчатого компонента едва ли возможно, следовательно, биодegradация ТНТ в чистой фазе не имеет практического значения. Поэтому образцы экспериментально загрязненных почв не должны содержать отдельных частиц ТНТ.

Одна из проблем подготовки экспериментально загрязненных образцов почв заключается в том, что инкубацию этих образцов проводят при влажности 50–70% от полной влагоемкости почв. Вполне очевидно, что даже добавление насыщенного раствора ТНТ (0.013 г/100 г H₂O при 20 °С) к воздушно-сухой почве позволит получить только среду с концентрацией этого компонента взрывчатых смесей на один-два порядка ниже тех, которые характерны для почв на загрязненных участках.

Известны различные подходы к решению этой проблемы пробоподготовки. Здесь необходимо сразу уточнить, что подготовка образцов почв будет иметь свою специфику в зависимости от целей инкубационного эксперимента. Например, если планируется изучать внутрипочвенную трансформацию ТНТ конкретной бактерией или бактериальным консорциумом, то весь почвенный образец должен быть сначала стерилизован. Достаточно щадящими для сорбционных свойств почвенной матрицы являются такие процедуры, как автоклавирование или γ -облучение [23]. Загрязнение почвенного образца ТНТ в этом случае будет представлять собой чисто физико-химическую задачу. Другое дело, если планируется изучать трансформацию ТНТ комплексом почвенных микроорганизмов. Тогда при пробоподготовке придется учитывать возможные механизмы стрессов, которые могут быть весьма неоднозначными и в конечном счете приводить к изменениям в структуре сообщества. В результате удаления чувствительных к стрессу видов из-за снижения конкуренции и более легкого доступа к ресурсам освободится и примет более стойкие виды некоторая часть ниш. Побочные эффекты этих процедур пробоподготовки могут, в свою очередь, сильно повлиять на заключения, основанные на экспериментах с почвой, загрязненной ТНТ.

В качестве экспериментальных загрязненных образцов в некоторых случаях используются почвенные образцы, отобранные непосредственно на загрязненных участках [24, 25], и (или) их смеси с образцами тех же почвенных разновидностей, отобранными поблизости от незагрязненных участков [26]. Допустим, что образец отобран из той части гумусового горизонта (профиля), в которой отсутствуют твердые частицы ТНТ и почва загрязнена только этим нитроароматическим соединением, а не смесью его с другими компонентами взрывчатых смесей. С физико-химической точки зрения такой подход позволяет наиболее адекватно имитировать загрязненные почвенные матрицы, даже если принять во внимание, что некоторая часть сорбированного ТНТ может быть устойчивой к экстракции и его аналитически определяемая концентрация отличаться от реальной. Однако возможности его практического применения достаточно ограничены, поскольку, во-первых, хотя ТНТ и является самым распространенным из взрывчатых веществ, загрязняющих окружающую среду,

почвы часто могут быть загрязнены смесью ТНТ, гексогена и октогена. Во-вторых, если же такой объект и найден, приготовление всего необходимого диапазона концентраций ТНТ в этих образцах почв путем смешивания загрязненной почвы с интактным аналогом может оказаться непростой задачей. В силу внутренне присущей почвам изменчивости найти подобное почвенное тело вблизи исследованного часто бывает довольно трудно. Кроме того, при такой постановке эксперимента достаточно трудно найти незагрязненное почвенное тело, адекватное экспериментальному, необходимое для использования в качестве контрольного образца.

В ряде работ загрязненные среды готовили путем тщательного перемешивания почвенного образца с фиксированным количеством тонкоизмельченной или мелкокристаллической фазы взрывчатого компонента [27–29] или загрязненного им песка [30]. При таком подходе среды имитируют скорее начальную стадию поверхностного загрязнения почвы на глубину 2–3 см, чем загрязнение почвенной массы за счет последующей нисходящей водной миграции ТНТ, хотя при проведении инкубационных экспериментов в почвенных колонках этот способ загрязнения может быть достаточно адекватным реальным условиям.

