
РАДИОЭКОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOECOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК 631.147

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ РАДИАЦИОННЫХ МЕТАБОЛИТОВ РАЗЛИЧНЫХ ХЛОРОРГАНИЧЕСКИХ ПЕСТИЦИДОВ

Т. В. МЕЛЬНИКОВА¹⁾, Л. П. ПОЛЯКОВА¹⁾, А. А. УДАЛОВА¹⁾

¹⁾Обнинский институт атомной энергетики Национального исследовательского ядерного университета «МИФИ», Студгородок, 1, 249040, Обнинск, Калужская область, Россия

Дано определение потенциальной опасности возможных продуктов радиолиза хлорорганических пестицидов (ХОП) в условиях, когда γ -воздействию подвергаются пестициды в концентрациях, соизмеримых с реальным их содержанием в объектах сельскохозяйственной и пищевой продукции. Сопоставлены результаты радиолиза ХОП (α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, ДДТ и ДДЕ) после воздействия на их модельные растворы γ -излучения в дозе и с мощностью дозы, применяющимися в радиационных технологиях облучения пищевых продуктов, и данные биотеста продуктов пострадиационной среды. Для заданных параметров облучения определена степень устойчивости молекулы ХОП под воздействием радиационного фактора. По результатам хроматографического анализа показана зависимость радиационно-химического выхода ХОП от химической природы соединения и полярности среды облучения. Биологическая активность радиационных метаболитов ХОП изучалась с использованием в качестве тест-объекта инфузории спиростомы (*Spirostomum ambiguum*). По разработанной методике определялся показатель спонтанной

Образец цитирования:

Мельникова Т. В., Полякова Л. П., Удалова А. А. Оценка биологической активности радиационных метаболитов различных хлорорганических пестицидов // Журн. Белорус. гос. ун-та. Экология. 2017. № 4. С. 27–32.

For citation:

Melnikova T. V., Polyakova L. P., Oudalova A. A. Biological activity estimation of radiation metabolites of different organochlorinated pesticides. *J. Belarus. State Univ. Ecol.* 2017. No. 1. P. 27–32 (in Russ.).

Авторы:

Татьяна Вадимовна Мельникова – кандидат химических наук; доцент кафедры экологии.
Людмила Павловна Полякова – кандидат химических наук, доцент; доцент отделения биотехнологий.
Алла Александровна Удалова – доктор биологических наук; заведующий кафедрой экологии.

Authors:

Tatiana V. Melnikova, PhD (chemistry); associate professor of the department of ecology.
tritel2010@gmail.com
Lyudmila P. Polyakova, PhD (chemistry); associate professor of the department of biotechnology.
polyakova_50@mail.ru
Alla A. Oudalova, doctor of sciences (biology); head of the department of ecology.
oudalova@mail.ru

двигательной активности спироустомы (СДА) в средах, содержащих отдельные ХОП до и после их облучения. О токсичности продуктов радиолитиза ХОП, представленных остатками неразложившихся пестицидов в совокупности с их радиационными метаболитами, судили по изменению СДА относительно контрольного субстрата. Установлена токсичность образовавшихся после облучения веществ, уровень которой соотносится со степенью радиационного разложения пестицида, а также зависит от химического строения его молекулы и полярности среды облучения.

Ключевые слова: хлорорганический пестицид; радиационные метаболиты; радиационно-химический выход; доза и мощность дозы гамма-излучения; радиационная деструкция; биотестирование; инфузория-спироустома; биологическая активность; токсичность.

BIOLOGICAL ACTIVITY ESTIMATION OF RADIATION METABOLITES OF DIFFERENT ORGANOCHLORINATED PESTICIDES

T. V. MELNIKOVA^a, L. P. POLYAKOVA^a, A. A. OUDALOVA^a

^aObninsk Institute for Nuclear Power Engineering, National Research Nuclear University MEPhI,
Studgorodok, 1, 249040, Obninsk, Kaluga region, Russia
Corresponding author: tritel2010@gmail.com

