

РЕКОНСТРУКЦИЯ ДИНАМИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ ^{131}I ВСЛЕДСТВИЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ НА ОСНОВЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА РАДИОНУКЛИДОВ

© 2011 г. Н. Н. Талерко

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киев

С помощью лагранжево-эйлеровой модели атмосферного переноса LEDI выполнены расчеты формирования радиоактивного загрязнения ^{131}I территории трех наиболее загрязненных областей Беларуси. Проведена верификация полученных результатов на данных измерений активности ^{131}I в почве, выполненных в первые месяцы после аварии в 534 населенных пунктах Беларуси. Оценен вклад механизма влажного вымывания радионуклидов из атмосферы вследствие дождей и туманов в период распространения радиоактивных выбросов из ЧАЭС.

Ключевые слова: Чернобыльская авария, модель атмосферного переноса, радиоактивный йод, влажное вымывание.

Введение

В [1, 2] было проведено реконструкцию формирования радиоактивного загрязнения воздуха и земной поверхности на территории Украины радионуклидами ^{131}I и ^{137}Cs в начальный период аварии на ЧАЭС, выполненную с помощью модели атмосферного переноса LEDI. При этом на основе метода решения обратной задачи атмосферного переноса радионуклидов был получен детализированный сценарий выброса из аварийного блока Чернобыльской АЭС с учетом изменения интенсивности выброса и эффективной высоты источника. В результате была получена расчетная карта плотности выпадений ^{131}I на территории Украины [2] вследствие Чернобыльской аварии. К сожалению, данных прямых измерений загрязнения грунта ^{131}I в Украине, проведенных в первые месяцы после аварии, недостаточно для верификации модельных результатов.

В отличие от Украины, в Беларуси в первые три месяца после аварии были проведены многочисленные измерения радиоактивного загрязнения почвы, что дало возможность получить данные о содержании ^{131}I в почве [3]. Их результаты дают возможность на независимом наборе данных провести верификацию как самого сценария радиоактивного выброса из ЧАЭС, так и полученных с помощью модельных расчетов выводов о закономерностях формирования поля радиоактивного загрязнения территорий на мезо- и региональном масштабе (порядка десятков и сотен километров от ЧАЭС).

Метеорологическая информация, использованная при моделировании распространения радиоактивного выброса над территорией Беларуси

Как и при проведении расчетов распространения Чернобыльского выброса над территорией Украины, для условий Беларуси использовались данные радиозондирования атмосферы, проводившиеся сетью аэрологических станций Госкомгидромета СССР - в Гомеле, Минске и Бресте, а также ближайших к территории Беларуси станций в Киеве, Шепетовке, Львове и Курске.

Учитывая значительный (в отличие от территории Украины) вклад влажного вымывания радионуклидов в формирование поля радиоактивных выпадений в Беларуси, при моделировании использованы детальные данные измерений количества атмосферных осадков, полученные из Государственного Комитета по метеорологии Беларуси. Они включали результаты измерений за период с 26 апреля по 7 мая 1986 г., проводившихся на осадкоизмерительной сети (37 метеорологических станций, 86 метеорологических постов, 48 гидрологических постов, 94 агрометеорологических постов и 82 специально организованные экспедиции). Для 14 метеостанций Гомельской и Могилевской областей имелась полная информация

о каждом зарегистрированном на метеостанции случае дождя: количество осадков, а также точное время его начала и окончания. Результаты измерений в остальных случаях были получены в виде полусуточных сумм осадков.

В расчетах для территории Беларуси, кроме влажного вымывания дождевыми осадками, было учтено влияние туманов на осаждение радионуклидов на подстилающую поверхность. С этой целью использованы данные наблюдений за особыми метеорологическими явлениями, которые проводились на метеорологических станциях Беларуси. За период с 26 апреля по 29 апреля 1986 г. было зарегистрировано 10 случаев туманов на метеостанциях в Гомельской и Могилевской областях.

Данные измерений радиоактивного загрязнения территории Беларуси

Для последующей верификации результатов моделирования атмосферного распространения радиоактивных выбросов из ЧАЭС и формирования поля выпадений на территории Беларуси были использованы полученные из базы данных Госкомгидромета Беларуси:

1. Результаты измерений содержания ^{137}Cs в почве для 8327 населенных пунктов Беларуси (в том числе 2710 в Гомельской, 3414 в Могилевской и 2203 в Брестской областях).
2. Результаты измерений содержания ^{131}I в почве 534 населенных пунктов Гомельской (348) и Могилевской (186) областей, включающие данные 2093 отдельных измерений (рис. 1).

