

А. В. Халченков¹, И. В. Ковалец¹, Т. В. Лаврова², С. В. Тодосиенко²

¹*Институт проблем математических машин и систем НАН Украины, просп. Глушкова, 42,
Киев, 03187, Украина*

²*Украинский гидрометеорологический институт НАН Украины и ДСНС Украины, просп. Науки, 37,
Киев, 03028, Украина*

МОДЕЛИРОВАНИЕ АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА РАДИОНУКЛИДОВ В СОСТАВЕ ЧАСТИЦ ПЫЛИ В ОКРЕСТНОСТЯХ ОБЪЕКТОВ ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Приведены результаты численного моделирования атмосферного переноса радионуклидов в составе пыли вокруг объектов хранения радиоактивных отходов бывшего ПО «Приднепровский химический завод» (ПХЗ). Для расчета атмосферного переноса использовались диагностическая метеорологическая модель CALMET и модель атмосферного переноса CALPUFF. Моделирование источника эмиссии пыли было выполнено на основе измерений концентраций радионуклидов в поверхностном слое грунта с использованием эмпирической формулы, позволяющей параметризовать мощность потока частиц грунта с помощью динамической скорости ветра и данных о подстилающей поверхности. Полученные путем моделирования средние значения концентраций находятся в пределах измеренных значений и могут быть использованы для оценки рисков персонала предприятия и населения в зоне влияния объектов ПХЗ.

Ключевые слова: атмосферный перенос, пыль, аэрозоль, радионуклиды, CALPUFF, CALMET.

Введение

Приднепровский химический завод (ПХЗ, [1]) – это остановленное предприятие, которое в период 1948 - 1991 гг. выполняло работы по извлечению солей урана из урановых руд и концентратов. Образующиеся радиоактивные отходы длительное время складировались прямо на территории предприятия и в хранилища, расположенные в близлежащих окрестностях. В настоящее время достоверно известно расположение девяти хвостохранилищ с суммарной радиоактивностью около $3.2 \cdot 10^{15}$ Бк. Кроме того, обнаружено множество локальных очагов загрязнения (здания, цеха, трубопроводы и другие объекты производства) практически на всей территории ПХЗ. Загрязненные радионуклидами территории являются постоянно действующими источниками радиоактивных аэрозолей, что создает угрозу для персонала предприятия, а также для населения жилой зоны г. Каменское (ранее - Днепродзержинск), расположенной в непосредственной близости к заводу.

В рамках «Государственной программы по приведению опасных объектов ПО «ПХЗ» в экологически безопасное состояние и обеспечению защиты населения от вредного воздействия ионизирующего излучения на 2005 – 2014 гг.» были проведены исследования по мониторингу содержания радионуклидов в грунте и выполнен ряд измерений концентрации радионуклидов в аэрозолях приземного слоя атмосферы. При этом преобладающее большинство измерений проводилось в непосредственной близости к загрязненной территории, что позволяет получить информацию об источнике загрязнения и оценить концентрацию аэрозолей непосредственно в зоне измерений, но не дает возможности экстраполировать полученные измерения на всю территорию завода и за его пределы. Оценки значений концентраций радиоактивных аэрозолей по всей территории завода и за его пределами необходимы, чтобы выполнить оценку рисков для всех групп населения, потенциально подвергающихся угрозе радиоактивного заражения. Восполнить этот пробел позволяет численное моделирование атмосферного переноса радионуклидов в составе аэрозолей. Первые скрининговые оценки влияния загрязненных территорий на концентрации аэрозолей были получены в работе [2].

В данной работе моделировался близкий к консервативному метеорологический сценарий для бывшего склада урановой руды («База С»), источник аппроксимировался пятью бесконечными полосами. Подобный подход удобен для модельной задачи, но обладает рядом неразрешимых недостатков при практическом применении: не позволяет учесть реальную геометрию и пространственную неоднородность источника; имеет принципиальные трудности для оценки концентраций вблизи источника и непосредственно над источником (используемая формула применима на расстояниях свыше $4L$, где L - ширина полосы); представление источника конечного размера в виде бесконечных полос заведомо не применимо на расстояниях, значительно превышающих реальную длину источника (длина объекта «База С» приблизительно равна 750 м); не позволяет полноценно учесть реальные метеорологические условия (изменения скорости, направления ветра, атмосферной стратификации). Целью настоящего исследования является создание модели, позволяющей учесть пространственную неоднородность загрязнения территории и реальные метеорологические условия для расчета

© А. В. Халченков, И. В. Ковалец, Т. В. Лаврова, С. В. Тодосиенко, 2016

атмосферного переноса радионуклидов в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов; ее настройка и калибровка для условий ПХЗ.

Моделирование было выполнено для двух различных областей (см. рис. 1): 1) расположенная в черте г. Днепродзержинск промплощадка ПХЗ, включающая в себя хвостохранилища «Западное», «Центральный Яр», «Юго-восточное», а также всю загрязненную территорию бывшего завода; 2) расположенные за пределами города хвостохранилища «Сухачевское» и «База С».

Источник выброса

Подъем частиц аэрозоля в общем случае определяется свойствами подстилающей поверхности и метеорологическими условиями (динамическая скорость, категория устойчивости, шероховатость, неровность, тип грунта, покрытие, влажность, и др.). В настоящее время существует множество моделей различной степени сложности, позволяющих с различной степенью точности описывать физические процессы, приводящие к подъему частиц аэрозоля и требующие различные наборы входных параметров [4 - 6]. Ограниченный набор информации об объекте исследования (например, в отсутствие карты грунтов, влажности грунтов и др.) приводит к необходимости применения простых параметризаций источника. Большинство простых моделей пылящего источника параметризуют мощность источника аэрозоля F как функцию динамической скорости ветра u_* : $F = K(u_*)^a$. Здесь F - поток вещества (мкг/м² с), u_* - скорость трения ветра (м/с), K - коэффициент, в общем случае зависящий от покрытия, плотности воздуха, ускорения силы тяжести и других параметров, описывающих физические особенности процесса подъема аэрозоля; a - некая постоянная, которая в различных исследованиях варьируется в диапазоне от 1,0 до 5,0. Согласно современным нормам оценки воздействия на здоровье воздушных загрязнений, первоочередной интерес представляет мелкодисперсная (респираторная) фракция (PM10 [7]).