The study was aimed at determination of the potential danger of organochlorinated pesticides (OCP) radiolysis products under conditions when pesticides at very low concentrations, similar to their actual content in agricultural and food products, are exposed to γ -radiation. Data obtained at OCP radiolysis (α -HCH, γ -HCH, DDT and DDE) at irradiation of the pesticides model solutions with dose and dose rate usually applied for radiation processing of food were compared to findings from toxicity testing of postirradiation products with bioassay. OCP molecules stability was determined at irradiation conditions studied. Chromatographic analysis showed that the OCP radiation-chemical yield was dependent on pesticides chemical nature and the polarity of the irradiated medium. Biological activity of OCP radiation metabolites was studied with infusoria spirosteomy (*Spirostomum ambiguum*) as a test-species. Spontaneous motor activity (SMA) of infusoria spirosteomy in media containing individual OCP before and after irradiation was estimated, according to a developed approach. Toxicity of OCP radiolysis products (remains of undegraded pesticides and their radiation metabolites) was assessed through an alteration of the SMA comparing to control value. It was found that the toxicity of the substances formed after irradiation was dependent on the pesticide degradation degree as well as on their chemical nature and the polarity of the irradiated medium.

Key words: organochlorinated pesticide; radiation metabolites; radiation-chemical yield; dose and dose rate of irradiation; radiation degradation; bioassay; infusoria spirosteomy; biological activity; toxicity.

Введение

В настоящее время для обработки пищевых продуктов и сельскохозяйственного сырья с различными целями (ингибирование ростовых процессов, пастеризация, стерилизация и дезинсекция) применяют ионизирующее излучение. Облучение мяса, масла, зерна, птицы, рыбы и других съестных припасов осуществляется в соответствии с национальными и международными нормативными документами [1, с. 28; с. 180–185], что обеспечивает безопасность и высокое качество радиационно-обработанной продукции. Однако из-за глобального распространения стойких органических загрязнителей (СОЗ) отдельные продукты питания могут содержать эти вещества в различных сочетаниях и концентрациях [2]. По нормативным требованиям количество таких СОЗ, как хлорорганические пестициды (ХОП) в продуктах питания, лимитировано значениями их ПДК [3]. Остатки этих веществ в облучаемых биообъектах могут стать реальным источником особого вида загрязнения, возникающего в результате одновременного воздействия радиации на биологическую матрицу и ХОП. Изучению этого вторичного загрязнения посвящены ранее опубликованные нами работы [4–6].

Полученные в последнее время данные о радиационной нестабильности пестицидов (под действием электронного и γ -излучения) свидетельствуют о возможности применения облучения с целью их утилизации [7–10]. Таким образом, вопрос безопасности радиационных метаболитов этих загрязняющих веществ приобретает экологическую значимость.

В работе [5] отмечается, что биологическая активность продуктов радиолитиза ХОП может быть следствием совместного воздействия различных компонентов дисперсной системы «матрица-загрязнитель». Показано, что при воздействии γ -излучения на раствор α -ГХЦГ ($C = 0,1$ мкг/мл, доза 10 кГр, мощность дозы 0,026 кГр/мин) 42,5 % его молекул остаются без изменения, 25,9 % подвергаются

изомеризации и дехлорированию, а 31,6 % превращаются в промежуточные соединения или иные разложившиеся формы, состав которых пока не определен.

Из литературных источников следует, что на степень разложения ХОП и состав их радиационных метаболитов (наряду с другими факторами), определенное влияние оказывают строение молекулы пестицида, а также физическое состояние [11] и химический состав матрицы [12; 13] объекта облучения.

Цель настоящего исследования – изучение в сравнительном аспекте радиационной стабильности и биологической активности различных ХОП до и после их облучения в модельных растворах, отличающихся полярностью растворителя.

Материалы и методы исследования

Из государственных стандартных образцов ХОП (α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, ДДТ и ДДЕ) [14] в гексане и изопропаноле разбавлением были приготовлены исходные растворы пестицидов с концентрацией ($C = 0,01, 0,02, 0,03, 0,05, 0,1$ мкг/мл), сопоставимой со значениями ПДК ХОП в пищевых продуктах и поверхностных водах, а также с концентрацией $C=1,0$ мкг/мл, превышающей те же уровни ПДК [15]. Растворы ХОП облучали на установке «Исследователь» (γ -излучение, 60Co) в дозе (D) 10 кГр с мощностью дозы (D') $0,43$ Гр/с и $1,35$ Гр/с.