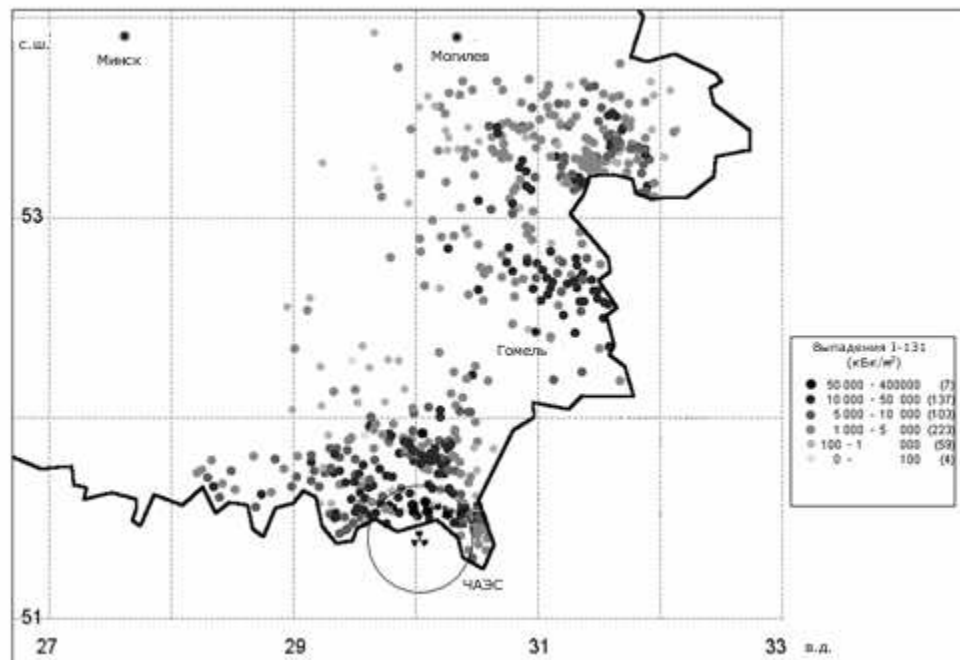


Рис. 1. Результаты измерений плотности загрязнения почвы ^{131}I в Гомельской и Могилевской областях согласно данным Госкомгидромета Беларуси (скорректированные с учетом радиоактивного распада на 26 апреля 1986 г.). Точками показаны значения в отдельных населенных пунктах.

На рис. 2 приведено отношение содержания $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в почве (скорректированное с учетом радиоактивного распада на 26 апреля 1986 г.) из использованной базы данных. Для 534 населенных пунктов (для которых были результаты измерений содержимого йода в почве) это отношение варьирует в пределах от 0,14 до 2120. Распределение отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в почве приведено на рис. 3. Для более чем половины населенных пунктов оно находится в диапазоне от 10 до 25, однако для 22 населенных пунктов оно меньше 5, а для 77 населенных пунктов – больше 50.

Существуют существенные расхождения между значениями величины отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в почве между населенными пунктами Гомельской и Могилевской областей, среднегеометрические значения которого (по всем населенным пунктам) равны 19,1 и 10,5 соответственно. В Могилевской области лишь в семь населенных пунктах зафиксированы значения, превышающие 50 (и отсутствуют значения более 100). В Гомельской области таких населенных пунктов 35 (в том числе 14, в которых отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ более 100).

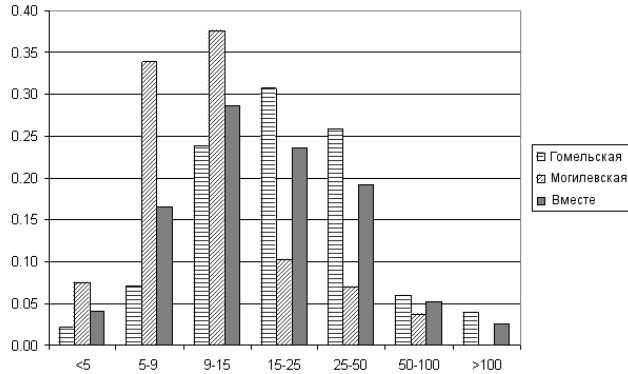


Рис. 2. Распределение относительного количества населенных пунктов с соответствующим значением отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в почве (на 26 апреля 1986 г.).

Для населенных пунктов с меньшими абсолютными значениями вариабельность этого отношения растет. Наибольших значений (более 100) отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ достигает в населенных пунктах, где плотность выпадений ^{137}Cs составила менее $333 \text{ кБк}/\text{м}^2$. Для территории Могилевской области более четко наблюдается зависимость отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ от плотности выпадений ^{137}Cs — при увеличении абсолютного уровня загрязненности почвы цезием значения отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ для большинства населенных пунктов уменьшаются.

