

УДК 581.527.44+546.11.027*3+543.27

Оценка экологических последствий долгосрочного использования трития

А. В. Голубев, В. Н. Голубева¹

ЗАО «Саровские Лаборатории», г. Саров, Нижегородская обл., Россия

¹ФГУП «РФЯЦ-ВНИИЭФ», г. Саров, Нижегородская обл., Россия
alexeyglbv@gmail.com

Термоядерные реакторы рассматриваются как почти безграничный источник энергии в будущем, а тритий (дейтеро-тритиевая смесь) является наиболее приемлемым топливом для этих реакторов. Вследствие радиоактивности трития при его использовании в больших количествах в долгосрочной перспективе необходимо учитывать ряд особенностей.

В статье представлены результаты экспериментальных исследований и моделирования поведения трития в окружающей среде в процессе долгосрочной работы тритиевой установки, в том числе взаимодействие трития с оксидами углерода при радиоллизе, радиолиз дейтеро-оксида трития, дисперсия трития в атмосфере, вымывание оксида трития из атмосферы дождем, усвоение трития в почве почвенными бактериями, миграция трития в ненасыщенном слое почвы и окисление трития растениями и лишайниками.

Разработанные модели поведения трития прошли верификацию и валидацию.

Полученные результаты дают основания для оценки последствий долгосрочного использования трития для окружающей среды.

Введение

Термоядерный реактор рассматривается как почти бесконечный источник энергии в будущем, а тритий (DT-смесь) – как наиболее приемлемое топливо для этой установки [1]. Обращение с большим количеством трития при долгосрочной эксплуатации термоядерных реакторов и тритиевых установок имеет ряд особенностей.

В работе представлены результаты экспериментальных исследований и моделирования поведения НТ и его соединений в окружающей среде в непосредственной близости от тритиевой установки. Эти результаты позволяют оценить экологические последствия при долгосрочной эксплуатации термоядерного реактора/тритиевой установки.

Авторы исследовали радиолиз под действием β -излучения трития, дисперсию трития в атмосфере над подстилающей поверхностью со сложным рельефом, окисление НТ в почве почвенными бактериями, вымывание НТО из атмосферы дождем, миграцию в ненасыщенном слое почвы и усвоение НТО сельскохозяйственными растениями и лишайниками.

Были разработаны модели поведения трития, которые прошли верификацию и валидацию.

Источники выброса и основные соединения трития в окружающей среде

Многие страны ведут исследования в области управляемого термоядерного синтеза: Великобритания, ЕС, Китай, Канада, Корея, Россия, США и другие. Построены или находятся в стадии строительства крупные установки термоядерного синтеза, которые должны доказать экономическую целесообразность получения термоядерной энергии. Особенность таких установок состоит в том, что количество трития в них может превышать его естественный запас в биосфере Земли. Жизненный цикл таких объектов – до нескольких десятилетий.

В термоядерной/тритиевой установке в качестве топлива применяется смесь газообразных изотопов водорода: дейтерий (D_2) и тритий (T_2). В прошлые десятилетия использовались установки, которые в процессе долгосрочной эксплуатации выбросили в окружающую среду более $3,7 \cdot 10^{10}$ МБк (1 МКи) трития каждая [2].

В настоящей работе выполнен анализ источников и последствий выбросов трития в атмосферу в рамках жизненного цикла термоядерного реактора/тритиевой установки, включая:

- радиолиз веществ под действием β -излучения трития;
- поведение трития и его соединений в окружающей среде.

Радиолиз оксида углерода

Радиолиз смеси $CO + H_2 + T_2$ исследовался неоднократно [3]. В процессе радиолиза наблюдается снижение давления и образование белого вещества на стенках сосуда, которое идентифицировали как полиформальдегид $(H_2CO)_n$. Также в продуктах найдены H_2O , CO_2 , CH_4 , и др. Согласно [4] скорость ра-

диолиза СО соответствовала кинетике реакции первого порядка до степени превращения $\sim 0,8$, после чего скорость радиолитического распада неуклонно снижалась. Радиационно-химический выход $G(-CO)$ составил от 1 до 10 молек./100 эВ. В отличие от этого, при давлении выше атмосферного максимальный РХ-выход $G(-CO)$ составил ~ 525 молек./100 эВ [5, 6], что соответствует цепному механизму радиолитического распада СО. На рис. 1 приведена зависимость радиационно-химического выхода $G(-CO)$ от давления в логарифмических координатах. На основе анализа баланса массы был уточнен механизм радиолитического распада СО при высоком давлении.

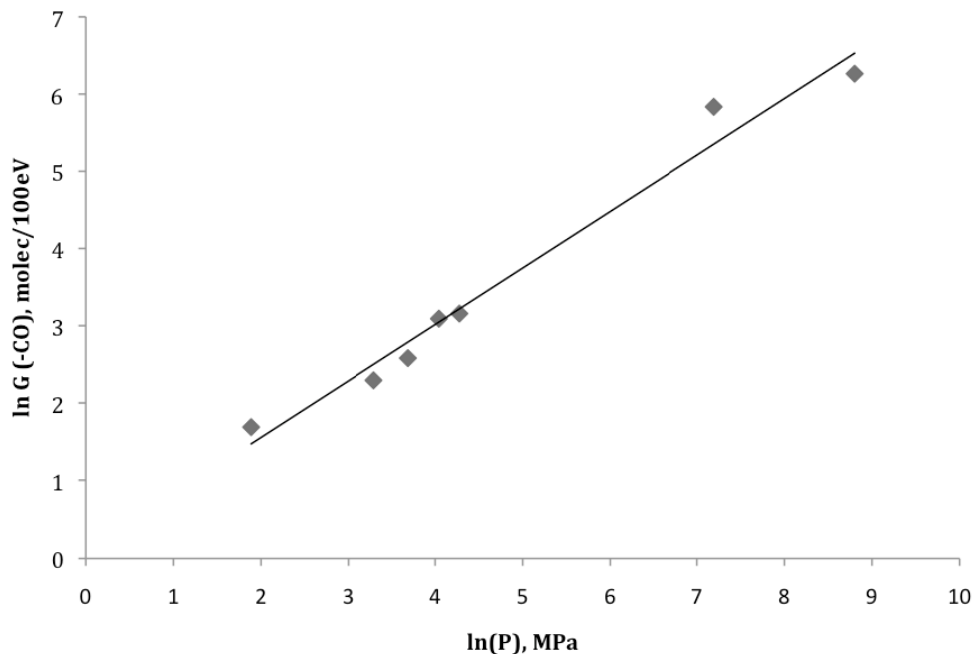


Рис. 1. Зависимость начального РХ-выхода СО от давления газовой смеси в логарифмических координатах в единицах ось Y – молек./100 эВ, ось X – МПа