Для расчета интенсивности подъема мелкодисперсных частиц была выбрана параметризация (Loosmore & Hunt 2000) [8], в которой, подобно формуле Багнольда [6], используется значение, $a = 3,0$, в то время как значение $K = 3,6$. Необходимо отметить, что приведенная формула имеет отличный от формулы Багнольда физический смысл: она описывает прямой аэродинамический подъем мелкодисперсных частиц (PM10) в условиях высокой влажности при отсутствии сальтации крупнодисперсных частиц. Эта формула была получена на основании экспериментов в аэродинамической трубе, однако она неоднократно успешно применялась для натуральных условий при решении практических задач, например [9, 10], и в настоящее время интегрирована в верифицированную европейскую мезомасштабную химическую транспортную модель REM-CALGRID [11].

Чтобы учесть имеющуюся информацию о подстилающей поверхности, аналогично методологии [12], в приведенную выше формулу были введены понижающие коэффициенты: $F = 3.6(u_*)^3(1 - CLF)(1 - CF)$, где CLF - коэффициент, равный фракции источника без эмиссии (т. е. часть площадного источника, на которой размещены некие подсеточные объекты, такие как здания, вода, и др., которые полностью препятствуют эмиссии, $CLF = 1$ - соответствует полностью закрытому источнику, $CLF = 0$ - полностью открытому источнику); CF - коэффициент, введенный для учета особенностей пылящей поверхности. В общем случае он зависит от типа грунта, влажности, покрытия, растительности и других факторов.

Поток радионуклидов F_q определялся путем умножения потока аэрозоля F на концентрацию соответствующего радионуклида в грунте C_s : $F_q = F \times C_s$. Окончательная рабочая формула, позволяющая параметризовать поток радионуклидов с помощью концентрации радионуклидов в грунте, динамической скорости ветра и коэффициентов, описывающих покрытие, имеет вид

$$F_q = 3.6(u_*)^3 \times C_s \times (1 - CLF) \times (1 - CF). \quad (1)$$

Для детального описания источника, территория промплощадки ПО ПХЗ была аппроксимирована набором элементарных четырехугольных источников (рис. 1, А). Отдельные источники строились вручную с учетом расположения подсеточных объектов и категорий землепользования (здания, секции хвостохранилищ, песок, деревья и др.), таким образом, чтобы максимально облегчить определение коэффициентов CF и CLF . Значения коэффициента CLF для каждого источника определялось индивидуально на основании карты Google Earth. Значения коэффициента CF определялись в зависимости от типов покрытия, принятые при моделировании значения коэффициента CF :

0,0 – для областей с песчаным покрытием, что соответствует условиям близким к исходному эксперименту Loosmore & Hunt 2000 [8]; 0,1 – для травы (зависит от типа и высоты травяного покрова, при моделировании использовалось минимальное значение из диапазона, рекомендуемого в [12]); 0,5 – для деревьев (в [12] для густого леса рекомендуются значения в диапазоне 0,8 – 1,0, принятое при моделировании значение учитывает, что присутствующие в области моделирования деревья не являются густым лесом и соседствуют с открытыми областями и городской застройкой); 0,9 – асфальт, бетон. Значительная адгезия твердого покрытия препятствует прямому аэродинамическому подъему частиц грунта, что при используемой методике соответствует значению, близкому к 1,0 (полному отсутствию эмиссии пыли). Но поскольку почва с окружающих загрязненных территорий неизбежно попадает на твердое покрытие, для частичного учета вторичного подъема вещества с твердой поверхности при моделировании использовалось сниженное до 0,9 значение коэффициента CF .

Значения концентраций радионуклида в грунте определялись путем интерполяции измеренных значений в центр масс соответствующего элементарного четырехугольного источника. Большинство измерений проводилось в непосредственной близости к известным объектам загрязнения. Однако, поскольку загрязнена практически вся территория завода, в случае отсутствия измерений концентраций радионуклида в грунте для расчета использовались медианные значения всех измерений: 253 Бк/кг для радионуклида ^{238}U и 413 Бк/кг для ^{226}Ra .

Для описания хвостохранилищ «Сухачевское» и «База С» использовался аналогичный подход. Территория представлялась в виде четырехугольных источников, для каждого из которых на основании измерений определялось среднее значение концентрации радионуклидов в грунте и экспертно определялись значения коэффициентов CF и CLF . В отличие от территории промплощадки территория хвостохранилищ «Сухачевское» и «База С» имеет более однородные характеристики покрытия, поэтому была представлена в виде относительно больших четырехугольных элементарных источников (см. рис. 1, Б).

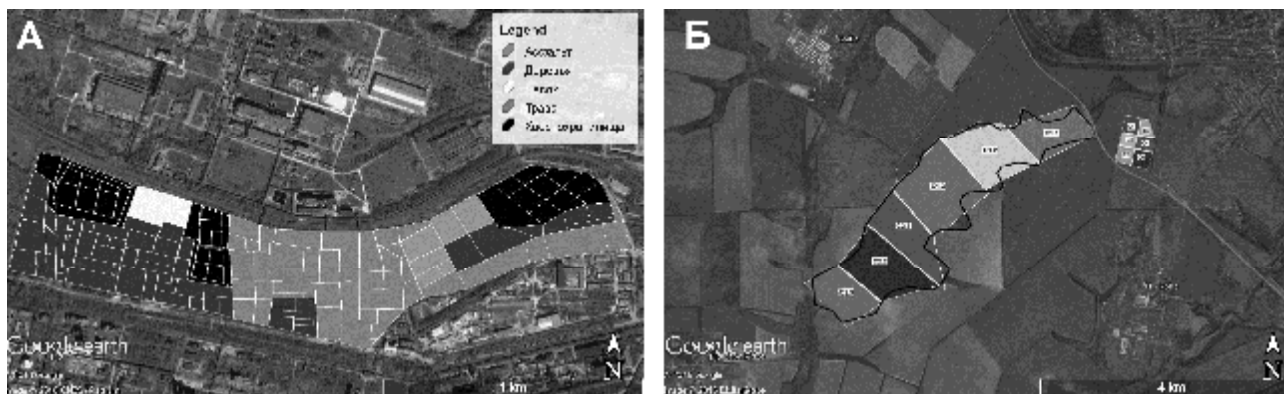


Рис. 1. Аппроксимация территории промплощадки ПХЗ (А) и хвостохранилищ «Сухачевское» и «База С» (Б) элементарными четырехугольными источниками (черной линией отмечены реальные контуры хвостохранилища «Сухачевское»).

