

ВЕТРОВОЙ ПОДЪЕМ РАДИОАКТИВНОГО АЭРОЗОЛЯ**Е. К. Гаргер***Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киев*

Представлены результаты измерений интегральных характеристик процесса вторичного подъема радиоактивных частиц, функций распределения объемной активности по размерам частиц при различных метеорологических условиях в приземном слое атмосферы. Измерения позволили оценить вклад частиц различных диапазонов в величину общей объемной активности ^{137}Cs . Обобщены данные о коэффициенте и интенсивности ресуспензии, верифицированы расчетные методы интегральных параметров ресуспензии, наиболее часто используемые на практике.

Важность исследования процессов вторичного подъема и рассеяния пыли, загрязненной токсическими веществами, стала особенно актуальной после испытаний ядерного оружия и, особенно, промышленных аварий, связанных с авариями на атомных предприятиях. Основными задачами при этом являются изучение перераспределения в пространстве и времени ранее осажденных радиоактивных веществ за счет их миграции в атмосфере, оценки ингаляционных доз.

Аналізу измерений и расчетов характеристик среды и радиоактивной пыли, знание которых позволяет отвечать на поставленные вопросы, посвящена настоящая работа.

В умеренных широтах с влажным климатом и слабыми скоростями ветра эрозия почвы отмечается гораздо реже, и потому сдув частиц пыли с поверхностного слоя почвы и других элементов подстилающей поверхности, загрязненной радиоактивными веществами, становится одним из основных механизмов вторичного подъема частиц, так как действует практически постоянно. Иначе говоря, подстилающая поверхность является постоянным поверхностным источником аэрозоля с меняющейся скоростью эмиссии вещества в зависимости от метеорологических условий и характера подстилающей поверхности. Подъем радиоактивности за счет действия ветрового потока в умеренных широтах практически не превосходит десятой доли процента в год от осажденного на подстилающую поверхность. Но в локальном масштабе различная антропогенная деятельность резко усиливает подъем вещества и его перераспределение по пространству.

Удаление тонкодисперсных частиц с поверхностей является также важным во многих инженерных проблемах, например при производстве полупроводников, где частицы влияют на качество интегральных схем. Анализ [1] показал, что модели ресуспензии частиц (вторичного подъема) следует основывать на двух главных факторах, а именно: воздействия поля потока на частицу и удержание частицы поверхностью. Что касается поля потока, то это соответствует тому, что движение жидкости близ поверхности является результатом средних флуктуирующих гидродинамических сил. Ресуспензия частиц происходит, когда эти силы достаточно велики, чтобы преодолеть адгезионные связи между частицей и поверхностью, которые являются комбинацией физических сил, химических связей и механических напряжений. Последние экспериментальные исследования в аэродинамических трубах обеспечили данные для сравнения с результатами теоретических моделей, которые обычно даются в виде интенсивности ресуспензии или концентрации частиц, как функция времени. Существующие модели, основанные на подходе баланса сил, а также основанные на концепции накопления энергии, не учитывают эффект моментов сил, действующих на частицу. В [1] отмечено, что ресуспензия за счет сил в этих моделях является во многих случаях не реалистичной. В [1] также было показано, что сравнения теоретических и экспериментальных результатов должны быть сделаны после представления данных в безразмерном виде. Размер частицы в безразмерной форме определяет ее место в пограничном потоке и, следовательно, величины гидродинамических сил и моментов. Для того чтобы получить условия для вторичного подь-

ема, эти величины следует сравнить с величинами реакции поверхности, которая вычисляется по существующим моделям адгезии, основанных на свойствах частицы и ее субстрата. Только тогда можно сделать вывод о существенности условий для вторичного подъема. Чтобы сравнить силы или моменты сил, действующие на маленькую частицу, воспользуемся результатами работы [1], основанными на фундаментальных параметрах потока, свойства которого в пограничном слое определяется плотностью ρ_f , кинематической вязкостью ν жидкости и напряжением сдвига у стены τ_w или скоростью трения u_* . Безразмерный диаметр частицы d_p выражается в виде $d_p^+ = \frac{d_p u_*}{\nu}$ и при $d_p^+ < 5$ означает, что частицы малы и полностью погружены в вязкий подслой, а числа Рейнольдса во многих случаях имеют порядок $0(10^{-2})$ или ниже. В [1] определено условие отделения частиц от шероховатой поверхности