На рис. 2 приведены зависимости кинетики радиолитического распада СО и накопления продуктов с массой 12–24 (метан, этан, вода и их фрагменты): (1) – для опыта при $P < 0,1$ МПа, (2) – для опыта при $P > 0,1$ МПа [5, 6]. Из рис. 2 видно, что скорость уменьшения концентрации СО в обоих случаях превышает скорость накопления продуктов радиолитического распада, а количество образовавшихся газообразных продуктов, с учетом CO_2 , меньше количества разложившегося СО.

Очевидно, что СНО и полимер $C_xH_yO_z$ при высоком давлении являются первичными продуктами радиолитического распада, а синтез других продуктов: CH_4 и H_2O происходит при радиолитическом расходе полимера. Из этого следует, что накопление полимера в сосудах, используемых для хранения газовой ДТ-смеси, может давать долговременное загрязнение газовых смесей тритированными органическими соединениями, поскольку СО во многих случаях является типичной примесью.

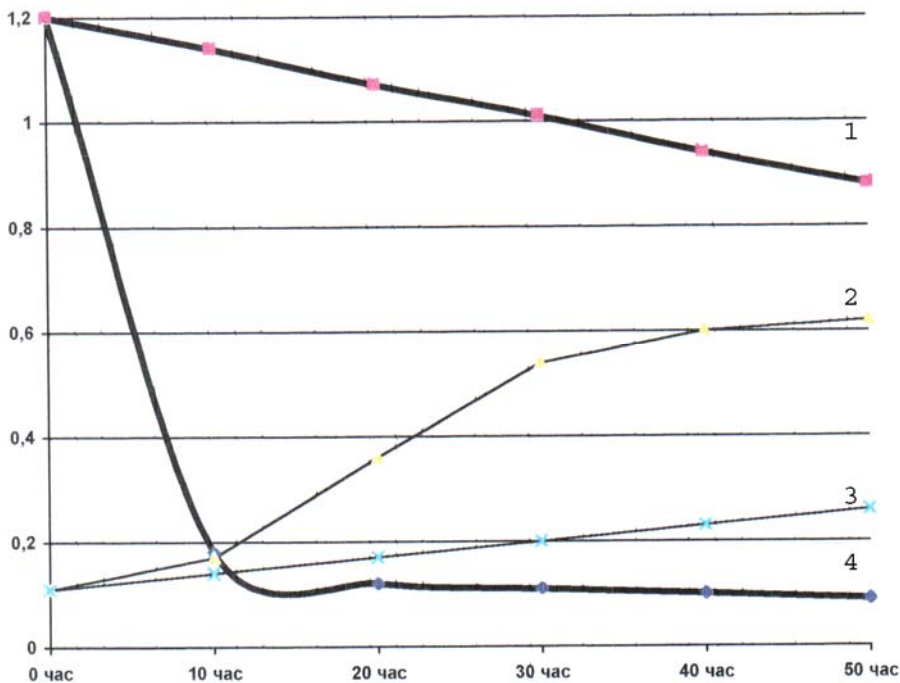


Рис. 2. Кинетика радиолиза СО в НТ-смеси при давлении выше и ниже атмосферного. Единицы по оси Y – % отн., по оси X – время, час: 1 – $C(\text{CO})$, 3 – $C(\text{CH}_x)$, $P = 0,02$ МПа; 2 – $C(\text{CH}_x)$, 4 – $C(\text{CO})$, $P = 1,3$ МПа [5, 6]

Радиолиз диоксида углерода

Механизм радиолиза CO_2 в смеси с T_2 при давлении ниже атмосферного подробно исследовали в [7]. Основными продуктами радиолиза CO_2 были CO , H_2O , CH_4 , C_2H_4 и белое твердое вещество. Согласно [8] при давлении ниже атмосферного суммарный РХ-выход CO_2 составляет $G(-\text{CO}_2) = 3,2$ молек/100эВ, что меньше РХ выхода $G(-\text{CO})$ при сопоставимых условиях. Механизм радиолиза можно объяснить за счет реакций ионизованных и возбужденных молекул CO_2 .

Кинетика радиолиза CO_2 при давлении выше атмосферного в начальный период характеризуется РХ-выходом $G(-\text{CO}_2) = 13,2$ молек/эВ и кинетикой 1-го порядка, а начиная со степени превращения 0,4 РХ-выход снижается до 7 молек/100 эВ.

Механизм радиолиза, построенный на основе элементарных реакций, протекающих при радиолизе CO_2 [8], дает суммарный РХ-выход $\text{CO}_2 \sim 6,97$ молек/100 эВ, что почти в 2 раза ниже РХ-выхода, полученного в опыте. Вероятно при высоком давлении газовой смеси CO_2 взаимодействует с ионами H_2^+ , за счет чего РХ-выход CO_2 возрастает. В отличие от радиолиза CO , радиолиз CO_2 при высоком давлении происходит за счет реакций ионизованных и возбужденных молекул.

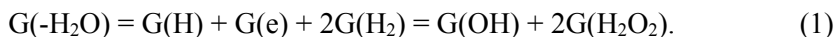
Радиолиз оксида трития

Хранение трития в виде оксида в связанном виде используется в технологии очистки газовых выбросов тритиевых производств [9]. Радиолиз оксида трития изучали в опытах по хранению жидкой DTO. Измеряли скорость нарастания давления и величину квазиравновесного давления в зависимости от количества DTO и времени хранения. Объемное содержание продуктов радиолиза в газовой фазе составляет 90–98 %, в том числе суммарное содержание изотопов водорода – 70 %, O_2 – 12–28 %, и He-3 от 2 до 11 % при продолжительности опыта 12–39 дней.