Модель атмосферного переноса радионуклидов от площадных источников

Для расчета атмосферного переноса использовалась рекомендованная Агентством по охране окружающей среды (США) модель CALMET-CALPUFF [3]. Эта модель состоит из метеорологического препроцессора CALMET и лагранжево-эйлеровой модели атмосферного переноса CALPUFF, которая неоднократно успешно применялась для расчета распространения радиоактивных загрязнений.

Препроцессор CALMET использует в качестве входных данных: измерения наземной метеостанции, высотные метеорологические измерения радиозондов, карту топографии и категорий землепользования. Выходными данными препроцессора являются: трехмерные поля ветра, температуры, высоты пограничного слоя, категории устойчивости и другие метеорологические переменные, необходимые для расчета атмосферного переноса, такие как динамическая скорость, масштаб Монина - Обухова, высота слоя перемешивания. При расчете поля ветра на основании измерений метеостанций в CALMET используется сохраняющая массу интерполяция, позволяющая в некоторой степени учесть влияние неровностей топографии на поле ветра.

Лагранжево-эйлерова модель CALPUFF позволяет рассчитать распространение загрязнений, используя выходные данные препроцессора CALMET и данные об источниках загрязнений. В лагранжево-эйлеровых моделях используется представление продолжительного выброса загрязнителей в виде последовательности выбросов небольшой (менее 1 мин) конечной длительности ("пуфов"). На каждом временном шаге пуфы переносятся ветром (что описывается кинематическим уравнением для координаты центра масс пуфа). Однако, кроме координат центра масс, пуфы характеризуются также распределением концентрации. Это распределение соответствует известным полуэмпирическим соотношениям, описывающим пространственно-временное распределение вещества вследствие турбулентной диффузии. Характеристики распределения вещества внутри отдельного пуфа рассчитываются на основании параметризации ICST [3] в зависимости от характеристик турбулентности (динамической скорости, масштаба Монины - Обухова, высоты пограничного слоя) и времени существования пуфа. Общая масса вещества в пуфе изменяется вследствие влажного и сухого осаждения, которое рассчитывается на основании параметризаций с учетом типа подстилающей поверхности, скорости ветра, интенсивности осадков. Концентрация вещества вычисляется как сумма вкладов отдельных пуфов. В расчетах предполагается полное отражение облака от поверхности Земли.

Решение задач атмосферного переноса аэрозолей накладывает обязательные требования к возможностям представления источника в модели: требуется возможность учета временной зависимости источника (поскольку источник зависит от динамической скорости) и возможность представления источника как площадного (в частности, потому, что особый интерес представляют значения концентрации непосредственно над источником). Модель CALPUFF удовлетворяет обоим требованиям. Все площадные источники моделируются с использованием метода виртуального точечного источника, кроме того, в модели CALPUFF реализован специальный алгоритм явного двумерного интегрирования по источнику, который позволяет получать репрезентативные значения даже для тех рецепторов, которые расположены непосредственно над источником [3]. В предыдущей работе [13] на основании тестовых расчетов было показано, что результаты расчетов CALPUFF над площадным источником согласуются с результатами других моделей, приведённых в работе [14].

Для работы с результатами расчета CALPUFF используется постпроцессор CALPOST, который позволяет обрабатывать временно зависимые поля концентраций, например определять средние концентрации.

Настройка модели, входные и выходные данные

В первую очередь был выполнен расчет метеорологических полей препроцессором CALMET с шагом 1 ч за период 2008 - 2013 гг. В качестве наземных измерений использовались 3-часовые измерения Днепродзержинской метеостанции, высотные данные радиозондов имитировались с помощью набора данных Final Analysis Global model (NCEP). Для территории промплощадки и хвостохранилища «Сухачевское» использовались две различные расчетные сетки. В первом случае вычисления проводились для территории 8×8 км, с шагом расчетной сетки 200 м; во втором - использовалась более грубая расчетная сетка с шагом 500 м, и область расчета была расширена до территории 20×20 км. В обоих расчетах использовались наборы данных SRTM с 3-секундным разрешением для определения топографии и Modis Land Cover Data с 15-секундным разрешением для определения данных о землепользовании.

Из полученных выходных файлов CALMET, содержащих метеорологические поля, были извлечены данные о динамической скорости для каждого часа расчета, и для каждого элементарного источника был построен файл, содержащий данные о площадном временно зависимом источнике аэрозоля. Полученные метеорологические поля и файлы, содержащие почасовую информацию об источниках, были использованы для расчета атмосферного аэрозоля в модели CALPUFF.

Все расчеты CALPUFF изначально выполнялись по отдельности для каждого элементарного источника пыли и без учета понижающих коэффициентов. Это позволило получить парциальные вклады отдельных пылевых источников в общее радиационное загрязнение (без учета характеристик поверхности: коэффициентов CF и CLF и концентраций радионуклидов в грунте). Имея парциальные вклады, с учетом формулы (1), поля концентраций радионуклидов легко можно найти с помощью формулы

$$C_{rad}(x, y) = \sum_i C_i(x, y) \times C_{S,i} \times (1 - CLF_i) \times (1 - CF_i), \quad (2)$$

где $C_{rad}(x, y)$ - поле приземной концентрации радионуклидов в составе аэрозолей; $C_i(x, y)$ - посчитанное поле концентраций пыли от i -го элементарного источника; $C_{S,i}$, CF_i , CLF_i - характеристики поверхности для каждого i -го элементарного источника (концентрация соответствующего радионуклида в грунте и коэффициенты описывающие покрытие).

Подобный подход позволил создать один Excel файл, содержащий концентрации радионуклидов в грунте, набор коэффициентов CF , CLF для каждого элементарного источника, а также соответствующие посчитанные поля приземного пылевого загрязнения, и позволяющий проводить суммирование по формуле (6) для определения интегральных полей концентрации. Созданный файл позволяет практически мгновенно пересчитать все поля концентраций при поступлении новых данных о концентрации радионуклидов в грунте или при уточнении коэффициентов CF и CLF , кроме того, можно учесть изменение коэффициента K .