$$\frac{M_d}{M_a} = 10^{-12} / r \cdot a > 1, \quad (1)$$

где M_d - гидродинамический момент силы; M_a - момент поверхностных сил; r - радиус неровности; a - расстояние между неровностями. Если частица в контакте с неровностями, чья кривизна и пространственное распределение удовлетворяет соотношению $(r \cdot a) < 10^{-12}$, она покинет свое первоначальное положение. Соотношения моментов сил в безразмерном виде [1] показывают, что ведущая роль в отрыве частиц принадлежит гидродинамическому моменту. Этот момент превосходит поверхностные моменты, в то время как подъемная сила обычно много меньше, чем сила адгезии.

Таким образом, процесс ресуспензии имеет две стадии. В первой стадии частица отрывается от поверхности за счет гидродинамического момента, произведенного силой лобового сопротивления. Моменты сил являются причиной вращения частицы от своего первоначального положения. После этого частица под действием гидродинамической подъемной силы поднимается. При этом подъемная сила преодолевает силу гравитации.

Отрыв под влиянием гидродинамического момента является основой ресуспензии частицы от поверхностей в турбулентном потоке. Когда поток начинается, большое число частиц быстро отрываются за счет среднего момента. Эти частицы так расположены, что это обеспечивает условие отрыва [1]. Поскольку моменты флуктуаций имеют независимые направления, они вызывают последующий отрыв частиц с другой независимой конфигурацией неровностей. Таким образом, временной процесс отрыва определяется статистическими параметрами поверхности и потока, в частности u_* , z_0 , кривизной неровностей r и расстоянием между ними a , распределением частиц по размерам и ее параметрами \bar{d} , d_m , σ_{geom} , а также их формой и плотностью.

В однонаправленном течении положение частицы относительно неровностей определяет возможность ее отрыва. Возможности вращения определяются только конфигурацией неровностей. Условие отрыва становится сравнительно простым. В турбулентном потоке существуют флуктуации скорости в различных направлениях. Там оказываются флуктуирующие гидродинамические силы, которые также играют важную роль в отрыве частицы. Там возможности вращения определяются не только конфигурацией неровностей, но также величинами и направлениями флуктуирующих сил. Это делает отрыв частицы более сложным.

Поскольку размер частицы и условия потока обычно известны, учет шероховатости оказывается скорее более сложным делом. Ресуспензия, протекающая в природных условиях, где подстилающая поверхность всегда неоднородна, а метеоусловия крайне изменчивы, зависит от большего числа факторов, влияющих на ее протекание. Это значительно усложняет исследования этого процесса в натуральных условиях. Тем не менее лабораторные

исследования очень важны для более глубокого понимания процесса ресуспензии и правильного выбора направления изучения его в природных условиях.

В настоящее время для ответа на основные практические вопросы необходимо знание следующих характеристик частиц аэрозоля, среды и ряда интегральных параметров, представленных ниже.

Данные, необходимые для расчета характеристик аэрозоля

Для перераспределения загрязнения:	Для ингаляционной дозы:
Плотность выпадений	Объемная активность
Объемная активность	Плотность выпадений
Мощность эмиссии	<i>Коэффициент ресуспензии</i>
<i>Скорость ресуспензии</i>	<i>АМАД и СКО*</i>
<i>Скорость сухого осаждения</i>	Класс растворимости
Функция распределения активности по размерам частиц аэрозоля	

* *АМАД и СКО* - активностный медианный аэродинамический диаметр и среднеквадратическое отклонение.