Изменение давления в процессе хранения DTO (см. рис. 3) происходит из-за образования He-3, образования газообразных продуктов радиолиза DTO, диффузии продуктов радиолиза и He-3 через стенки пробирки и через соединения и растворения газов в жидкости.

Модель автордиолиза жидкой DTO построена исходя из радиационно-химического выхода разложения воды в виде жидкости: $G(-H_2O) = 4,2-4,3$ молек./100 эВ. Максимальное значение выхода в паровой фазе составляет $G(-H_2O) = 5,9-8$ молек./100 эВ.

Радиолиз H_2O можно кратко представить [10]:



Тогда уравнение образования газовой фазы в ходе радиолиза воды имеет вид:

$$dN/dt = dN(T_2 + O_2)/dt + dN(He)/dt - dN(T_2O)/dt, \quad (2)$$

где N и t – количество вещества и время соответственно.

В условиях равновесия изменение давления газовой фазы определяется кинетикой образования He-3 и кинетикой накопления избыточного кислорода из-за распада T_2 :

$$dP_r/dt = \rho_{ж} V_{ж}/V_r RTC_T A_0 \sum J(t), \quad (3)$$

где P_r – давление газа; t – время; $\rho_{ж}$ – плотность жидкости; $V_{ж}/V_r$ – объем жидкости/газа; R – универсальная газовая постоянная; T – температура, К; C – объемное содержание трития; A_0 – активность трития; $J(t)$ – скорость химических реакций разложения/синтеза под действием радиолиза. Расчетная и экспериментальная зависимость изменения давления в процессе хранения жидкой DTO приведена на рис. 4. Из уравнения (3) можно получить выражение для равновесного давления P_c :

$$P_c = V_{ж}/V_r G(T_2 + O_2)/G(T_2O) \rho_{ж} RT, \quad (4)$$

где $G(T_2 + O_2)$ – PX-выход образования T_2 и O_2 ; $G(T_2O)$ – PX-выход образования T_2O . Если скорость образования газовой фазы постоянна, а скорость расходования подчиняется кинетическому уравнению первого порядка, то зависимость давления от времени хранения можно выразить:

$$P(t) = V_{ж}/V_r \rho_{ж} RTC_T A_0 J(T_2 + O_2) t e^{-A_0 C_T J T^2 O t}, \quad (5)$$

Разработанная модель удовлетворительно описывает образование газовой фазы в результате радиолиза жидкой DTO в процессе хранения.

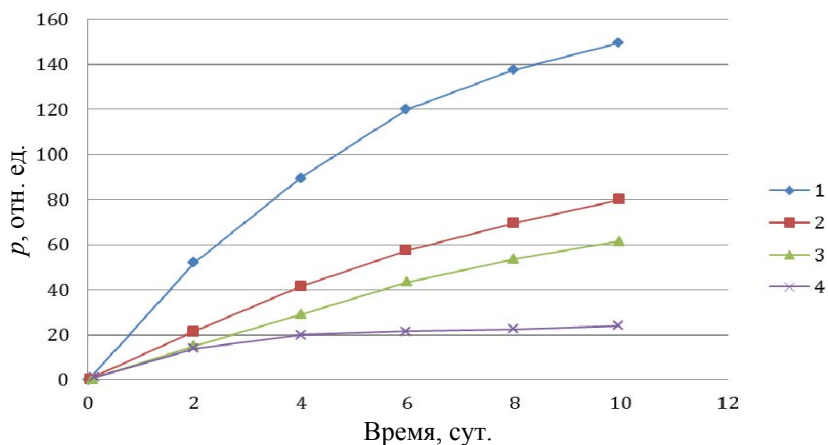


Рис. 3. Изменение давления в сосуде от времени хранения DTO: 1, 2, 3, 4 – № опыта

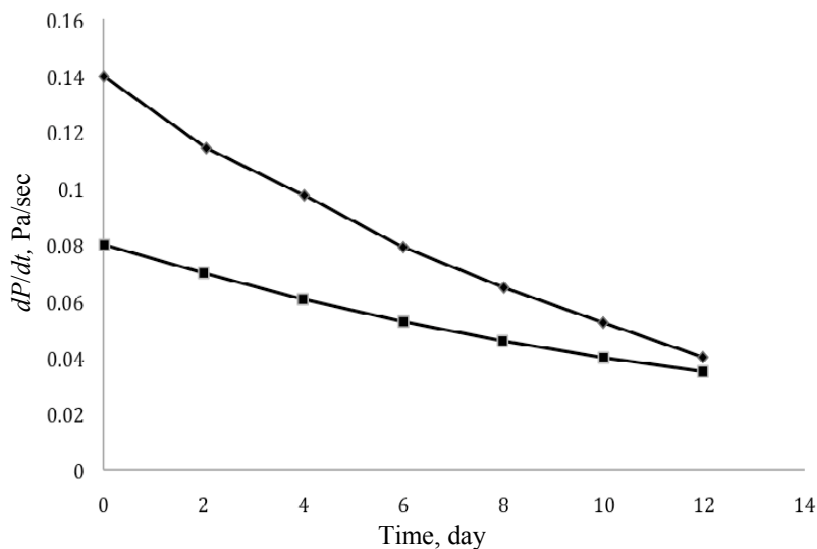


Рис. 4. Расчетная (■) и экспериментальная (♦) зависимости скорости изменения давления (отн. ед.) от времени хранения (сут.)

Поведение трития в окружающей среде

Как показано выше, тритий в атмосфере сравнительно быстро превращается в НТО, а также в CH_xT_y , $\text{CH}_x\text{T}_y\text{O}_z$. Оксид трития – НТО как составная часть воды легко распространяется в почве, грунтовых, поверхностных водах

и атмосферной влаге и поглощается растениями. Поведение органических соединений трития в окружающей среде исследовано слабо.