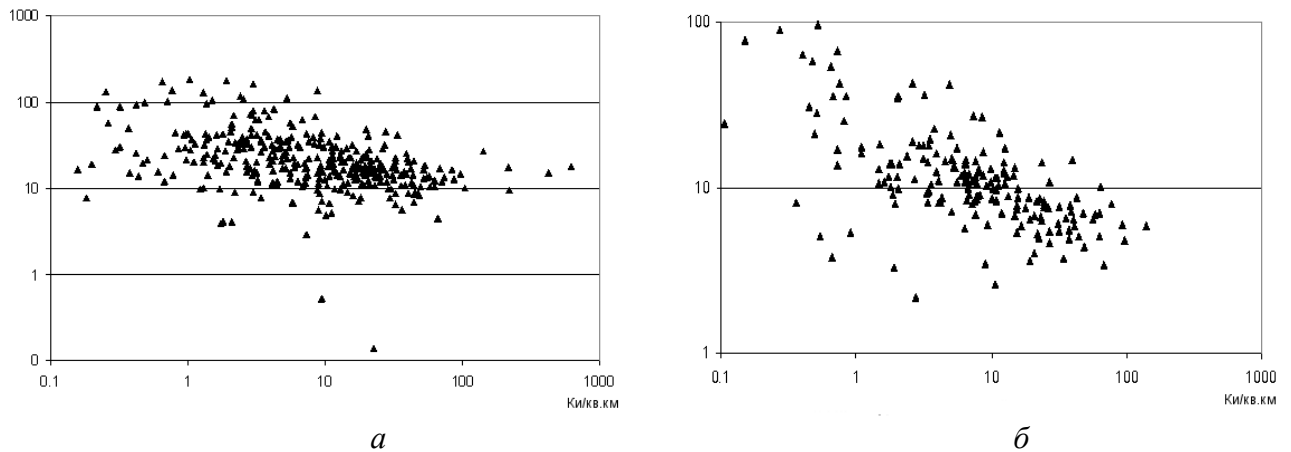


Рис. 3. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в зависимости от плотности загрязнения почвы ^{137}Cs согласно данным измерений для отдельных населенных пунктов Гомельской (а) и Могилевской (б) областей.

Сравнение результатов моделирования с данными измерений радиоактивного загрязнения территории Беларуси

При моделировании распространения радиоактивности в Украине расчеты проводились для всего периода интенсивных выбросов и их переноса в атмосфере над территорией Украины с 26 апреля по 7 мая в 1986 г. Расчеты для Беларуси показали, что траектории распространения радиоактивных выбросов из ЧАЭС в течение первых четырех суток аварии покидают территорию Беларуси не позднее 30 апреля. Учитывая это, моделирование распространения радиоактивности над территорией Беларуси проводилось в течение периода с 26

по 30 апреля 1986 г. Необходимо отметить, что при таком подходе не учитывается возврат радиоактивных облаков, ранее покинувших территорию Беларуси, в более поздний период. Такое явление действительно имело место 30 апреля – 2 мая, когда в результате изменения погоды направление переноса изменилось с северо-западного, преобладавшего в первые сутки после аварии, на южное. Однако проведенные оценки показали, что вклад этого эффекта в общую величину радиоактивного загрязнения для большинства районов территории Беларуси является незначительным по сравнению с уровнями загрязнения, которое сформировалось в первые четверо суток после аварии. Поэтому вклад относительно поздних для территории Беларуси выпадений при последующем моделировании не учитывался.

В модели LEDI для параметризации влажного вымывания радионуклидов из атмосферы используется параметр $A = \beta_0 \cdot I$, где I – интенсивность осадков, а константа β_0 определяется физико-химической формой радионуклида. На основании результатов измерений относительного вклада аэрозольной, молекулярной и органической форм йода [5] в активность Чернобыльского выброса эффективное значение коэффициента вымывания йода из воздуха в начальный период аварии было оценено равным $\beta_0 = 1,6 \cdot 10^{-5}$ ч/мм/с. При этом эффективное влажное вымывание йода составляет лишь около 40 % от вымывания аэрозольных частиц (при одинаковых условиях). Такие оценки подтверждаются данными наблюдений, согласно которым в районах, где происходило интенсивное влажное вымывание радионуклидов, отношения плотности выпадений йода к цезию меньше, чем на территориях, где дождей не было [6].

Вымывание ^{137}Cs из атмосферы в результате существования туманов параметризовано в модели согласно [7] путем увеличения скорости осаждения аэрозольных частиц до значения 1,7 см/с (соответствующей скорости гравитационного оседания частицы с АМАД 10 мкм). Исходя из выше приведенных пропорций содержимого разных физико-химических фракций йода в Чернобыльском выбросе, значение эффективной скорости осаждения ^{131}I в условиях тумана было оценено равным 1,1 см/с.