Все характеристики, кроме отмеченных курсивом, в принципе могут быть измерены непосредственно в опыте. Характеристики, отмеченные курсивом являются интегральными параметрами, использование которых удобно на практике, когда прямые измерения встречаются большие трудности. Несколько различных обзоров было посвящено описанию основных концепций, механизмов и моделей для получения количественных характеристик ресуспензии радиоактивных частиц с поверхностного слоя почвы [2 - 5]. Одним из главных результатов есть то, что коэффициент ресуспензии наиболее часто используется для оценок объемной активности в случаях, когда прямые измерения объемной активности отсутствуют или затруднены. При этом он определяется как отношение объемной активности к плотности загрязнения почвы. При этом предполагается наличие равновесия между поднятым в воздух аэрозолем и его осаждением. Это может наблюдаться в условиях полной однородности загрязнения на однородной территории при стационарных метеорологических условиях.

Чтобы оценить влияние обычно используемых средств наблюдений с учетом пространственно-временной изменчивости объемной активности и плотности загрязнения, представим определение *K* формулой [6]

$$K = \frac{1/T \int q(x, z, y; r, t) dt}{1/S \int c(x, z, d; r, t) dt}, \tag{2}$$

где *T* - период осреднения воздушной концентрации; *S* - средняя площадь отбора проб почвы; *x, y, z* - координаты; *d* - глубина почвы; и *r* - радиус аэрозольных частиц. Функции *q(x, y, z; r, t)* и *c(x, y, d; r, t)* описывают воздушную концентрацию и плотность поверхностного загрязнения почвы соответственно; *c(x, y, d; r, t)* учитывает запас загрязнения в слое почвы глубиной *d*.

Функция *q(x, y, z; r, t)* для воздушной концентрации сильно изменчива во времени, что обусловлено большой подвижностью атмосферы, а значит, и вертикального турбулентного потока радиоактивности. В дополнении к этому на функцию оказывают влияние синоптические процессы над этой территорией и их сезонный ход. Знание физико-химических характеристик аэрозоля является также важным, так как величина *K* прямо зависит от интегральных концентраций, которые зависят и от времени интегрирования, и от функции распределения частиц по размерам. Строго говоря, только часть из функции распределения частиц по размерам будет собрана типичными пробоотборными установками. На практике верхняя граница отсечки размера частиц аэрозоля, как правило, плохо известна.

В идеальном случае время осреднения и пространственное осреднение должны быть сопоставимы. Практически период измерений радиоактивности длится несколько часов или суток. Поверхностная средняя концентрация обычно определяется по данным измерений по пространству чаще всего на небольшой площади вокруг заборника воздуха. Траектория воздушных частиц для типичных периодов забора воздуха может составлять многие километры. В [7, 8] показано, что эффект адвекции от высокозагрязненной территории вверх по ветру может увеличить величины K на два-три порядка величины при измерениях на расстоянии около 14 км от эпицентра загрязненной территории.

По данным работы [6] следует, что осреднение за месячный период времени хорошо сглаживает высокочастотные колебания объемной активности и показывает, что характер процесса ресуспензии в северной части Украины является приблизительно подобным.

Данные, представленные в [6, 8], показывают, что для небольших времен после аварии (около 10 сут) коэффициент ресуспензии превышал величину 10^{-5} м^{-1} ; для последующих дней величина коэффициента ресуспензии была порядка 10^{-6} м^{-1} в Чернобыле, а через три месяца составила 10^{-8} м^{-1} . В этот более поздний период исключением были места с высокой антропогенной активностью около ЧАЭС и вблизи основных дорог с интенсивным движением [14], где величины коэффициента ресуспензии были $10^{-6} - 10^{-7} \text{ м}^{-1}$. После восьми лет величины K были приблизительно равны 10^{-10} м^{-1} .

На рис. 1 за основу взяты данные из [9], полученные в городах Европы в период с июля 1987 по июнь 1988 г. Дополнительно к ним в этих же координатах представлены данные по измерениям в Чернобыле [11], начиная с 1986 г., пляжа в Припяти, площадок в населенных пунктах Заполье, Копачи (30-километровая зона, Украина) [6, 8, 13], Микуличи, Ковали (Беларусь) [13], Ново-Зыбков (Россия) [13], данные из Великобритании (Комптон, Лервик) [9], Германии (Берлин, Неухерберг, Ганновер [13]), Польши (Варшава [13]) и Швеции [16]. Данные Комптона и Лервика показали интервал изменчивости.