Малорастворимые в воде гидрофобные вещества хорошо растворимы в ряде органических растворителей, и это их свойство давно используется, например, при приготовлении почвенных сред, загрязненных полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ). Для загрязнения почв ТНТ используют его раствор в ацетоне [31–33], причем обычно обрабатывают только часть образца, которую после испарения органического растворителя тщательно перемешивают с интактной почвой. При этом ссылаются на работу, связанную с разработкой оптимального лабораторного метода загрязнения почв ПАУ, в которой были продемонстрированы токсические и в некоторых случаях необратимые эффекты органических растворителей (дихлорметана и ацетона) на популяции почвенных микроорганизмов [34] при использовании их для загрязнения ПАУ почвенного образца в целом. Чтобы свести к минимуму влияние растворителя на почвенные микроорганизмы, загрязняя образцы почвы веществами, имеющими низкую растворимость в воде, было предложено добавлять раствор загрязнителя в ацетоне к $\frac{1}{4}$ части образца и после испарения растворителя смешивать ее с оставшейся частью почвы.

Теоретически наличие информации о сорбционно-десорбционном поведении компонента взрывчатой смеси в любой конкретной почве обеспечивает ключевые физико-химические параметры, необходимые для моделирования почв с широким спектром концентраций ТНТ при отсутствии в почвах его самостоятельной фазы, без использования органических растворителей. Поэтому загрязнение почвенного образца можно проводить и путем сорбции из водного раствора ТНТ при достаточно широком отношении раствор/почва. Однако работы, в которых используется такой вариант подготовки сред, единичны [35], вероятно потому, что требуют проведения всего комплекса предварительных (для определения кинетических параметров сорбции и оптимального отношения раствор/почва) и основных (для построения изотерм сорбции) сорбционных экспериментов в статических условиях (*batch-experiment*), техника которых сейчас достаточно специфична. Несмотря на то что разработка такого ва-

рианта пробоподготовки требует объединения усилий широкого круга специалистов, он является существенно более гибким и универсальным. Например, в упомянутой работе, в частности, показано, что сорбция ТНТ из водного раствора и последующая десорбция водой позволяют подготовить для инкубационных экспериментов среды, различающиеся по формам связи ТНТ с почвенной матрицей [35]. Таким образом, существуют все предпосылки для того, чтобы считать именно этот подход к подготовке модельных почвенных сред наиболее перспективным, если использовать в качестве сорбента стерилизованную часть почвенного образца и затем смешивать его с оставшейся интактной частью.

Summary

A.A. Shinkarev, I.P. Demidova, G.Y. Yakovleva, V.N. Budnikov, B.M. Kurinenko. Preparation of Soil Experimental Samples in the Study of 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT) Transformation in Soil.

The most typical features of physicochemical behaviour of TNT in the soils are considered, which must be taken into account when planning and conducting laboratory experiments on studying TNT transformation by a complex of soil microorganisms. A critical analysis of existing approaches to soil experimental sample preparation with various concentration of TNT is carried out.

Key words: 2,4,6-trinitrotoluene, transformation, soil.