Результаты моделирования

В результате моделирования были получены среднегодовые поля концентраций радионуклидов в составе аэрозолей в воздухе (рис. 2 и 3). Отметим, что поскольку в работе не учитывалось влияние влажности грунта и снегового покрова на эмиссию радионуклидов, полученные концентрации репрезентативны для сухих периодов (без интенсивных осадков и при отсутствии снежного покрова).

В целом полученные поля концентраций радионуклидов в составе аэрозолей согласуются с измеренными концентрациями радионуклидов в грунте, в частности максимальные концентрации радионуклидов в составе аэрозолей соответствуют именно тем областям, где по результатам измерений найдены максимальные концентрации радионуклидов в грунте (северо-западная граница хвостохранилищ «Центральный яр» и «База С»).

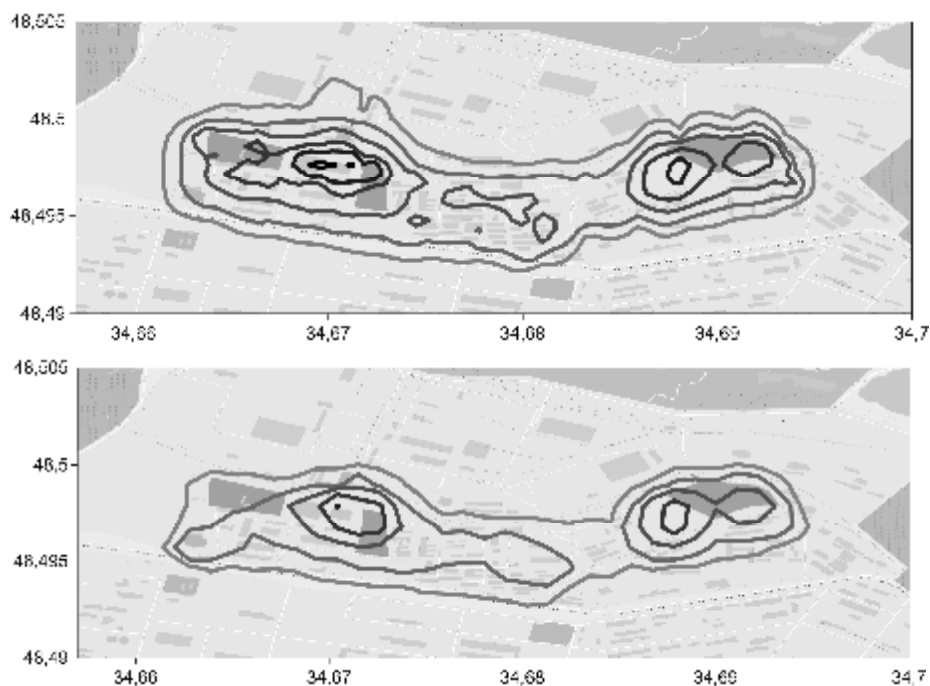


Рис. 2. Рассчитанные поля приземных концентраций ^{226}Ra (сверху) и ^{238}U (снизу) в составе пыли для территории промплощадки (показаны изолинии значений 0,5, 1, 2, 4, 8 мкБк/м³).

В рамках программ мониторинга, в окрестностях самых загрязненных объектов (хвостохранилищ), проводился отбор проб атмосферного воздуха с последующим определением содержания радионуклидов в составе аэрозолей. Подобный метод измерений позволил определить суммарную концентрацию радионуклидов в пыли без учета распределения взвешенных частиц по размерам, что затрудняет непосредственное сравнение измерений с результатами численного моделирования (выполненного для мелкодисперсной фракции взвешенных частиц PM10). В многочисленных

исследованиях приводятся различные данные о фракционном составе пыли, в частности в нормативном документе Агентства по охране окружающей среды (США) [15] приводится рекомендованное значение коэффициента 0,5, позволяющее определить долю PM10 в общей концентрации пыли. Чтобы выполнить сравнение измеренных и посчитанных концентраций радионуклидов в воздухе, приведенные в табл. 1 результаты расчета были умножены на коэффициент 2. Поля концентраций характеризуются большими градиентами в пределах одного и того же хвостохранилища, поэтому в таблице приведено минимальное, максимальное и среднее по территории соответствующего хвостохранилища посчитанное значение. Ограниченное количество измерений концентрации радионуклидов в воздухе, к сожалению, не позволило выполнить статистическую оценку качества моделирования.