В случае атмосферного выброса НТ и его окисления почвенными микроорганизмами до оксида, равновесная активность НТО в атмосфере за счет реэмиграции может быть оценена исходя из соотношения [11, с. 181]

$$A_{\text{НТО}} = A_{\text{НТ}} Vd_{\text{НТ}} / Vd_{\text{НТО}} < 0,1 A_{\text{НТ}}, \quad (6)$$

где A – активность, а Vd – скорость сухого осаждения НТО и НТ соответственно. НТО попадает в почву в результате сухого и мокрого осаждения, при этом сухое осаждение происходит вместе с потоками атмосферной влаги (конденсация-испарение), а мокрое осаждение – с атмосферными осадками в виде дождя, тумана, изморози, снега. Из-за большого различия радиационной токсичности НТ и НТО, зависимости процессов сухого и мокрого осаждения от условий окружающей среды и различия в физико-химических свойствах НТ и НТО, существует неопределенность в оценке возможного радиационного загрязнения почвы тритием при атмосферном выбросе (см. напр. [12]).

Окисление трития в поверхностном слое почвы

Окисление НТ в поверхностном слое почвы происходит в результате биохимических процессов с участием почвенных микроорганизмов (см. напр. [13]).

Авторы исследовали окисление НТ в почве, когда диффузионный транспорт НТ не лимитирует скорость его окисления: измеряли скорость окисления в НТО при прохождении потока воздуха с постоянной активностью трития через образцы почвы с известными реологическими характеристиками [14, 15]. Получено, что накопление активности трития в почве линейно зависит от времени продувки, причем скорость накопления НТО в лесной почве в ~ 3 раза выше, чем в культивируемой почве. Наблюдается влияние влажности почвы на скорость окисления. Окисление НТ почвой не зависит от концентрации кислорода в диапазоне (3,5–20) % (об.). Средняя скорость осаждения НТ составляет $\approx 0,08$ см/с, что соответствует верхней границе диапазона значений, определенных ранее: 0,01–0,08 см/с. Это означает, что в полевых экспериментах [13] скорость осаждения НТ на почву могла лимитироваться диффузией НТ в почве. Термическая обработка почвы (400 К, 1 час) приводит к уменьшению константы окисления в ≈ 10 раз по сравнению с исходной, что свидетельствует о гибели или о подавлении активности почвенных микроорганизмов.

Закономерности вымывания оксида трития из атмосферы осадками

В ходе полевых экспериментов исследовали обмен НТО между атмосферой и каплями дождя. Подробно результаты исследований опубликованы в [16, 17]. Во время дождя осуществляли кратковременный выброс НТО из

источника на высоте ~30 м от поверхности земли. Сразу после выброса проводили отбор проб дождевой воды в пробоотборники, расположенные на расстоянии ~150 м от источника в месте ожидаемого касания облаком выброса поверхности земли. Активность НТО в пробах дождевой воды с наветренной и подветренной стороны источника выброса различается почти в 10^4 раз (таблица) [16].

Активность НТО в пробах дождевой воды

Проба №	Активность НТО, Бк/л	Погрешность, %
1	12,0	5
2	110	2,4
3	480	5
4	3000	0,5
5	2900	0,5
6	4200	0,4
36	0,7	6
34	< 0,9	10

В ходе исследований также определяли активность водорастворимых органических соединений в дождевой влаге, собранной в непосредственной близости от источника выброса. Было получено, что доля водорастворимых органических соединений трития в дождевой воде при атмосферном технологическом выбросе составляет <0,01 от активности НТО и не оказывает существенного влияния на радиационную опасность тритиевых выбросов в целом.

Поглощение НТО растениями

Авторы исследовали активность трития в свободной влаге растений (TWFT) и активность органически-связанного трития (ОВТ) в эпифитных лишайниках вида *Hypogimnia Physodes* в окрестности тритиевой установки [18] (см. рис. 5). Как и ожидалось, активность TFWT вблизи установки была максимальной, существенно снижалась по мере удаления от источника выброса и коррелировала с активностью НТО в атмосфере. Однако для ОВТ было обнаружено, что в лишайниках накапливается существенно более высокая активность – авторы в качестве причины этого рассматривают усвоение НТО и накопление ОВТ в лишайниках в периоды, когда тритиевая установка выбрасывает в атмосферу НТО с более высокой активностью.

Результаты опытов по поглощению НТО сельскохозяйственными растениями приведены на рис. 6, 7. В ходе опытов проводили экспозицию растений в атмосфере НТО в дневное и ночное время в течение 2-х часов на стадии ли-

нейного роста растений. Измеряли активность трития в свободной влаге растений и органически связанного трития сразу после экспозиции и в период сбора урожая в плодах и листьях растений. Результаты опытов позволили получить количественные характеристики накопления НТО в плодах типа фрутков (томаты) и в плодах типа клубней (картофель). Эти данные использовались для разработки и верификации модели образования ОВТ в растениях [19].

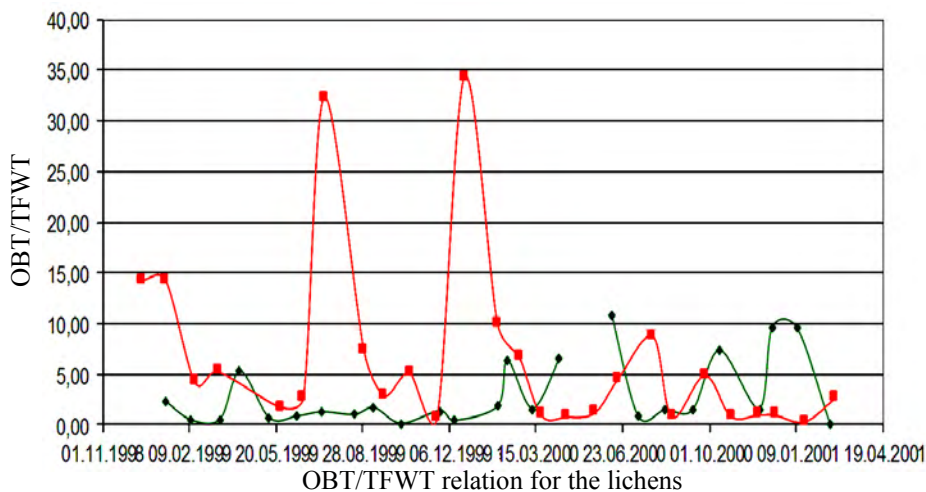


Рис. 5. Отношение активности ОСТ/ТСВР в лишайниках в 3 и 30 км от источника выброса: ■ – результаты для 3 км от источника выброса; ♦ – результаты для 30 км от источника выброса. По оси X указаны даты пробоотбора. ОСТ – органически-связанный тритий; ТСВР – тритий в свободной влаге растений