Литература

1. *Sunahara G.I., Dodard S., Sarrazin M., Paquet L., Hawari J., Greer C.W., Ampleman G., Thiboutot S., Renoux A.Y.* Ecotoxicological characterization of energetic substances using a soil extraction procedure // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 1999. – No 43. – P. 138–148.
2. *Heiss G., Knackmus H.J.* Bioelimination of trinitroaromatic compounds: immobilisation versus mineralization // *Curr. Opin. Microbiol.* – 2002. – No 5. – P. 282–287.
3. *Pennington J.C., Brannon J.M.* Environmental fate of explosives // *Thermochemica Acta.* – 2002. – No 384. – P. 163–172.
4. *Fuller M.E., Manning J.F.* Microbiological changes during bioremediation of explosives-contaminated soils in laboratory and pilot-scale bioslurry reactors // *Bioresour. Technol.* – 2004. – No 91. – P. 123–133.
5. *Lewis T.A., Newcombe D.A., Crawford R.L.* Bioremediation of soils contaminated with explosives // *J. Environ. Management.* – 2004. – No 70. – P. 291–307.
6. *Clark B., Boopathy R.* Evaluation of bioremediation methods for the treatment of soil contaminated with explosives in Louisiana Army Ammunition Plant, Minden, Louisiana // *J. Hazard. Materials.* – 2007. – No 143. – P. 643–648.
7. *Баум Ф.А., Орленко Л.П., Станюкович К.П., Чельшев В.П., Шехтер Б.И.* Физика взрыва. – М.: Наука, 1975. – 704 с.
8. *Taylor S., Hewitt A., Lever J., Hayes C., Perovich L., Thorne P., Daghlian C.* TNT particle size distributions from detonated 155-mm howitzer rounds // *Chemosphere.* – 2004. – No 55. – P. 357–367.
9. *Jenkins T.F., Grant C.L., Brar G.C., Thorne P.G., Schumscher P.W., Ranney T.A.* Sampling error associated with collection and analyses of soil samples at TNT-contaminated sites // *Field Anal. Chem. Technol.* – 1997. – V. 1, No 3. – P. 151–163.

10. *Radtke C.W., Smith D.M., Owen G.S., Roberto F.F.* Field demonstration of acetone pretreatment and composting of particulate-TNT-contaminated soil // *Bioremediat. J.* – 2002. – V. 6, No 2. – P. 191–204.
11. *Radtko C.W., Gianotto D., Roberto F.F.* Effect of particulate explosives on estimation contamination at a historical explosives testing areas // *Chemosphere.* – 2002. – No 46. – P. 3–9.
12. *Lynch J.C., Brannon J.M., Delfino J.J.* Dissolution rates of three high explosive compounds: TNT, RDX, and HMX // *Chemosphere.* – 2002. – No 47. – P. 725–734.
13. *Lynch J.C., Brannon J.M., Delfino J.J.* Effects of component interactions on the aqueous solubilities and dissolution rates of the explosive formulations octol, composition B, and LX-14 // *J. Chem. Eng. Data.* – 2002. – No 47. – P. 542–549.
14. *Morley M.C., Yamamoto H., Speitel G.E. Jr., Clausen J.* Dissolution kinetics of high explosives particles in a saturated sandy soil // *J. Contamin. Hydrol.* – 2006. – No 85. – P. 141–158.
15. *Six J., Guggenberger G., Paustian K., Haumaier L., Elliott E.T., Zech W.* Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates // *Europ. J. Soil Sci.* – 2001. – No 52. – P. 607–618.
16. *Christensen B.T.* Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover // *Europ. J. Soil Sci.* – 2001. – No 52. – P. 345–353.
17. *Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М.* Биология почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. – 445 с.
18. *Шеин Е.В., Милановский Е.Ю.* Роль и значение органического вещества в образовании и устойчивости почвенных агрегатов // *Почвоведение.* – 2003. – № 1. – С. 53–61.
19. *Haderlein S.B., Weissmahr K.W., Schwarzenbach R.P.* Specific adsorption of nitroaromatic: explosives and pesticides to clay minerals // *Environ. Sci. Technol.* – 1996. – No 30. – P. 612–622.
20. *Knicker H.* Incorporation of ¹⁵N-TNT transformation products into humifying plant organic matter as revealed by one- and two-dimensional solid state NMR spectroscopy // *Sci. Total Environ.* – 2003. – No 308. – P. 211–220.
21. *Hatzinger P.B., Fuller M.E., Rungmakol D., Schuster R.L., Steffan R.J.* Enhancing the attenuation of explosives in surface soils at military facilities: sorption-desorption isotherms // *Environ. Toxicol. Chem.* – 2004. – No 23. – P. 306–312.
22. *Fuller M.E., Lowey J.M., Schaefer C.E., Steffan R.J.* A peat moss-base technology for migrating residues of explosives TNT, RDX, and HMX in soil // *Soil Sediment Contam.* – 2005. – No 14. – P. 373–385.
23. *Wolf D.C., Dao T.H., Scott H.D., Lavy T.L.* Influence of sterilization methods on selected soil microbiological, physical, and chemical properties // *J. Environ. Quality.* – 1989. – No 18. – P. 39–44.
24. *Meyns B., van de Wiele T., Doulami F., Marle C., de Sloovere A., van de Wiele K., Fant F., Verstraete W.* Remediation of TNT-contaminated soils by anaerobic proteinaceous immobilization // *Water, Air, Soil Pollut.* – 2002. – No 138. – P. 37–49.
25. *Newcombe D.A., Crawford R.L.* Transformation and fate of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in anaerobic bioslurry reactors under various aeration schemes: implications for the decontamination of soils // *Biodegradation.* – 2007. – No 18. – P. 741–754.
26. *Park C., Kim T.-H., Kim S., Lee J., Kim S.-W.* Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene contaminated soil in slurry and column reactors // *J. Biosci. Bioengineer.* – 2003. – V. 96, No 5. – P. 429–433.
27. *George I., Evers L., Stenuit B., Agathos S.N.* Effect of 2,4,6-trinitrotoluene on soil bacterial communities // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* – 2007. – No 5. – P. 145–152.