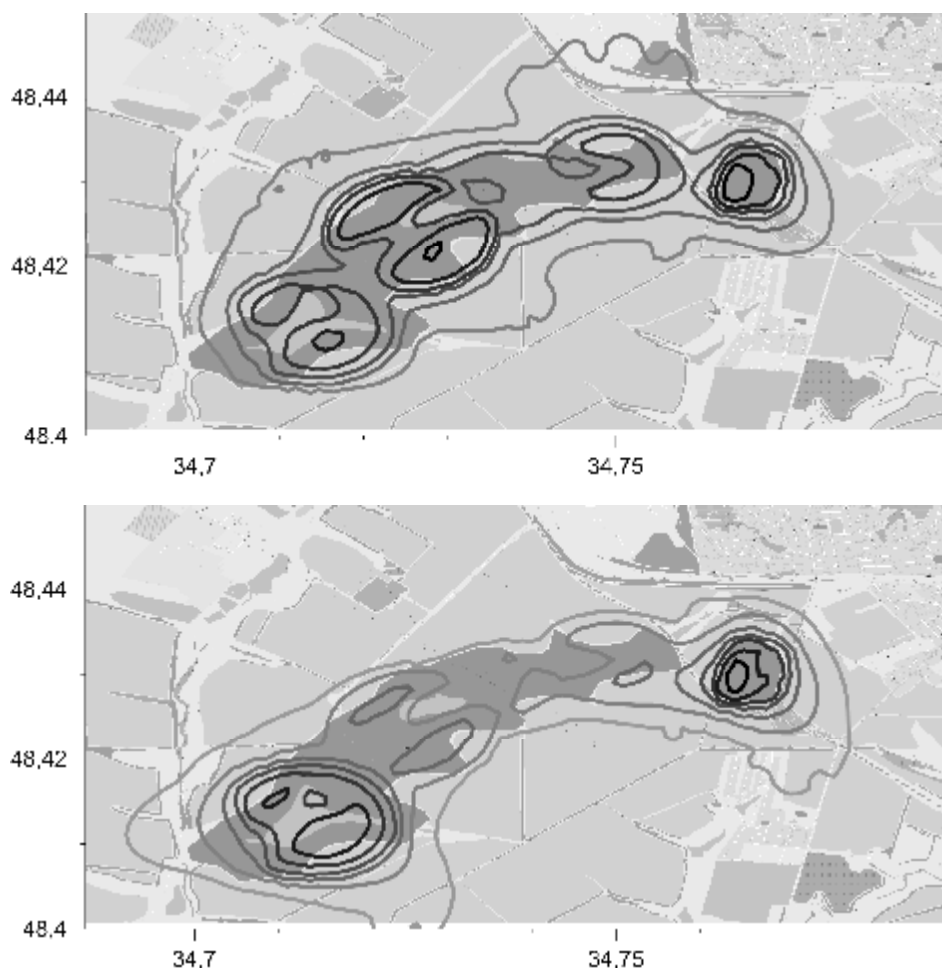


Рис. 3. Рассчитанные поля концентраций ^{226}Ra (сверху) и ^{238}U (снизу) в составе пыли для территории хвостохранилищ «Сухачевское» и «База С» (показаны изолинии значений 0,25, 0,5, 1, 2, 4, 8, 16 мкБк/м³).

Таблица 1. Измеренные и посчитанные значения концентраций радионуклидов в составе аэрозоля в приземном слое атмосферы в районе хвостохранилищ

^{238}U , мкБк/м ³			^{226}Ra , мкБк/м ³		
Измерения	Модель		Измерение	Модель	
«Западное»					
2009	-	Min = 1,0	2009	-	Min = 3,0
2010	11,0	Max = 3,8	2010	9,0	Max = 11,2
2011	6,0	Mean = 2,0	2011	7,0	Mean = 7,6
«Центральный Яр»					
2009	10,0	Min = 2,4	2009	9,0	Min = 4,0
2010	12,0	Max = 43,6	2010	18,0	Max = 41,8
2011	22,0	Mean = 10,0	2011	21,0	Mean = 12,6

«Юго-восточное»					
2009	5,0	Min = 2,0 Max = 16,8 Mean = 7,0	2009	6,0	Min = 3,2 Max = 26,6 Mean = 11,4
2010	-		2010	-	
2011	-		2011	-	
«Сухачевское»					
15.08 - 02.09.11	48,0	Min = 0,5 Max = 30,50 Mean = 4,44	15.08 - 02.09.11	28,0	Min = 0,66 Max = 40,80 Mean = 9,24
02.09 - 03.10.11	4,0		02.09 - 03.10.11	2,0	
03.10 - 31.10.11	4,0		03.10 - 31.10.11	5,0	
01.11 - 01.12.11	7,0		01.11 - 01.12.11	7,0	
01.12 - 14.12.11	3,0		01.12 - 14.12.11	5,0	
«База С»					
15.08 - 02.09.11	22	Min = 7,24 Max = 75,84 Mean = 38,14	15.08 - 02.09.11	15	Min = 5,28 Max = 83,10 Mean = 42,04
02.09 - 03.10.11	9		02.09 - 03.10.11	5	
03.10 - 31.10.11	11		03.10 - 31.10.11	11	
01.11 - 01.12.11	8		01.11 - 01.12.11	12	
01.12 - 14.12.11	15		01.12 - 14.12.11	17	

Как видно из таблицы, для территории промплощадки (хвостохранилища «Западное», «Центральный яр», «Юго-восточное») практически все измерения соизмеримы с рассчитанной концентрацией и находятся в диапазоне между минимальным и максимальным рассчитанным значением. Единственное исключение – это территории хвостохранилища «Западное», где измеренная концентрация ^{238}U значительно превышает результаты расчета. Вероятно, это объясняется тем, что где-то в окрестностях этого хвостохранилища расположен не обнаруженный в процессе мониторинга участок, содержащий высокие концентрации радионуклида ^{238}U в грунте.

Для территории хвостохранилища «Сухачевское» наблюдается приемлемое согласие измеренных и рассчитанных значений. Для хвостохранилища «База С» результаты моделирования значительно превышают значения, полученные в результате измерений. По всей видимости, это объясняется двумя причинами, связанными с недостаточным разрешением, применяемом в этом расчете. Во-первых, используемый шаг сетки 500 м не позволил при определении динамической скорости полноценно учесть подсеточные объекты (здания и деревья), которые расположены на территории хвостохранилища «База С», т. е. при определении эмиссии пыли использовалось завышенное значение динамической скорости. Во-вторых, дробление источника на довольно крупные секции привело к тому, что в секции С4 измерения проводились только в одном углу, где обнаружены очень высокие концентрации радионуклидов в грунте. Эти измерения экстраполировались на всю секцию и, вероятно, привели к существенному завышению значения для всей секции.

В качестве примера преимуществ разработанной модели по сравнению с простыми моделями на рис. 4 приведены результаты моделирования концентраций ^{226}Ra для выбранного периода с 1 по 16 ноября 2010 г., который характеризуется повышенной частотой направления ветра в сторону поселка Таромское (А, Б). Модель позволяет не только находить средние значения для произвольного временного периода (Г), но и определять временную динамику изменений концентраций в каждом произвольно заданном рецепторе, что позволило определить максимальные среднесуточные значения для указанного периода (Д) и максимальные мгновенные значения (Е). На рис. 4, В приведены мгновенные значения концентраций в рецепторе, расположенном на окраине поселка Таромское, представляющем повышенный интерес для оценки рисков населения. Максимальные мгновенные концентрации для указанного рецептора за весь период расчетов достигают значения 12,3 мкБк/м³.