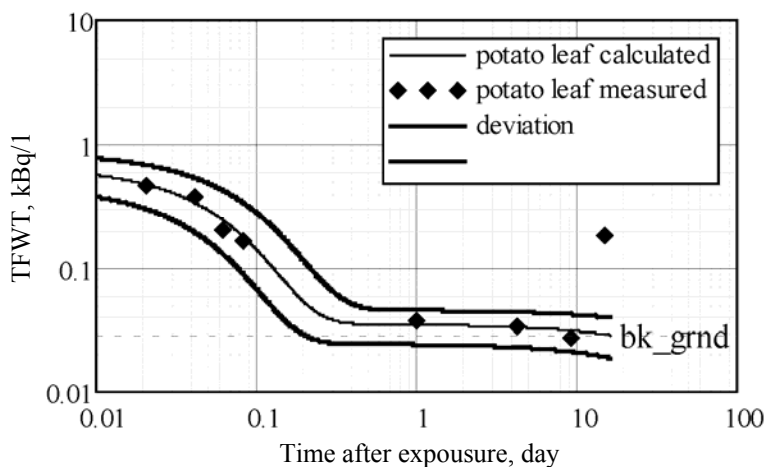


Рис. 6. Активность трития в свободной влаге растений (TFWT) в листьях картофеля после дневной экспозиции в течение 2-х часов

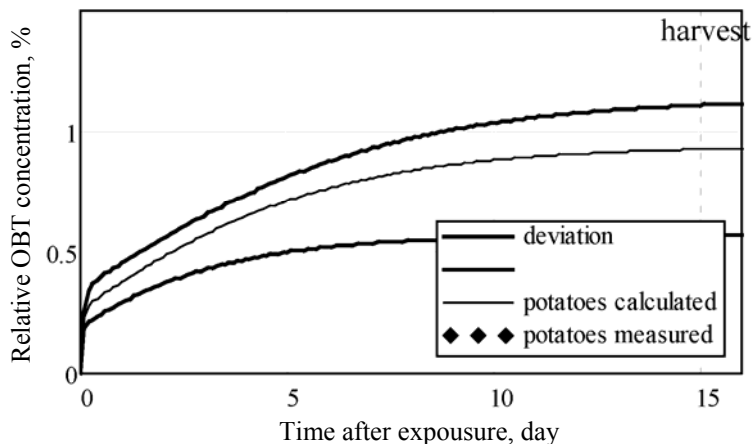


Рис. 7. Относительная активность органически связанного трития (ОСТ) в клубнях картофеля после дневной экспозиции в течение 2-х часов

Миграция трития в зоне аэрации

Были выполнены исследования активности НТО в ненасыщенной почве в зоне аэрации в окрестности источника долгосрочного выброса. Было найдено [20], что активность трития в почвенной влаге зоны аэрации возрастает по мере приближения к источнику атмосферного выброса (см. рис. 8, 9).

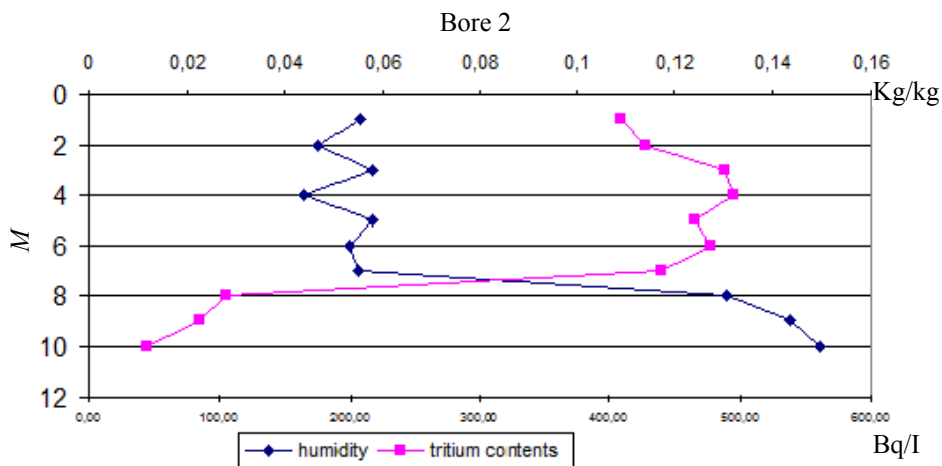


Рис. 8. Характерный профиль активности НТО по глубине скважины [20]: ■ – активность почвенной влаги, нижняя шкала, Бк/л; ◆ – влажность почвы, кг/кг, верхняя шкала

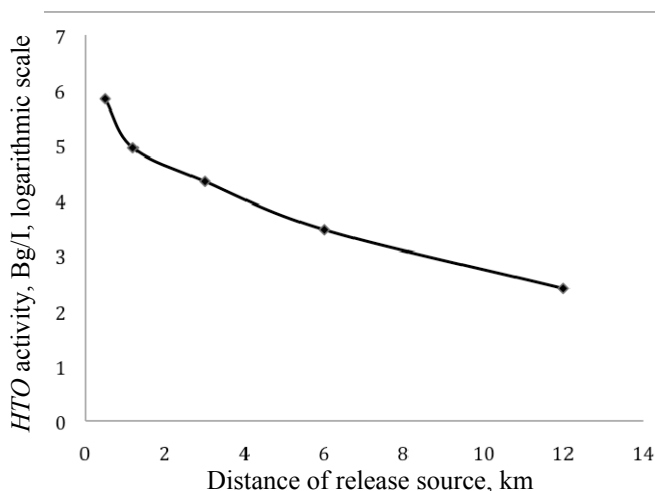


Рис. 9. Зависимость активности НТО в почвенной влаге от расстояния до источника выброса в полулогарифмических координатах. Ось Y – логарифм активности НТО Бк/л, ось X – расстояние до источника, км