О стабильности соединений при воздействии на них γ -излучением судили по величине радиационно-химического выхода (G) вещества, который определяли как изменение концентрации облученного продукта, приходящегося на единицу поглощенной дозы:

$$G(-\text{ХОП}) = \Delta C \cdot D^{-1},$$

где $G(-\text{ХОП})$ – радиационно-химический выход разложения, (молек)/ 100эВ , в дальнейшем обозначаемый G ; ΔC – изменение концентрации исходного продукта, мкг/мл (моль/л); D – доза гамма-излучения, эВ .

На основе исследований растворов α -ГХЦГ с различной концентрацией определяли тип чувствительности организма, примененного в рассмотренном ниже биотесте. Биологическую активность продуктов радиолитического разложения пестицидов сравнивали на примере облучения растворов α -ГХЦГ и ДДЕ (различающихся по строению молекулы) с концентрацией $0,03$ мкг/мл в одном и том же растворителе и в разных по полярности растворителях (гексане и изопропаноле).

ХОП из исходных и облученных растворов последовательно переводили в спиртовую, а затем в водно-спиртовую среду, пригодную для биологических испытаний. Оставшиеся после удаления растворителя при $T = 20$ °С вещества растворяли в этаноле (с учетом растворимости в нем пестицида), к которому добавляли дистиллированную воду. После испытаний различных соотношений за оптимальное было принято – спирт:вода (1:92). Концентрацию α -ГХЦГ и ДДЕ в растворах до и после их облучения, а также в приготовленных из них спиртовых растворах определяли методом газожидкостной хроматографии на газовом хроматографе «Модель 3700». Рабочие параметры прибора и условия проведения анализа приведены в работе [6].

В качестве биотеста для сравнительной оценки активности радиационных метаболитов ХОП, образовавшихся в растворе гексана, была исследована тест-реакция инфузории спиростомы по изменению такого функционального показателя ее состояния, как уровень спонтанной двигательной активности (СДА) [16; 17]. Оценку СДА проводили методом, аналогичным методу «открытого поля» [18], учитывая, что отклонение показателя в ту или иную сторону от контроля (стимуляция или угнетение) одинаково свидетельствует о наличии биологического действия загрязнителя на спиростому. Количественной мерой СДА инфузории служило число пересечений ею линии визира окуляра микроскопа за 1 мин. В процессах культивирования тест-объекта измерения и оценки СДА руководствовались методикой, предлагаемой в работе [18]. Предварительно были получены сопоставимые значения показателя СДА спиростомы в инкубационной среде (в соответствии с указанной методикой) и экспериментально установленной водно-спиртовой среде. Это определило возможность приготовления растворов ХОП для биотеста. Показатель СДА спиростомы в водно-спиртовой среде был принят в качестве контрольного.

Результаты исследования и их обсуждение

Тест-реакция изучалась в четырех постановочных сериях и регистрировалась с помощью стереоскопического микроскопа (бинокуляр, МБС-10) с плексигласовой камерой для инфузорий (диаметром 6 мм и глубиной $0,4$ мм, объемом $0,001$ см³), секундомера и лабораторного счетчика. В каждой серии испытывали по 13 особей инфузории. Статистическую обработку данных проводили с использованием программных пакетов Microsoft Excel 2010 и OriginPro 8.6. Достоверность отличий в вариантах оценивали с помощью параметрического критерия Стьюдента.

Результаты определения G представлены в виде диаграммы на рисунке. Из диаграммы следует, что высокие значения G наблюдаются в системах обоих растворителей, что свидетельствует о протекании в них эффективных процессов деградации растворенного вещества. Значения G в растворителе изопропанол выше, чем в гексане. Данная закономерность характерна при изменении концентраций от 0,01 мкг/мл до 1 мкг/мл для каждого пестицида.