Для исследования чувствительности модели к варьированию ключевых параметров был выполнен ряд расчетов, позволяющий оценить влияние отдельных параметров на конечный результат моделирования. Результаты расчетов, соответствующие измерениям в табл. 1, а также краткое описание расчетных сценариев, приведены в табл. 2. Расчет без учета понижающих коэффициентов CF, CLF, учитывающих влияние характеристик поверхности, показывает существенное влияние на результаты, полученные для территории промплощадки, и, в частности, приводит более чем к двукратному увеличению концентраций для территории Западного хвостохранилища. При варьировании остальных параметров расчета (плоская топография, однородное распределение концентрации в грунте, параметризация скорости роста пуфов) полученные значения средних концентраций варьируются в незначительных пределах (около 30 %) и соизмеримы с результатами основного расчета (см. табл. 1).

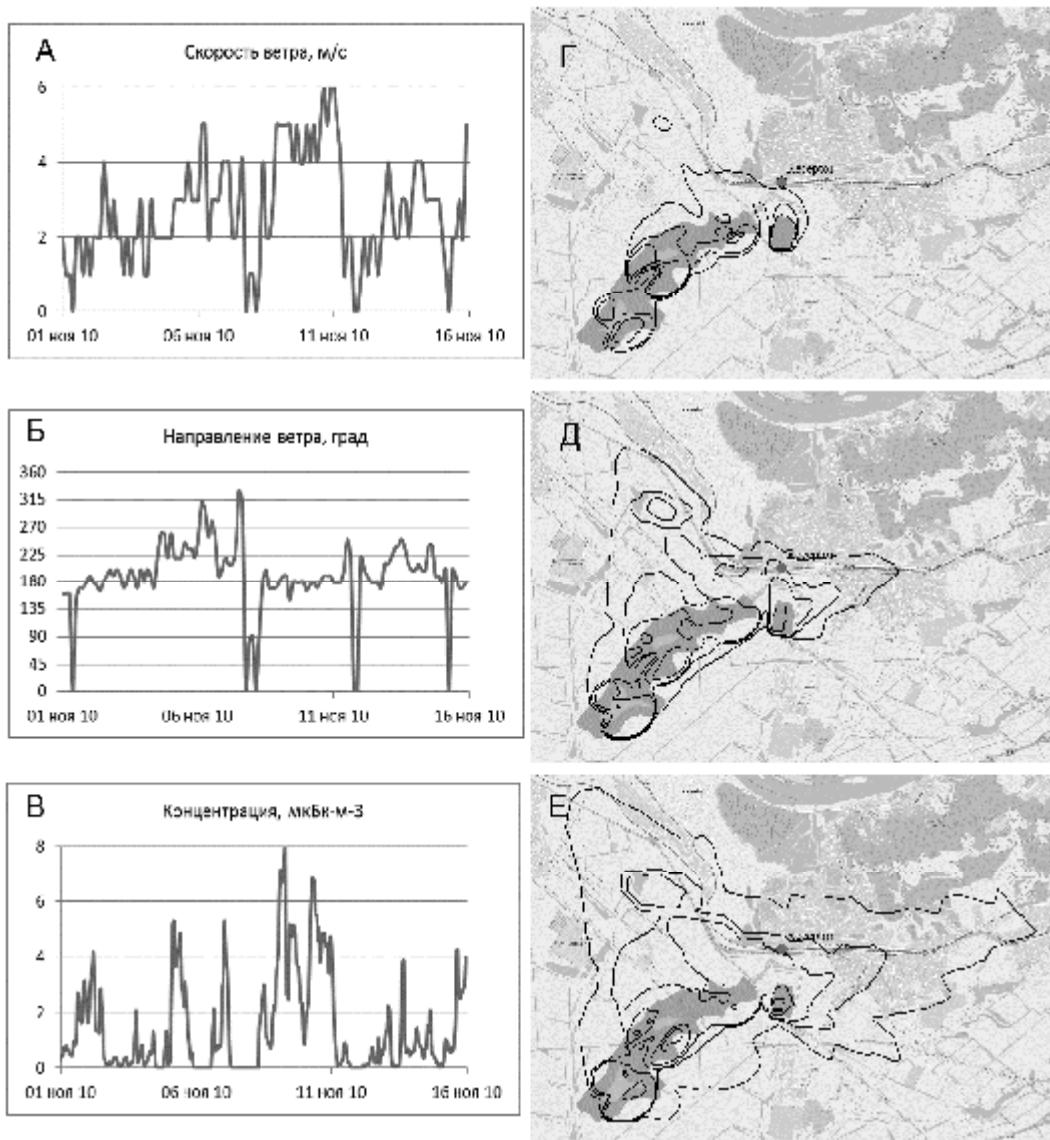


Рис. 4. Скорость (А), направление (Б) ветра и временная динамика концентраций ^{226}Ra в рецепторе на окраине поселка Таромское (В) для периода 1 - 16 ноября 2010 г.; средние (Г), максимальные среднесуточные (Д) и максимальные мгновенные (Е) концентрации за указанный период (показаны изолинии значений 2, 5, 10, 50, 100 мкБк/м³).

Таблица 2. Результаты расчетов средней концентрации ^{226}Ra при варьировании выбранных параметров моделирования, мкБк/м³

Описание	«Западное»	«Центральный Яр»	«Юго-восточное»	«Сухачевское»	«База С»
Основной расчет	7,6	12,6	11,4	9,2	52,0
Расчет без учета коэффициента, учитывающего снижение эмиссии от типа покрытия (CF = 0)	15,7	22,0	15,9	10,5	89,5
Расчет без учета коэффициента, учитывающего подсеточные объекты (CLF = 0)	8,6	13,3	11,5	10,3	52,0
Расчет вообще без учета покрытия и подсеточных объектов (CF = 0, CLF = 0)	17,8	23,3	16,1	11,6	89,5
Расчет без учета пространственной неоднородности концентраций радионуклида в грунте, для всей поверхности использовалось среднее значение концентрации ^{226}Ra : 1300 Бк/кг для промплощадки, 950 Бк/кг для хвостохранилищ «Сухачевское» и 11700 Бк/кг «База С»	7,9	8,7	13,3	8,6	62,6
Расчет без учета топографии (топография в виде ровной поверхности)	8,6	17,4	14,6	10,5	61,4

Выводы

В работе разработана модель, позволяющая производить оценки атмосферного загрязнения радионуклидами в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов с учетом пространственной неоднородности загрязнения территории. Представленная модель позволила получить удовлетворительное согласие между измеренными на территории ПХЗ и посчитанными значениями концентраций радионуклидов в составе аэрозолей приземного слоя атмосферы. Расхождения измеренных и рассчитанных значений для хвостохранилища «База С» объясняются недостатком детальной информации о распределении концентрации радионуклидов в грунте на территории ПХЗ и, вероятно, будут устранены при дальнейшем уточнении модели, связанном с повышением детализации источника и проведением новых дополнительных измерений.