Согласно результатам моделирования, в течение первых часов 26 апреля распространение радиоактивности в ближней зоне источника выбросов происходило в западном и северо-западном направлениях (рис. 4). Далее активность, выброшенная в этот период, распространялась на территорию Брестской области, а затем - в направлении Польши, Балтийского моря и Скандинавии. В этот период произошло формирование радиоактивного загрязнения южной и западной частей Беларуси, а также северо-западной части Украины. Вечером 26 апреля и в течение первой половины 27 апреля преобладающее направление переноса радиоактивных выбросов в районе расположения ЧАЭС постепенно изменялось по часовой стрелке (Рис. 4), что привело к началу радиоактивного загрязнения центральной части Беларуси. Ночью 28 апреля над территорией Беларуси произошло изменение атмосферной циркуляции, что привело к повороту преобладающего направления переноса радиоактивности в восточном направлении. Утром и днем 28 апреля радиоактивные выбросы достигли Могилевской и северной части Гомельской областей. Под влиянием интенсивных дождей, проходивших здесь в эти сутки, в этом районе сформировались большие (как по площади, так и по значениям плотности выпадений) пятна радиоактивного загрязнения земной поверхности (Рис. 1). Радиоактивные выбросы, происходившие в течение 28 и 29 апреля, переносились в восточном направлении и в пределах территории Беларуси обусловили радиоактивное загрязнение только в локальной зоне вблизи ЧАЭС. Далее они переносились на восток, формируя радиоактивное загрязнение северо-восточной части Украины и нескольких областей России.

В результате моделирования атмосферного переноса радиоактивного выброса из Чернобыльской АЭС вычислены значения среднесуточных концентраций и суточные выпадения ^{137}Cs та ^{131}I в 8327 населенных пунктах Брестской, Гомельской и Могилевской областей Беларуси за период с 26 апреля по 30 мая 1986 г. Полученное поле кумулятивных выпадений ^{131}I показано на рис. 5. Согласно моделированию, пятна наибольшего радиоактивного загрязнения на территории Беларуси получены в непосредственной близости от ЧАЭС (юг Гомельской области) и на расстоянии 100 - 200 км на север (восточные части Гомельской и Мо-

гилевской областей). В последнем случае высокие значения плотности радиоактивных выпадений обусловлены интенсивными дождями в этом регионе в течение 28 - 29 апреля 1986 г.

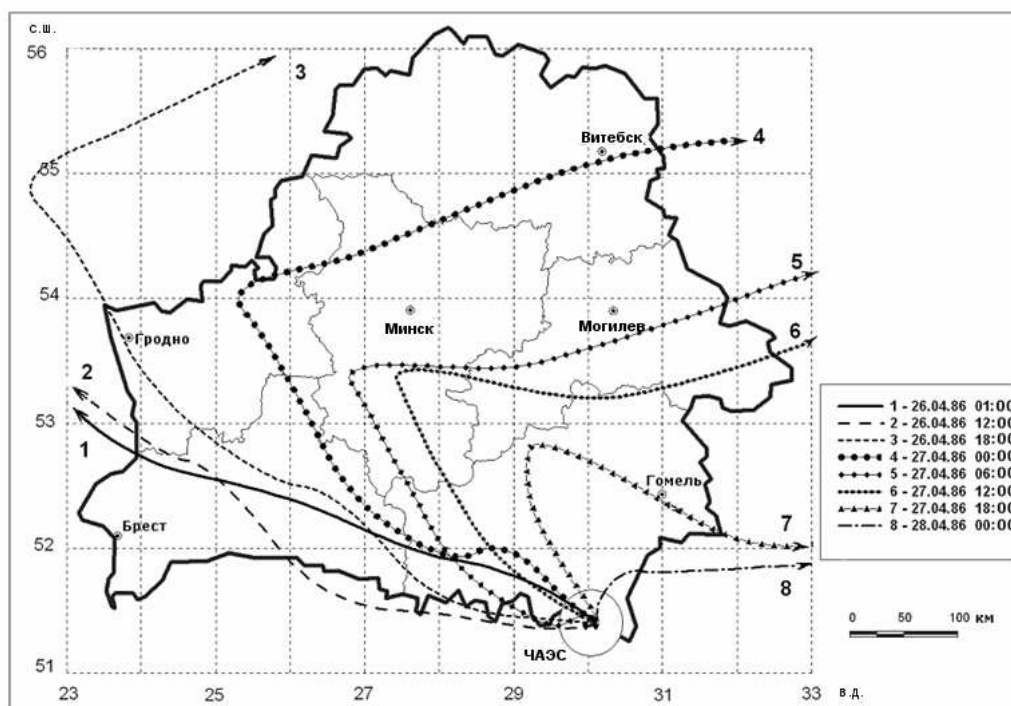


Рис. 4. Примеры результатов вычислений траекторий переноса радионуклидов над территорией Беларуси для разных моментов выбросов в течение периода с 26 по 28 апреля 1986 г. и для эффективной высоты источника 200 м.