Верификация и валидация моделей поведения трития в окружающей среде

Верификация моделей проводилась с использованием наборов данных для гипотетического сценария, реальных долгосрочных выбросов и полевых экспериментов. Валидация моделей проводилась методом «слепого теста». Поскольку ошибка измерения активности НТО в пробах окружающей среды на уровне естественного фона достигает 100 %, требования к точности предсказания активности трития в объектах окружающей среды также были установлены на уровне ± 100 %. Были выполнены следующие исследования:

– По результатам полевых экспериментов были уточнены параметры вымывания НТО из атмосферы и связь между коэффициентом вымывания и скоростью осаждения [21].

– Выполнена верификация и валидация модели TRIEF поведения трития в окружающей среде в рамках гипотетического сценария атмосферного выброса трития «BIOMASS» и двух экспериментальных сценариев поведения трития в объектах окружающей среды в окрестности долгосрочного периодически действующего источника выброса трития [11, 22]. Предложена формула для определения стационарной активности НТО в атмосфере в случае выброса НТ.

Результаты моделирования по модели TRIEF находятся в пределах ошибки измерения активности НТО в пробах окружающей среды [11, 22].

Моделирование поступления оксида трития в подземные воды из атмосферы

С использованием модели подземных вод и компьютерной программы MODFLOW [23] моделировали перенос НТО в подземные воды из атмосферы при его поступлении в почву с инфильтрационным питанием [24]. Начальное площадное распределение активности НТО в инфильтрационных водах на первом стресс-периоде показано на рис. 10. Результаты моделирования через 10 лет – на рис. 11.

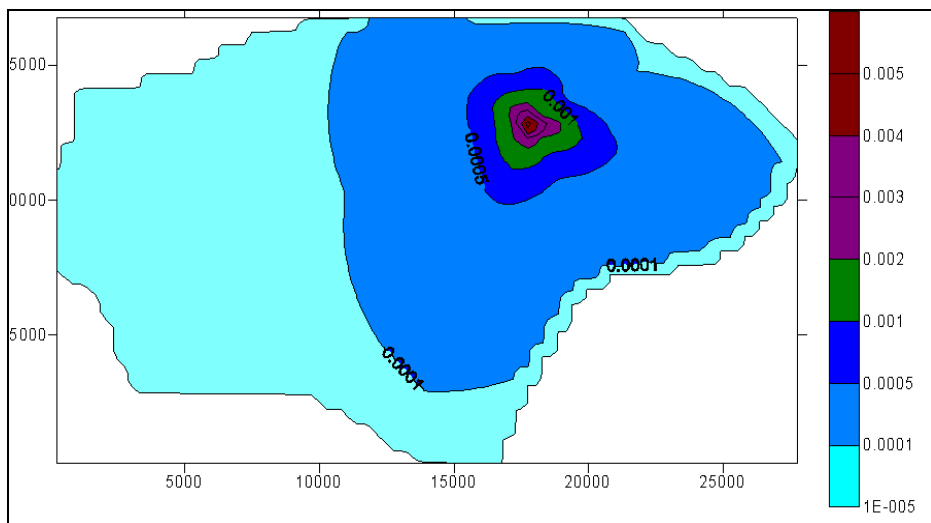


Рис. 10. Активность НТО в инфильтрационных водах (соответствует первому стресс-периоду). Слева и внизу рисунка – шкала линейных размеров области моделирования, справа – шкала активности НТО, отн. ед.

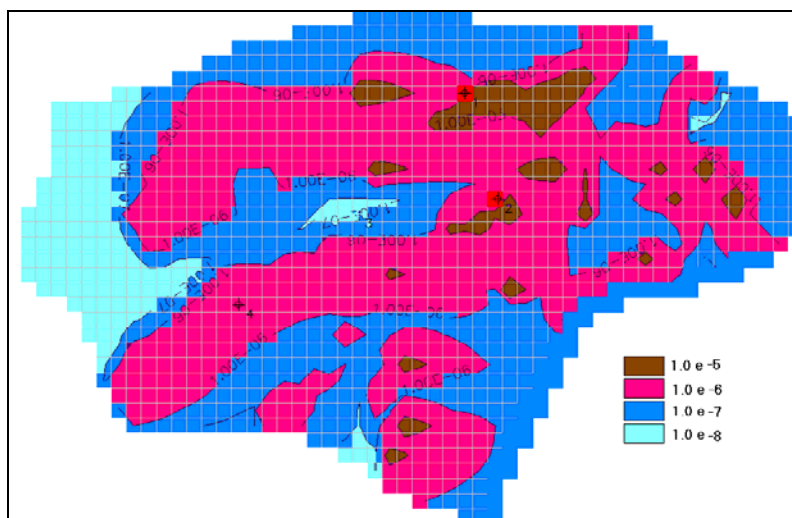


Рис. 11. Активность НТО в отн. ед. в верхней части водоносной серии через 10 лет

Из результатов моделирования следует, что поступление тритиевого загрязнения с поверхности в эксплуатационный водоносный горизонт происходит с отставанием на ~ 15 лет от загрязнения поверхностных вод. Средняя скорость вертикального массопереноса составляет около 1 м/год.

Моделирование атмосферного выброса трития

Атмосферный перенос трития при выбросе НТ моделировали с помощью гидродинамического кода SRP [25]. Особенность выброса состояла в том, что высота источника была существенно ниже неровностей рельефа в направлении переноса.

Активность НТ и НТО была измерена в 2-х точках контроля атмосферного воздуха при прохождении облака выброса вблизи оси облака. Результаты моделирования приведены на рис. 12, 13.