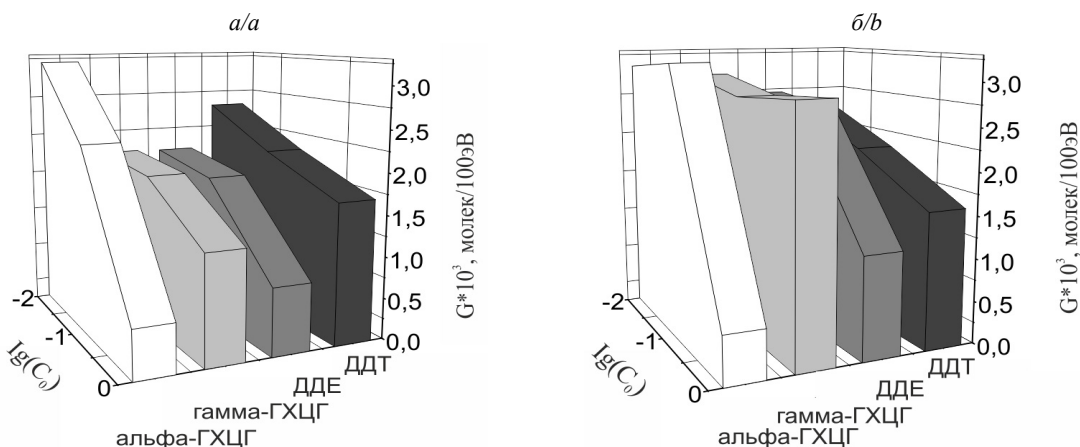


Рис. Радиационно-химический выход разложения ХОП в гексане (а) и 2-пропаноле (б) после облучения в дозе 10 кГр с мощностью дозы 0,43 Гр/с

Fig. Radiation-chemical yield at OCP degradation in hexane (a) and 2-propanol (b) after irradiation at dose of 10 kGy with dose rate of 0,43 Gy/sec

Влияние полярности среды на радиационную стабильность ХОП, по-видимому, определяется особенностями механизмов радиационно-химических превращений их молекул. При облучении в полярной среде, наряду с радикальным механизмом разрушения химических связей в молекулах пестицидов, возрастает деструктивное воздействие на них сольватированных электронов [19]. Следует отметить также влияние стереоструктуры молекулы на ее радиационную стабильность, что особенно проявляется в растворах с максимальными концентрациями вещества. Так, высокое значение G_{γ} -ГХЦГ по сравнению с другими пестицидами (явно выраженное для изопропанольного раствора), можно объяснить аксиальным расположением атомов С1 в молекулах γ -ГХЦГ, которое энергетически менее выгодно, чем пространственное положение остальных атомов С1 в молекулах исследуемых пестицидов [6].

Биологическую активность продуктов, образовавшихся после радиационного воздействия на растворы γ -ГХЦГ и ДДЕ, сравнивали по показателю изменений СДА спиростомы, определенным по результатам биотеста. На основании данных об изменении СДА спиростомы в водно-спиртовых растворах α -ГХЦГ различных концентраций (до их облучения) был установлен III тип чувствительности тест-организма на присутствие загрязнителя. Вслед за немедленной, сильной реакцией у спиростомы наблюдалось ее затухание, сначала резкое, затем постепенное. Изменения СДА инфузории для растворов ХОП ($C=0,03$ мкг/мл) на основе отличающихся по полярности растворителей представлены в таблице.

Таблица

Изменение показателя СДА спиростомы в водно-спиртовых растворах ХОП до и после облучения ($D = 10$ кГр, $D' = 1,35$ Гр/с)

Table

Change in SMA index of spirostomy in OCP water-alcoholic solutions before and after irradiation ($D = 10$ kGy, $D' = 1,35$ Gy/sec)

№ серии	Изменения СДА относительно контроля, %					
	до облучения ХОП		после облучения			
	α -ГХЦГ*	ДДЕ*	α -ГХЦГ		ДДЕ	
			гексан*	2-пропанол*	гексан*	2-пропанол*
1	138,0±9,1	160,0±18,1	60,0±5,2	66,3±4,8	145,1±13,2	81,2±6,4
2	133,0±10,4	168,3±13,6	58,3±6,2	64,4±5,2	150,0±14,3	81,3±7,3
3	147,0±12,1	168,1±15,4	70,0±7,3	66,1±5,1	138,8±14,5	77,8±6,8
4	152,0±10,7	170,4±16,7	63,0±5,9	66,2±4,9	136,5±12,2	76,5±6,7
<x>	141,8±10,5	166,7±16,0	62,0±6,1	65,8±5,0	142,6±13,6	79,2±6,8

*Отличия опыта от контроля достоверны при $p < 0,05$.