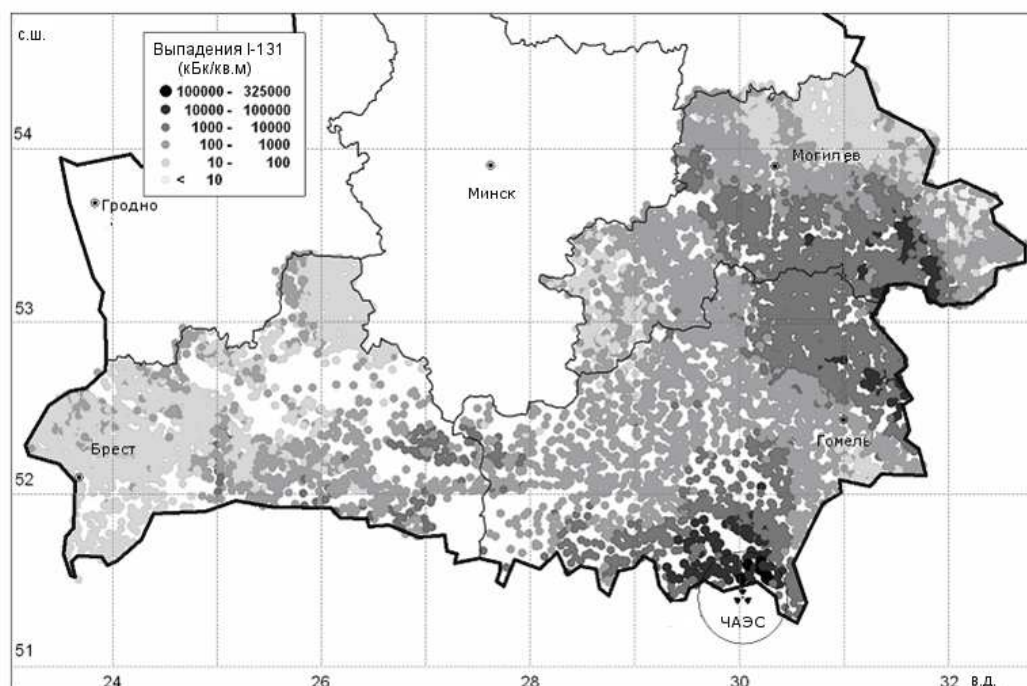


Рис. 5. Поле плотности выпадений ^{131}I (кБк/м²) для трех наиболее загрязненных областей Беларуси, полученное с помощью моделирования.

Характер динамики радиоактивного загрязнения воздуха отличается для разных районов Беларуси в зависимости от расстояния и направления на ЧАЭС. В таблице приведены среднесуточные значения активности ^{131}I в приземном слое атмосферы в период с 26 по 29 апреля 1986 г., полученные при моделировании, для четырех населенных пунктов Брестской

и Гомельской областей. Для них получены максимальные расчетные значения среднесуточной активности ^{131}I (выделено жирным шрифтом) для каждого суток рассмотренного периода.

Расчетные среднесуточные значения активности ^{131}I в приземном слое атмосферы для четырех населенных пунктов Брестской и Гомельской области в период с 26 по 29 апреля 1986 г.

Населенный пункт	Район	Область	Среднесуточная активность ^{131}I , Бк/м ³			
			26.04	27.04	28.04	29.04
Устимле	Столинский	Брестская	6540	2080	0	0
Красная Воля	Лунинецкий	Брестская	2340	3700	245	0
Крюки	Брагинский	Гомельская	0	0	416000	132
Гибки	Ветковский	Гомельская	0	0	9710	8400

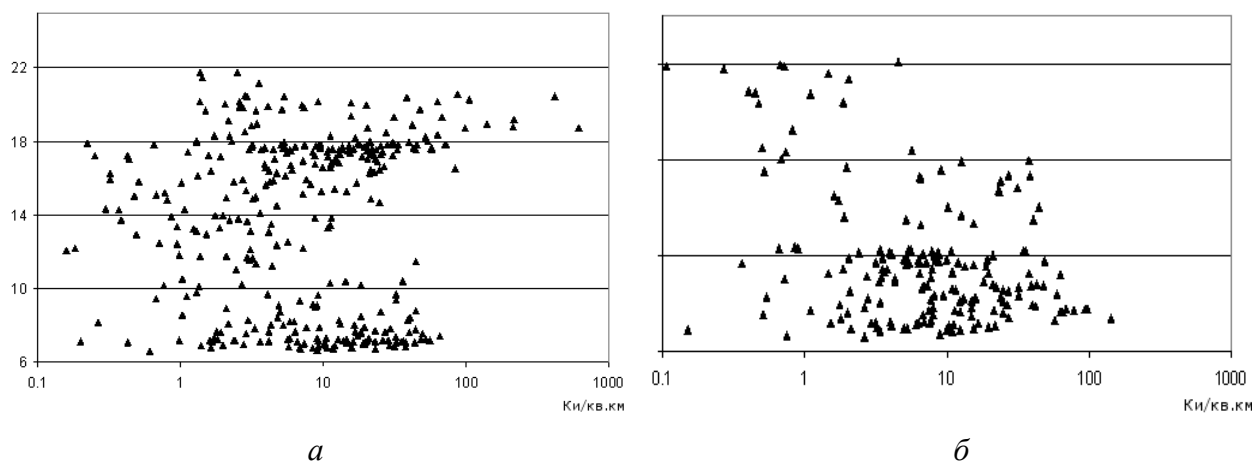


Рис. 6. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в зависимости от плотности загрязнения почвы ^{137}Cs согласно данным моделирования для отдельных населенных пунктов Гомельской (а) и Могилевской (б) областей.