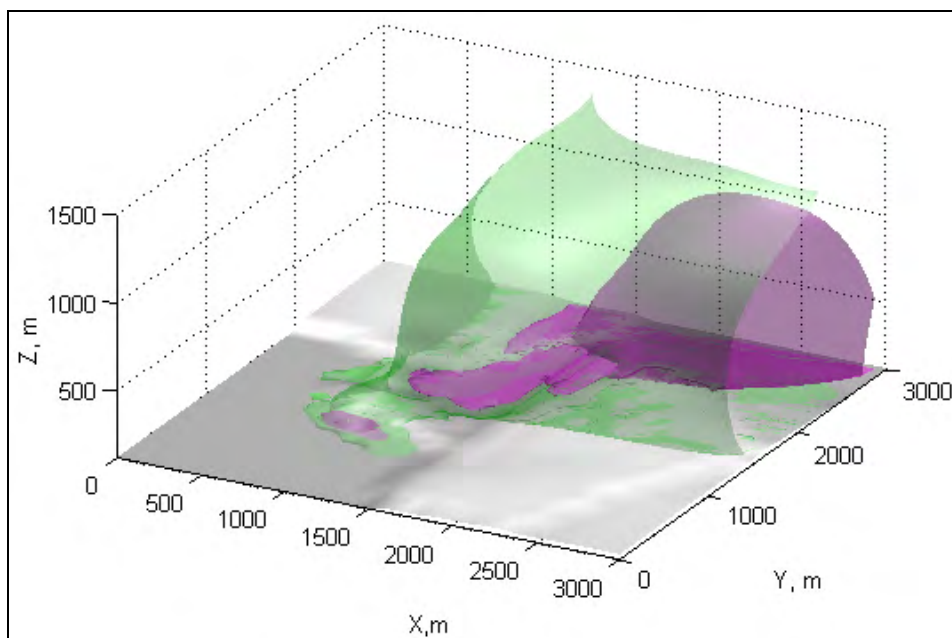


Рис. 12. Относительная активность НТ в атмосфере по уровням $1,5 \cdot 10^{-10} \text{ м}^{-3}$ (внутри) и $1,5 \cdot 10^{-12} \text{ м}^{-3}$ (снаружи), $t = 1000 \text{ с}$ после выброса

Результаты измерения и расчетов максимальной активности НТ в приземном слое атмосферы (1,5 м) приведены на рис. 14, из которого видно, что предсказанное падение активности с расстоянием с хорошей точностью совпадает с измеренным.

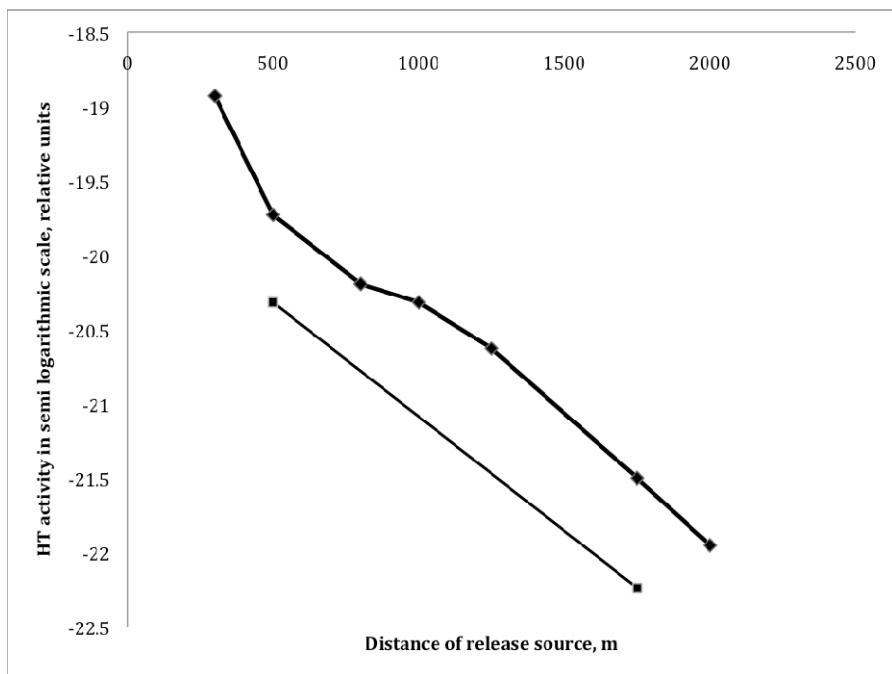


Рис. 13. Активность НТ и НТО (отн. ед.) в приземном слое воздуха при прохождении облака выброса НТ

Основные выводы

Последствия для окружающей среды долгосрочной эксплуатации термоядерного реактора/тритиевой установки, которые в процессе рутинных операций производят атмосферные выбросы трития, проявляются в следующем:

В газовых смесях с тритием, а также в оксиде трития протекают химические реакции, стимулированные излучением – радиолиз. Это приводит к загрязнению оборудования, сосудов и коммуникаций, в которых находятся тритийсодержащие смеси и к появлению в технологических выбросах тритированных органических веществ, а в случае с хранением оксида трития – к выделению газообразных веществ. Разработанные модели радиолиза CO , CO_2 и НТО позволяют оценить протекание этих процессов и их возможное влияние в конкретных условиях эксплуатации тритиевой установки.

Многолетние атмосферные выбросы НТ формируют тритиевое загрязнение окружающей среды в окрестности тритиевой установки включая атмосферу, почвенную влагу, грунтовые и подземные воды и растения. Оценку последствий долгосрочного использования трития можно осуществить с помощью разработанных моделей и измеренных параметров. Поступление тритиевого загрязнения из атмосферы в эксплуатационный водоносный горизонт происходит с отставанием от загрязнения атмосферных вод на 10 и более лет в зависимости от скорости вертикальной миграции НТО и защищенности водоносного слоя.