28. *Knicker H., Uller P.M.* Transport and immobilization of 2,4,6¹⁵N-trinitrotoluene in soil microcosms subjected to long term incubation under aerobic conditions // *Water, Air, Soil Pollut.: Focus.* – 2006. – No 6. – P. 235–260.
29. *Juck D., Driscoll B.T., Charles T.C., Greer C.W.* Effect of experimental contamination with the explosive hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine on soil bacterial communities // *FEMS Microbiol. Ecol.* – 2003. – No 43. – P. 255–262.
30. *Vila M., Lorber-Pascal S., Laurent F.* Fate of RDX and TNT in agronomic plants // *Environ. Pollution.* – 2007. – No 148. – P. 148–154.
31. *Chang Y.-Y., Kwon Y.-S., Kim S.-Y., Lee I.-S., Bae B.* Enhanced degradation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in a soil column planted with Indian Mallow (*Abutilon avicennae*) // *J. Biosci. Bioengineer.* – 2004. – V. 97, No 2. – P. 99–103.
32. *Popescu J.T., Singh A., El-Alawi Y., Ward O.P.* Trinitrotoluene removal in a soil slurry and soil box systems by an oil-degrading mixed bacterial culture // *World J. Microbiol. Biotechnol.* – 2006. – No 22. – P. 1075–1081.
33. *Travis E.R., Bruce N.C., Rosser S.J.* Short term exposure to elevated trinitrotoluene concentrations induced structural and functional changes in the soil bacterial community // *Environ. Pollution.* – 2007. – No 3. – P. 1–8.
34. *Brinch U.C., Ekelund F., Jacobsen C.S.* Method for spiking soil samples with organic compounds // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2002. – V. 68, No 4. – P. 1808–1816.
35. *Robertson B.K., Jjemba P.K.* Enhanced bioavailability of sorbed 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) by a bacterial consortium // *Chemosphere.* – 2005. – No 58. – P. 263–270.

Поступила в редакцию
27.06.08

Шинкарев Александр Александрович – доктор биологических наук, доцент кафедры почвоведения Казанского государственного университета.

E-mail: Ashinkar@mail.ru

Демидова Инна Петровна – аспирант кафедры микробиологии Казанского государственного университета.

E-mail: inna--demidova@yandex.ru

Яковлева Галина Юрьевна – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник кафедры микробиологии Казанского государственного университета.

E-mail: Yakovleva_Galina@mail.ru

Будников Владимир Николаевич – кандидат технических наук, доцент, ведущий эксперт отдела баллистических, трассологических и взрывотехнических экспертиз ГУ «Средне-Волжский региональный центр судебной экспертизы Минюста России».

Куриненко Борис Михайлович – доктор биологических наук, профессор кафедры микробиологии Казанского государственного университета.

E-mail: Boris.Kurinenko@ksu.ru