На рис. 6 показано отношение плотности выпадений ^{131}I к ^{137}Cs в Беларуси, полученное в результате модельных расчетов и приведенное с учетом радиоактивного распада на 26 апреля 1986 г. Это отношение варьирует для разных регионов Беларуси в зависимости от расстояния к ЧАЭС и периода формирования интенсивных радиоактивных выпадений. Для районов, где в течение первых дней аварии (конец апреля – начало мая 1986 г.) дождей не было или они были незначительны, это соотношение, согласно результатам моделирования, находится в основном в пределах от 10 до 20 (максимальное значение достигает 22). Эти модельные значения согласовываются с подавляющим большинством данных отдельных измерений загрязненности почвы. Однако для восточной части Беларуси (север Гомельской и юг Могилевской областей) характерные расчетные значения отношения активности $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ в выпадениях составляют 6 - 8, что является следствием значительного вклада влажного вымывания радионуклидов из воздуха дождями (см. рис. 6). Такие модельные результаты подтверждаются имеющимися данными измерений по территории Беларуси.

Проведено сравнение результатов расчетов плотности выпадений ^{131}I с данными измерений его содержания в почве для 534 населенных пунктов Гомельской и Могилевской областей, в которых соответствующие измерения проводились в период с мая по июль 1986 г. (рис. 7). Модель в целом достаточно хорошо описывает особенности поля радиоактивных выпадений ^{131}I в Беларуси, включая и пятна за счет влажного вымывания. Для 42 % общего количества пар имеющихся данных эти значения не отличаются более, чем в 1,5 раза, тогда как для 6 % населенных пунктов это отношение больше 5, а для 7 % населенных пунктов оно меньше 0,2. В целом для населенных пунктов Могилевской области результаты модельных расчетов дали несколько большие значения, чем для населенных пунктов Гомельской области.

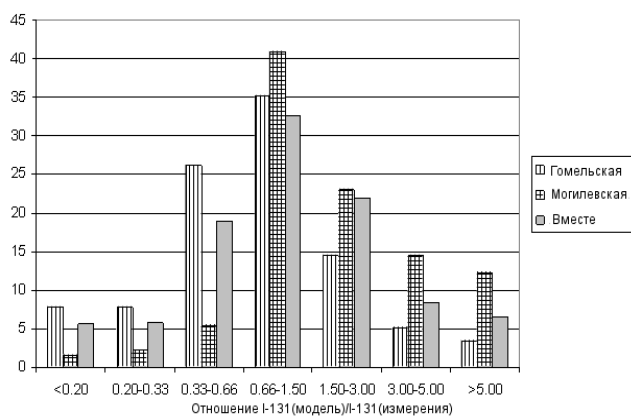


Рис. 7. Распределение (в %) отношений плотностей выпадений ^{131}I согласно моделированию и измерениям, вычисленных для каждого населенного пункта Гомельской и Могилевской областей.

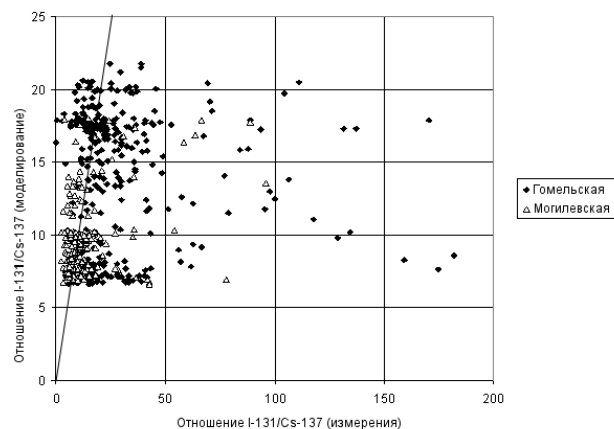


Рис. 8. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ (согласно результатам моделирования) в зависимости от значения этого же отношения согласно данным измерений для населенных пунктов Гомельской и Могилевской областей (в которых имеются измерения йода). Прямая линия – место точек, для которых эти отношения совпадают.