Модель может быть использована для обоснования мер программы по приведению территории ПХЗ в экологически безопасное состояние. Полученные на основании моделирования поля концентраций радионуклидов могут быть использованы для получения дозовых оценок и оценки рисков для персонала, а также жителей г. Днепропетровск, в частности при проведении реабилитационных мероприятий. Согласно НРБУ-97 [16], предельно допустимая концентрация ^{238}U в воздухе для населения $0,7 \text{ мБк/м}^3$, для ^{226}Ra – 3 мБк/м^3 . Все полученные в данной работе концентрации находятся в пределах указанных значений.

Представленная модель может быть легко адаптирована для других подобных объектов хранения радиоактивных отходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Voitsekhovich O.V., Lavrova T.V.* Remediation Planning of Uranium Mining and Milling Facilities: The Pridneprovsky Chemical Plant Complex in Ukraine // Remediation of Contaminated Environments. – 2009. – P. 343–356.
2. *Zvim* про надання послуг з оцінки радіаційної та екологічної безпеки території промайданчика і хвостоховищ, як основи обґрунтування і пріоритетизації реабілітаційних заходів / ТОВ «Центр моніторингових досліджень і природоохоронних технологій». – К., 2009. – 166 с.
3. *Scire J. S., Strimaitis D. G., Yamartino R. J.* A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5) [Электронный ресурс] / Concord, USA: Earth Tech. Inc., 2000. – 521p. – Режим доступа: (<http://www.src.com/calpuff/calpuff1.htm>).
4. *Гаргер Е.К.* Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы: монография. – Чернобыль: ИПБ АЭС НАН Украины, 2008. – 192 с.
5. *Methodology for estimating fugitive windblown and mechanically resuspended road dust emissions applicable for regional scale air quality modeling* [Электронный ресурс] / Westlake Village, CA: Countess Environmental – 2001. – 103 p. – Режим доступа: (<http://pbadupws.nrc.gov/docs/ML1321/ML13213A294.pdf>).
6. *Bagnold R.A.* The Physics of Blown Sand and Desert Dunes / Methuen; New York -1954. – 265 p.
7. *Encyclopedia of public health "Total Suspended Particles (TSP)" 2002* [Электронный ресурс]. – Режим доступа: (<http://www.encyclopedia.com>).
8. *Loosmore G. A., Hunt J.R.* Dust resuspension without saltation // Journal of geophysical research. - 2000. – Vol. 105, No. D16. – P. 20663–20672.
9. *Ghorbel M., Munoz M., Solmon F.* Health hazard prospecting by modeling wind transfer of metal-bearing dust from mining waste dumps: application to Jebel Ressas Pb–Zn–Cd abandoned mining site (Tunisia) // Environ Geochem Health. – 2014. – Vol. 36, No. 5. - P. 935–951.
10. *Ishizuka, M., Mikami M., Tanaka T. et al.* Use of a size-resolved 1-D resuspension scheme to evaluate resuspended radioactive material associated with mineral dust particles from the ground surface // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016, doi: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.023.
11. *Rainer Stern.* Das chemische Transportmodell REM-CALGRID Modellbeschreibung [Электронный ресурс] – 2009. – Режим доступа: (<http://www.geo.fu-berlin.de/met/ag/trumpf/Ausbreitungsmodelle/RCG-Beschreibung.pdf>).
12. *Methodology to Estimate the Transportable Fraction (TF) of Fugitive Dust Emissions for Regional and Urban Scale Air Quality Analyses* [Электронный ресурс] / US EPA (8/3/2005 Revision). -12 p. – Режим доступа: (<http://www.nrc.gov/docs/ML1321/ML13213A386.pdf>).
13. *Ковалец И.В., Железняк М.И., Халченко А.В. и др.* Численное моделирование воздушного распространения радона вокруг урановых хвостохранилищ // Электронное моделирование. – 2010. - Т. 32, № 3. - С. 67–82.
14. *Review and evaluation of area source dispersion algorithms for emission sources at superfund sites: (Report)* / US Environmental Protection Agency. - № EPA 450/4 -89-020. – North Carolina: EPA Office of Air and Radiation – 1989. – 137 p.

15. AP-42, Section 13.2.5, Industrial Wind Erosion / United States Environmental Protection Agency [Электронный ресурс]. – 2006. – Режим доступа: (<http://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch13/final/c13s0205.pdf>).
16. НРБУ-97 Норми радіаційної безпеки України / Міністерство охорони здоров'я України. – К.: МОЗ України. – 1997. – 127 с.

О. В. Халченко¹, І. В. Ковалець¹, Т. В. Лаврова², С. В. Тодосієнко²

¹Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, просп. Глушкова, 42, Київ, 03187, Україна

²Український гідрометеорологічний інститут НАН України і ДСНС України, просп. Науки, 37, Київ, 03028, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСУ РАДІОНУКЛІДІВ У СКЛАДІ ЧАСТИНОК ПИЛУ В ОКОЛИЦЯХ ОБ'ЄКТІВ ЗБЕРІГАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Наведено результати чисельного моделювання атмосферного переносу радіонуклідів у складі пилу навколо об'єктів зберігання радіоактивних відходів колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ). Для розрахунку атмосферного переносу використовувалися діагностична метеорологічна модель CALMET та модель атмосферного переносу CALPUFF. Моделювання джерела емісії пилу було виконане на основі вимірювань концентрацій радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту з використанням емпіричної формули, що дозволяє параметризувати потік пилу за допомогою динамічної швидкості вітру та даних про підстилаючу поверхню. Отримані шляхом моделювання середньорічні результати концентрацій аерозолу в повітрі знаходяться в межах вимірювань і можуть бути використані для оцінки ризиків персоналу підприємства та населення в зоні впливу об'єктів ПХЗ.