Как следует из таблицы, в растворах до облучения для α -ГХЦГ и ДДЕ установлен эффект стимуляции. В растворах облученных пестицидов по сравнению с необлученными в поведении спиростомы наблюдаются отличия. Для α -ГХЦГ в гексановых растворах умеренный (20–50 % отклонения от контроля) эффект стимуляции сменяется на высокий (более чем 50 % отклонения от контроля) эффект подавления. Для ДДЕ в гексановых растворах высокий показатель стимуляции снижается до умеренных значений. В изопропанольных растворах для обоих ХОП стимуляция исчезает и появляется ее угнетение. При этом снижение показателя стимуляции для α -ГХЦГ происходит до того же значения, что и в гексановом растворе, а для ДДЕ отмечается более резкая смена состояний спиростомы (от высокого уровня стимуляции до высокого уровня угнетения).

Таким образом, независимо от строения молекулы пестицида по данным биотеста регистрировалось снижение первоначальной активности спиростомы для облученных растворов на основе одного и того же растворителя. Более резкие изменения наблюдались для α -ГХЦГ. Полярность среды влияла на подавление двигательной способности спиростомы только в случае с ДДЕ.

Сопоставлением данных биотестов с результатами определения G (рис.) пестицидов можно объяснить изменения в поведении спиростомы. Так, резкая смена стимуляции спиростомы на угнетение, установленной для α -ГХЦГ в любой по полярности среде, связана, по-видимому, с максимальными значениями показателя G . Косвенно это свидетельствует о повышении опасности облученной среды, так как исходный пестицид вызывает умеренное отклонение от нормального поведения спиростомы, а его совокупность с радиационными метаболитами усиливает ответную реакцию инфузории до высокого уровня. Там, где показатель $G(\alpha$ -ГХЦГ) одинаков, установлено равное подавление двигательной способности спиростомы. Для отличающегося по значениям G пестицида ДДЕ отмечаются заметные расхождения в изменении СДА инфузории. Можно предположить, что в первом случае под действием радиации образуются близкие по строению и токсичности продукты разложения пестицида, во втором – различия в составе облученного субстрата будут определять характер его биологической активности.

Приведенные выше изменения состояния спиростомы повторялись в растворах облученных ХОП, исходные концентрации которых отличались на порядок. Однако на фоне слабой реакции инфузории для высоких уровней концентраций этот эффект был слабо выражен.

Заключение

По результатам примененного биотеста можно сделать следующие выводы:

- токсичность субстрата после воздействия на ХОП радиации будет определяться строением молекулы исходного пестицида, ее радиохимической устойчивостью, а также качественным составом продуктов ее превращения;
- полярность среды образования радиационных метаболитов ХОП влияет на степень и характер изменения их биологической активности;
- можно предположить, что для изученных условий облучения радиационные метаболиты в сочетании с остатками неразложившихся молекул ХОП не только не снижают исходную токсичность среды, вызванную первичным загрязнением, но значительно осложняют ситуацию с ее безопасностью.

Библиографические ссылки

1. Радиационные технологии в сельском хозяйстве и пищевой промышленности / под общ. ред. Г. В. Козьмина, С. А. Гераскиной, Н. И. Санжаровой. – Обнинск, 2015.
2. Ревич Б. А. Стойкие органические загрязнители в местных продуктах питания: риски для здоровья населения. Самара, 2014.
3. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов, (СанПиН 2.3.2.2401-08). Постановление № 43 от 16.07.2008. Зарегистрировано в Министерстве юстиции РФ 31.07.2008, рег. № 12059. Доступ по рабочим дням с 20-00 до 24-00 (время московское) из справ.-правовой системы «КонсультантПлюс».
4. Мельникова Т. В., Полякова Л. П., Козьмин Г. В. Основные задачи экологической оценки свойств вторичных продуктов, возникающих в результате облучения загрязненной пищевой продукции // Ядерная энергетика. 1999. № 1. С. 66–74.
5. Мельникова Т. В., Полякова Л. П., Козьмин Г. В. Химико-токсикологическая характеристика продуктов превращения хлорорганических пестицидов, образующихся при воздействии интенсивных потоков гамма-излучения // Радиационная биология и радиоэкология. 2003. Т. 43, № 6. С. 697–705.
6. Mel'nikova T. V., Polyakova L. P., Oudalova A. A. Assessment of organochlorine hydrocarbons transformation in contaminated agricultural products and foodstuffs under gamma-radiation // J. of Physics: Conference Series. 2017. Vol. 784. DOI: 10.1088/1742-6596/784/1/012036.
7. Duarte C. L., Mori M. N., Kodama Yasko, Oikawa H., Sampa M. H. O. Decontamination of pesticide packing using ionizing radiation. Instituto de Pesquisas Energeticas e Nucleares. IPEN-CNEN/SP. 2007.
8. Haji-Saeid M., Sampa M. H. O., Chmielewski A. G. Radiation treatment for sterilization of packaging materials // J. Radiat. Phys. Chem. 2007. Vol. 76. P. 1535–1541.
9. Chowdhury M. A. Z., Jahan I., Karim N., Alam M. K., et al. Determination of Carbamate and Organophosphorus Pesticides in Vegetable Samples and the Efficiency of Gamma-Radiation in Their Removal. BioMed Research International. 2014. Vol. 2014. Article ID 145159. 9 pages. DOI: 10.1155/2014/145159.