Список литературы

1. Арцимович Л. А. «Управляемые термоядерные реакции». – М: Физматлит, 1961, 467 с.
2. International Programme on Biosphere Modelling and Assessment Methods (BIOMASS). Themes for a new co-ordinated research programme on environmental model testing and improvement. IAEA 1996-08-30.
3. Douglas D. L. «Tritium – Carbon Monoxide Reactions», J. Chem. Phys., 1958, vol. 23, p. 1558–1559.
4. Beattie W. H. «The radiolysis of mixtures of carbon monoxide and hydrogen». Int. J. Chem. Kinet., 1973, vol. 5, p. 333.
5. Голубев А. В., Дзюба С. Б., Петерюхин А. В., Сиверцев А. И., Тарасова Н. Н., Харитонов В. М. «О механизме радиолиза оксида углерода в смеси $H_2 + CO$ ». Химия высоких энергий, 1994, т. 28, № 5, с. 398–401.
6. Belovodsky L. F., Gaevoi V. K., Golubev A. V. «Research and Developments of Russian Nuclear Centers in Tritium Technology», Fusion Science and Technology, 1995, vol. 28, N 3, part 1, p. 470–478.
7. Beattie W. H. «The radiolysis of mixtures of carbon dioxide and hydrogen», Int. J. Chemical Kinetics, 1972, vol. 4, p. 463–477.
8. Kummeler R., Deffert C., Im K. «A numerical model of carbon dioxide radiolysis», J. Phys. Chem., 1977, vol. 81, N 25, p. 2451–2463.
9. Tyohy R. M., Cherdack R., Lac H. «System design for disposal of tritium at TFTR», Fusion Science and Technology, 1988, vol. 14, N 2, part B, p. 995–999.
10. Пикаев А. К. «Современная радиационная химия. Радиолиз газов и жидкостей». – М: «Наука», 1986, 439 с.
11. Modelling the environmental transport of tritium in the vicinity of longterm atmospheric and sub-surface sources. Report of the Tritium Working Group of the BIOMASS Programme. Theme 3. March 2003, International Atomic Energy Agency.
12. Murphy C. E. Jr. «Tritium transport and cycling in the environment», Health Physics, 1993, vol. 65, N 6, p. 683–697.
13. Ichimasa M., Ichimasa Y., Azuma Y., Komuro M., Fujita K., Akita Y. «Oxidation of molecular tritium by surface soils». Journal of Radiation Research, 1988, vol. 29, p. 144.
14. Golubev A. V., Glagolev M. V., Golubeva V. N. et al. «Studies of HT deposition to unsaturated soil», Fusion Science and Technology, 2002, vol. 41, p. 478–482.
15. Голубев А. В., Глаголев М. В., Казаковский Н. Т., Демина С. В. «Способ уменьшения концентрации изотопов водорода в газовой среде». Патент РФ № 2243148.

16. Golubev A. V., Mavrin S. V., Golubeva V. N. et al. «The field experiments on the HTO washout from the atmosphere», *Fusion Science and Technology*, 2014, vol. 67, N 2, p. 254–257.
17. Piskunov V. N., Golubev A. V., Balashov Yu. S. et al. «The effect of rain characteristics on scavenging rate of tritium-oxide from the atmosphere», *Atmospheric Environment*, 2012, vol. 62, p. 573–583.
18. Golubev A. V., Belovodsky L. F., Golubeva V. N. et al. «Application of lichens for assessment of atmosphere pollution by tritium», *Fusion Science and Technology*, 2002, vol. 41, N 3, p. 409–412.
19. Balashov Yu., Golubev A., Golubeva V. «Modeling the build-up of organically bound tritium in crops after acute tritium exposure in greenhouse environment», *Fusion Science and Technology*, 2011, vol. 60, N 4, p. 1215–1219.
20. Golubev A., Golubeva V., Mavrin S. «Spatial distribution of HTO activity in unsaturated soil depth in the vicinity of long-term release source», *Fusion Science and Technology*, 2014, vol. 67, N 2, p. 353–356.
21. Golubev A., Balashov Y., Mavrin S., Golubeva V., Galeriu D. «HTO washout model: on the relationship between exchange rate and washout coefficient», *Fusion Science and Technology*, 2014, vol. 67, N 2, p. 349–352.
22. Golubev A. V., Belovodsky L. F., Mavrin S. V. et al. «Complex model to study longterm environmental tritium behavior», *Fusion Science and Technology*, 2002, vol. 41, N 3, p. 458–463.
23. Harbauf A. W., McDonald M. G. «User's documentation for MODFLOW-96, an update to the US Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model», 1996.
24. Голубев А. В., Маврин С. В., Стеньгач А. В. «Модель дисперсии трития грунтовыми водами». *Инженерно-физический журнал*, 2000, т. 73, № 4, с. 673–680.
25. Голубев А. В., Павловский В. А., Смирнов В. В., Рогачев В. Г., Маврин С. В. «Тестирование 3-D модели переноса трития в атмосфере», *Труды РФЯЦ-ВНИИЭФ*, 2007, т. 11, с. 360–373.

Assessment of environmental effects at long-term usage of tritium

A. V. Golubev, V. N. Golubeva¹

Sarov Laboratories, Sarov, Nizhegorod Region, Russia

¹Russian Federal Nuclear Center – All-Russian Research Institute
of Experimental Physic (RFNC-VNIIEF), Sarov,
Nizhny Novgorod region, Russia
alexeyglbv@gmail.com

Fusion reactors are considered as an almost unlimited source of power in the future, while tritium (DT-mixture) is the most convenient fuel for these facilities. Due to tritium specific features and its self-radioactivity there are a number of issues handling a large amount of tritium at long-term operations of the fusion reactors.

This paper presents research results of tritium behavior in the DT-mixture and in the environment at operations of tritium facility. The results provide basis for assessment of future environmental effects of long-term operation of a fusion reactor/tritium facility.

The results of experimental and modeling studies include tritium reactions with carbon oxides under radiolysis, radiolysis of DTO, tritium dispersion in atmosphere under rough terrain, tritium oxide wash-out from atmosphere, tritium oxidation in soil with soil bacteria, tritium oxide migration in unsaturated soil layer, tritium uptake by plants, crops and lichens.

Both experimental and observational data have been used to develop models to predict tritium behavior in the environment under similar conditions. The models have been verified and validated.