Ключові слова: атмосферний перенос, пил, аерозоль, радіонукліди, CALPUFF, CALMET.

A. V. Khalchenkov¹, I. V. Kovalets¹, T. V. Lavrova², S. V. Todosenko²

¹Institute of Mathematical Machines & Systems Problems NAS of Ukraine, prosp. Glushkova, 42, 03187, Kiev, Ukraine

²Ukrainian Hydrometeorological Institute NAS of Ukraine, Nauky Ave, 37, Kiev, 03028, Ukraine

MODELLING OF ATMOSPHERIC TRANSFER OF RADIONUCLIDES IN THE COMPOSITION OF DUST AROUND OBJECTS OF STORAGE OF RADIOACTIVE WASTE

In this work we presented model setup and results of calculations of yearly average concentrations of radioactive aerosols at the Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine (PChP). For calculation of atmospheric transfer we used diagnostic meteorological model CALMET and model of atmospheric transfer CALPUFF. The simulation of air pollution by radioactive aerosols was carried out by using empirical formulas for PM10 resuspension rates depending on wind velocity and surface properties. The emission of radioactivity was estimated using PM10 emission rate multiplied on soil contamination of the corresponding territory which was estimated from measurements. Territories of tailings and surrounding areas were subdivided onto elementary subsources and for each elementary subsource time dependent resuspension rate was calculated. From the presented comparisons of calculated results with measurements it could be concluded that concentration of Ra-226 and U-238 is well reproduced in simulations at the territory of Suhachivske tailing. Calculated concentrations at Base-C tailing are somewhat overestimated. At the territories of West, South-East and Central Yarr tailings simulated results agree with observations for both Ra-226 and U-238. Results of calculations are suitable for an assessment of risks of the population. The presented results confirm that the developed methodology could be adapted and used for estimation of the influence of contaminated territories on air pollution due to resuspension in the vicinity to objects of similar to Pridneprovsky Chemical Plant.

Keywords: atmospheric transfer, dust, aerosol, radionuclides, CALPUFF.

REFERENCES

1. *Voitsekhovich O.V., Lavrova T.V.* Remediation Planning of Uranium Mining and Milling Facilities: The Pridneprovsky Chemical Plant Complex in Ukraine // Remediation of Contaminated Environments – 2009 – P. 343–356.
2. *Report* about rendering services for an assessment of radiation and ecological safety of the territory of an industrial site and tailings, as bases of justification and prioritization of rehabilitation actions / TOV «Tsentr monitoringovikh doslidzhen' i prirodookhoronnikh tekhnologii». – Kyiv, 2009. – 166 p. (Ukr)
3. *Scire J. S., Strimaitis D. G., Yamartino R. J.* A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5) [Electronic resource] / Concord, USA: Earth Tech. Inc., 2000. – 521p. - Access mode: (<http://www.src.com/calpuff/calpuff1.htm>).
4. *Garger E.K.* Reentrainment of radioactive aerosol in the surface layer of the atmosphere: monograph. – Chernobyl: Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants NAS of Ukraine. – 2008. – 192 p. (Rus)
5. *Methodology* for estimating fugitive windblown and mechanically resuspended road dust emissions applicable for regional scale air quality modeling [Electronic resource] / Westlake Village, CA: Countess Environmental. – 2001. – 103 p. – Access mode: (<http://pbadupws.nrc.gov/docs/ML1321/ML13213A294.pdf>).

6. *Bagnold R.A.* The Physics of Blown Sand and Desert Dunes / Methuen; New York. –1954. – 265 p.
7. Encyclopedia of public health "Total Suspended Particles (TSP)" 2002 [Electronic resource]. – Access mode: (<http://www.encyclopedia.com>).
8. *Loosmore G. A., Hunt J.R.* Dust resuspension without saltation // Journal of geophysical research. – 2000. – Vol. 105, No. D16. – P. 20663–20672.
9. *Ghorbel M., Munoz M., Solmon F.* Health hazard prospecting by modeling wind transfer of metal-bearing dust from mining waste dumps: application to Jebel Ressay Pb–Zn–Cd abandoned mining site (Tunisia) // Environ Geochem Health. – 2014. – Vol. 36, No. 5. - P. 935–951.
10. *Ishizuka, M., Mikami M., Tanaka T. et al.* Use of a size-resolved 1-D resuspension scheme to evaluate resuspended radioactive material associated with mineral dust particles from the ground surface // Journal of Environmental Radioactivity – 2016, doi: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.023.
11. *Rainer Stern.* Das chemische Transportmodell REM-CALGRID Modellbeschreibung [Electronic resource]. – 2009. – Access mode: (<http://www.geo.fu-berlin.de/met/ag/trumpf/Ausbreitungsmodelle/RCG-Beschreibung.pdf>). (Ger)
12. *Methodology to Estimate the Transportable Fraction (TF) of Fugitive Dust Emissions for Regional and Urban Scale Air Quality Analyses* [Electronic resource] / US EPA (8/3/2005 Revision) -12 p. - Access mode: (<http://www.nrc.gov/docs/ML1321/ML13213A386.pdf>).
13. *Kovalets I.V., Zheleznyak M.I., Khalchenkov A.V. et al.* Numerical modelling of Radon atmospheric dispersion around uranium mill tailings // Elektronnoe modelirovanie. – 2010. - Vol. 32, № 3. - P. 67–82. (Rus)
14. *Review and evaluation of area source dispersion algorithms for emission sources at superfund sites* / US Environmental Protection Agency. - № EPA 450/4 -89-020. – North Carolina: EPA Office of Air and Radiation. – 1989. – 137 p.
15. *AP-42, Section 13.2.5, Industrial Wind Erosion* / United States Environmental Protection Agency [Electronic resource]. – 2006. – Access mode: (<http://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch13/final/c13s0205.pdf>).
16. *NRBU-97, State Hygienic, Radiation Safety Standards of Ukraine* / Radiation Safety Standards of Ukraine. – Kyiv: Ministry of Health of Ukraine. – 1997. – 127 p. (Ukr)

Надійшла 11.10.2016
Received 11.10.2016