Сравнение отношений $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$, вычисленных для каждого отдельного населенного пункта по результатам моделирования и по данным измерений (рис. 8) показывает, что между ними существуют достаточно большие расхождения. Для двух третей населенных пунктов они отличаются не больше, чем в два раза (рис. 9), но для остальных населенных пунктов расхождения оказались достаточно большими, достигая 10 раз. При этом модельные отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ находятся в ограниченном диапазоне – от 6 до 22 (см. рис. 6). В целом населенные пункты, для которых отличие модельных и измеренных отношений $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ наибольшее, находятся в районах с относительно низкими абсолютными уровнями радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs . Причинами такой высокой вариабельности отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ могут быть в первую очередь следующие: 1) при уменьшении абсолютных значений радиоактивного загрязнения по ^{131}I и ^{137}Cs возрастает относительная погрешность отношения, рассчитанного по этим значениями; 2) база данных измерений загрязнения почвы ^{131}I содержит результаты отбора проб, которые выполнялись на территории Беларуси за период с 5 мая по 31 июля в 1986 г. (последняя по дате проба в базе данных, в которой еще было измерено содержание ^{131}I). Если инструментальная погрешность измерений содержимого йода равняется ΔI , то при коррекции значений загрязнения почвы ^{131}I на радиоактивный распад от даты измерений T_m на дату 26 апреля 1986 г. (T_0) погрешность измеренного значения возрастает до $\Delta I \cdot \exp[(T_m - T_0)/T_{1/2}]$, где $T_{1/2}$ – период полураспада ^{131}I . Поэтому для измерений в июле 1986 г. инструментальная погрешность может увеличиться больше чем на порядок, что приводит к соответствующим погрешностям определения отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ и росту вариабельности отношения для поздних измерений (рис. 10). Однако этот же эффект влияет и на зависимость отношения $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ от абсолютного значения плотности выпадений по ^{137}Cs . Это связано с тем, что массовые измерения радиоактивного загрязнения почвы начались в первую очередь на территориях с относительно высокими уровнями, расположение которых уже было известно на то время, и только впоследствии ими были охвачены районы с относительно меньшими значениями радиоактивного загрязнения почвы.

Для населенных пунктов трех рассмотренных областей Беларуси был оценен относительный вклад влажного вымывания (включая осаждение вследствие дождей и туманов) в формирование поля радиоактивных выпадений ^{131}I в начальный период Чернобыльской аварии. Наибольший вклад влажных выпадений в величину интегральной плотности радиоактивного загрязнения почвы, согласно модельным расчетам, получен для населенных пунктов Гомельской области (расположенных преимущественно в Буда-Кошелевском, Ветковском,

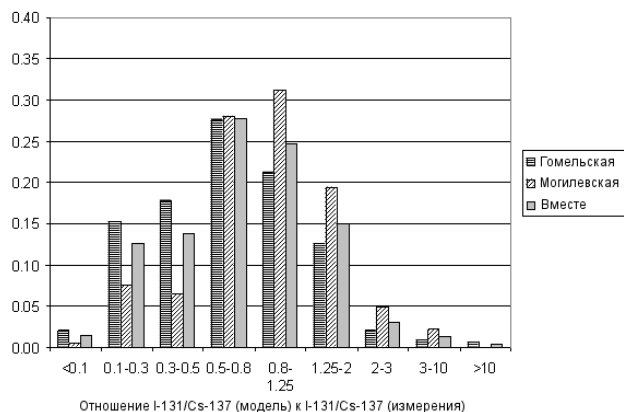


Рис. 9. Распределение отношений $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ согласно моделированию/ $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ согласно измерениям] для населенных пунктов Гомельской и Могилевской областей.

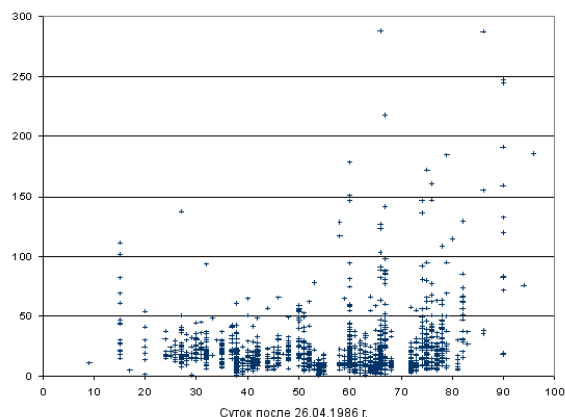


Рис. 10. Отношение $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$, вычисленное согласно результатам измерений в населенных пунктах Гомельской и Могилевской областей, в зависимости от даты отбора проб.

Гомельском, Добрушском, Ельском, Калинковичском, Кормянском, Мозырьском и Чечерском районах) и Могилевской области (Дрибинский, Краснопольский, Славгородский, Чаусский районы). Для 1026 населенных пунктов вклад влажных выпадений составил больше 50 % от суммарного загрязнения. Наибольшее значение вклада влажных выпадений получено для с. Новики Мозырьского района, где оценка вклада влажных выпадений составила почти 70 %.

Выводы

С помощью лагранжево-эйлеровой модели LEDI выполнены расчеты формирования полей объемной и поверхностной активности ^{131}I в начальный период аварии на ЧАЭС для территории трех наиболее радиоактивно загрязненных областей Беларуси. Сравнение результатов моделирования с данными измерений радиоактивного загрязнения показало достоверность и эффективность метода реконструкции динамики формирования полей радиоактивного загрязнения ^{131}I на региональном масштабе в начальный период аварии на ЧАЭС, разработанного и ранее примененного для территории Украины. Правомерность сделанного вывода основывается на том, что для реконструкции поля радиоактивных выпадений ^{131}I на территории Беларуси был использован тот же сценарий динамики выбросов из аварийного реактора, т.е. использованный метод реконструкции был верифицирован на независимом наборе данных измерений радиоактивного загрязнения почвы в Беларуси.