10. Мельникова Т. В., Полякова Л. П., Лукьянова Н. Н. Исследование последствий радиационного воздействия на линдан и действующее вещество препарата «гексахлоран дуст» // Ядерная энергетика. 2017. № 1. С. 107–115.
11. Lepine F. L. Effects of ionizing radiation on pesticides in a food irradiation perspective: A bibliographic review // J. Agric. Food Chem. 1991. Vol. 39. P. 2112–2118.
12. Lepine F. L., Brochu F., Milot S., et al. Gamma-irradiation-induced degradation of DDT and its metabolites in organic solvents. J. Agric. Food Chem. 1994. Vol. 42. P. 2012–2016.
13. Lepine F. L., Brochu F., Milot S., et al. Gamma-irradiation-induced degradation of organochlorinated pollutants in fatty acid esters and in cod. J. Agric. Food Chem. 1995. Vol. 43. P. 491–494.
14. Линдан (гамма-ГХЦГ) – Государственный стандартный образец (ГСО 7889-2001); ГХЦГ-альфа – (ГСО 8888-2007); 4,4-ДДЭ – (ГСО 8893-2007); 4,4-ДДТ (ГСО 8892-2007), [Электронный ресурс]. 2017. URL: http://www.pchk.ru/shop/UID_3172.html (дата обращения: 10.10.2017).
15. Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 21.10.2013 No. 55 (с изм. от 13.07.2016) «Об утверждении ГН 1.2.3111-13 «Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды (перечень)» Зарегистрировано в Минюсте России 12.11.2013 N 30362). Доступ по рабочим дням с 20-00 до 24-00 (время московское) из справ.-правовой системы «КонсультантПлюс».
16. Сарapultseva E. I., Tushmalova N. A. Поведенческая активность простейших: место в иерархии критериев биотестирования окружающей среды // Вестн. Московск. ун-та. 2011. № 3. С. 3–6.
17. Tushmalova N. A., Lebedeva N. E., Igolkina Yu. V., Sarapultseva E. I. Инфузория спиростома как индикатор загрязнения водной среды // Вестн. Московск. ун-та. 2014. Сер. 16. Биология. С. 27–30.
18. Tushmalova N. A., Danilchenko U. P., Brestkina N. D. Метод биотестирования природных и сточных вод по уровню спонтанной двигательной активности спиростомы. М., 1998.
19. Пикаев А. К. Современная радиационная химия. Радиолит газы и жидкостей. М., 1986.

References

1. Koz'min G. V., Geraskin S. A., Sanzharova N. I. [eds]. [Radiation technologies in agriculture and food industry]. Obninsk, 2015 (in Russ.).
2. Revich B. A. [Persistent Organic Pollutants in Local Food: Risks to Public Health]. Samara, 2014 (in Russ.).
3. Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food products, (SanPiN 2.3.2.2401-08). Resolution No. 43 of 16.07.2008. Registered in the Ministry of Justice of the Russian Federation on July 31, 2008, reg. 12059. Access on working days from 20-00 to 24-00 (Moscow time) from the legal-system «ConsultantPlus» (in Russ.).
4. Melnikova T. V., Polyakova L. P., Koz'min G. V. [Main objectives of the ecological estimation of properties of secondary substances formed after contaminated food irradiation]. *Yadernaya Energetika*. 1999. No. 1. P. 66–74 (in Russ.).
5. Melnikova T. V., Polyakova L. P., Koz'min G. V. [Chemical-Toxicological Property of Organochlorinated Pesticides Transformation Products Formed under Effect Intensive Fluxes of γ -Irradiation]. *Radiac. Biol. i Radioekol.* 2003. Vol. 4, No. 6, P. 697–705 (in Russ.).
6. Mel'nikova T. V., Polyakova L. P., Oudalova A. A. Assessment of organochlorine hydrocarbons transformation in contaminated agricultural products and foodstuffs under gamma-radiation. *J. of Physics: Conference Series*, 784 (2017). DOI:10.1088/1742-6596/784/1/012036.
7. Duarte C. L., Mori M. N., Kodama Yasko, et al. Decontamination of pesticide packing using ionizing radiation. *Instituto de Pesquisas Energe'ticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP*, 2007.
8. Haji-Saeid M., Sampa M. H. O., Chmielewski A. G. Radiation treatment for sterilization of packaging materials. *J. Radiat. Phys. Chem.* 2007. Vol. 76. P. 1535–1541.
9. Chowdhury M. A. Z., Jahan I., Karim N., Alam M. K., et al. Determination of Carbamate and Organophosphorus Pesticides in Vegetable Samples and the Efficiency of Gamma-Radiation in Their Removal. *BioMed Research International*, 2014. Vol. 2014, Article ID 145159, 9 pages. DOI: 10.1155/2014/145159.
10. Mel'nikova T. V., Polyakova L. P., Luk'yanova N. N. [A study of the ionizing radiation impact on lindane and the active substance of «hexachlorane dust» chemical]. *J. Yadernaya energetika*. 2017. No. 1. P. 107–115 (in Russ.).
11. Lepine F. L. Effects of ionizing radiation on pesticides in a food irradiation perspective: A bibliographic review. *J. Agric. Food Chem.* 1991. Vol. 39. P. 2112–2118.
12. Lepine F. L., Brochu F., Milot S., et al. Gamma-irradiation-induced degradation of DDT and its metabolites in organic solvents. *J. Agric. Food Chem.* 1994. Vol. 42. P. 2012–2016.
13. Lepine F. L., Brochu F., Milot S., et al. Gamma-irradiation-induced degradation of organochlorinated pollutants in fatty acid esters and in cod. *J. Agric. Food Chem.* 1995, Vol. 43, P. 491–494.
14. Lindan (gamma-HCH) – State standard sample (GSO 7889-2001); HCH-Alfa – (GSO 8888-2007); 4,4-DDE – (GSO 8893-2007); 4,4-DDT (GSO 8892-2007). [Electronic resource]. 2017. URL: http://www.pchk.ru/shop/UID_3172.html (data of access: 10.10.2017).
15. [Decree of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation No. 55 of October 21, 2013 (as amended on July 13, 2016) «On the approval of GN 1.2.3111-13» Hygienic standards for the content of pesticides in environmental objects (list) «Registered in the Ministry of Justice of Russia 12.11.2013 N 30362) Access on working days from 20-00 to 24-00 (Moscow time) from the legal system «ConsultantPlus» (in Russ.).
16. Sarapultseva E. I., Tushmalova N. A. [Behavioral activity of protozoa: a place in the hierarchy of criteria for environmental biotesting]. *Vestn. of the Moscow Univ.* 2011. No. 3, P. 3–6 (in Russ.).
17. Tushmalova N. A., Lebedeva N. E., Igolkina Yu. V., et al. [Infusoria spirostoma as an indicator of pollution of the aquatic environment]. *Vestn. of the Moscow Univ.* 2014. Ser. 16. Biology. P. 27–30 (in Russ.).
18. Tushmalova N. A., Danilchenko U. P., Brestkina N. D. [Method of biotesting of natural and waste waters according to the level of spontaneous motor activity of spirostomy]. Moscow, 1998. P. 24–26 (in Russ.).
19. Pikaev A. K. [Modern Radiation Chemistry. The radiolysis of gases and liquids]. Moscow, 1986 (in Russ.).