В результате выполнения этой работы получена полная и целостная картина формирования полей радиоактивного загрязнения ^{131}I на мезомасштабных расстояниях от ЧАЭС для всех наиболее радиоактивно загрязненных регионов Украины и Беларуси, построенная на единой методологии с использованием моделирования атмосферного переноса радионуклидов и имеющихся данных измерений в поставарийный период.

Для каждого из 8327 населенных пунктов трех наиболее радиоактивно загрязненных областей Беларуси, кроме значения плотности кумулятивных выпадений ^{131}I , получена динамика формирования радиоактивного загрязнения в виде среднесуточных значений объемной активности и суточных выпадений, а также относительный вклад в последнюю величину механизмов сухого и влажного осаждения радионуклидов из атмосферы на подстилающую поверхность. Результаты модельных расчетов могут быть основой, в частности, для реконструкции доз облучения щитовидной железы населения Беларуси [8].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Talerko N.* Mesoscale modelling of radioactive contamination formation in Ukraine caused by the Chernobyl accident // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2005. – Vol. 78(3). – P. 311 - 329.
2. *Talerko N.* Reconstruction of ^{131}I Radioactive Contamination of Ukraine Caused By the Chernobyl Accident Using Atmospheric Transport Modelling // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2005. – Vol. 84, Issue 3. – P. 343 - 362.
3. *Реконструкція* випадений йода-131 после аварії на Чорнобильській АЕС на території Гомельської і Могилевської областей Беларусі / О. М. Жукова, М. Г. Герменчук, М. А. Подгайская и др. // *Природные ресурсы: межведомственный бюллетень* / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь, Национальная академия наук Беларусі. - Минск, 2010. - № 2. - С. 113 - 120.
4. *Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред* / Под ред. Ю. А. Израэля. - Л.: Гидрометеоздат, 1990. – 296 с.
5. *Изотопы йода и радиационная безопасность* / Б. И. Стыро, Т. Н. Недвецкайте, В. И. Филистович. - СПб.: Гидрометеоздат, 1992. - 255 с.
6. *Hoffman F.O., Thiessen K.M.* Use of Chernobyl data to test predictions and uncertainty estimates from exposure assessment models // *Proceedings of an international symposium "Environmental Impact of Radioactive Releases"*. Vienna, Austria, 8-12 May 1995. - Vienna, International Atomic Energy Agency, 1995. - P. 325 - 336.
7. *NRPB-R322.* Atmospheric Dispersion Modelling Liaison Committee Annual Report. - 2001. Appendix A: Review of Deposition Velocity and Washout Coefficient.
8. *Radiation dosimetry for highly contaminated Belarusian, Russian and Ukrainian populations, and for less contaminated populations in Europe* / A. Bouville, I. Likhtarev, L. Kovgan et al. // *Health Phys.* - 2007. – Vol. 93. - P. 487 - 501.

**РЕКОНСТРУКЦІЯ ДИНАМІКИ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ
БІЛОРУСІ ^{131}I ВНАСЛІДОК ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ
АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНЕСЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ**

М. М. Талерко

За допомогою лагранжово-ейлерової моделі атмосферного перенесення LEDI виконано розрахунки формування радіоактивного забруднення ^{131}I території трьох найбільш забруднених областей Білорусі. Проведено верифікацію отриманих результатів на даних вимірювань активності ^{131}I у ґрунті, що були виконані в перші місяці після аварії в 534 населених пунктах Білорусі. Оцінено внесок механізму вологого вимивання радіонуклідів з атмосфери внаслідок дощів і туманів у період розповсюдження радіоактивних викидів з ЧАЕС.

Ключові слова: Чорнобильська аварія, модель атмосферного перенесення, радіоактивний йод, вологе вимивання.

**RECONSTRUCTION OF ^{131}I RADIOACTIVE CONTAMINATION DYNAMICS IN BELARUS
DUE TO CHERNOBYL ACCIDENT USING ATMOSPHERIC TRANSPORT MODELLING**

M. M. Talerko

The calculations of ^{131}I radioactive contamination in the 3 most contaminated regions of Belarus are carried out using the Lagrangian-Eulerian atmospheric transport LEDI model. Verification of the obtained results is made on the base of ^{131}I activity measurements in soil of 534 settlements in Belarus during the initial period of the accident. The input of radionuclides wet deposition processes due to rains and fogs has been evaluated in the period of radioactivity releases from the Chernobyl NPP.

Keywords: Chernobyl accident, atmospheric transport model, radioactive iodine, wet deposition.

Поступила в редакцію 08.02.11