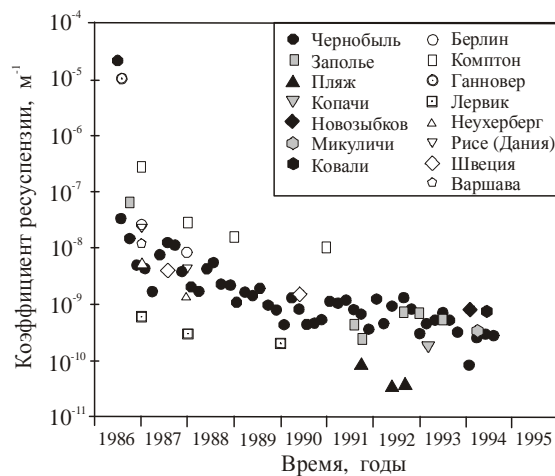


Рис. 1. Обобщенные данные измерений коэффициента ресуспензии в Европе.

Измерения, проведенные с 1986 по конец 1993 г. в различных местах Украины, Беларуси, России, Западной и Центральной Европы дали возможность сравнить их между собой.

Несмотря на различное положение относительно эпицентра аварии и различных уровней загрязнения вокруг этих пунктов измерений, можно отметить подобное поведение коэффициента ресуспензии K со временем для этих мест. Наибольшие различия наблюдались в Чернобыле до момента прекращения техногенной деятельности в городе [6].

Согласно [2, 4], интенсивность ресуспензии определяется как доля загрязнения на земле, которая поднимается в воздух в единицу времени с единичной площади за счет ветра или механического возмущения. Согласно этому определению, интенсивность ресуспензии

выражается соотношением $S = \frac{Q}{c}$, где c - плотность загрязнения радионуклидами подсти-

лающей поверхности, Бк·м⁻². В общем случае для плоского источника с неоднородной поверхностью и плотностью поверхностного загрязнения интенсивность ветрового подъема радионуклидов может зависеть от физических характеристик поверхности и самих радионуклидов, а также пространственных координат x , y , и от времени. Знание интенсивности ресуспензии как функции координат и времени дает возможность описать поле концентрации в какой-либо точке вокруг загрязненной территории с помощью уравнения турбулентной диффузии для точечного или площадного наземного источника.

В результате измерений вертикального профиля объемной концентрации ¹³⁷Cs за трое суток при отсутствии заметного адвективного потока радиоактивности были рассчитаны значения интенсивности ресуспензии в интервале $1,2 \cdot 10^{-9}$ - $1,5 \cdot 10^{-9}$ с⁻¹ для поверхностной плотности загрязнения в 1 см слоя почвы, и в интервале значений $7 \cdot 10^{-11}$ - $9 \cdot 10^{-11}$ с⁻¹ для запаса ¹³⁷Cs в 20-сантиметровом пахотном слое почвы.

В табл. 1 представлены данные интенсивности ресуспензии для различной подстилающей поверхности на загрязненной в результате аварии на ЧАЭС территории Украины в эксклюзивной зоне аварии (в скобках указано удаление измерительных площадок от 4-го блока ЧАЭС), в Брянской области в России. В таблице представлены данные, полученные в Баварии [17] при использовании предположения Слина [18], что в среднем за год потери радионуклидов с подстилающей поверхности равны осадку радионуклидов. Также приведены данные американских исследователей по изучению ресуспензии радиоактивного плутония для разных мест США, резко отличающихся характером подстилающей поверхности и, в частности, почвой.

Таблица 1. Интенсивность ресуспензии (год⁻¹) для различной подстилающей поверхности

Тип поверхности	Место и период измерений	¹⁴⁴ Ce	¹³⁷ Cs	⁹⁵ Zr+ ⁹⁵ Nb
Город	Чернобыль, июнь 1986 г. [15]	$6,3 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^0$	$6,3 \cdot 10^{-1}$
Территория вокруг Чернобыля	Расчет по выпадениям модели [19]	-	май $\sim 10^0$, август $\sim 10^{-2}$	-
Травяное поле	Заполье (14 км)	$9,4 \cdot 10^{-3}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$
Лес	Лес (14-15 км)	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
Песчаный пляж	Припять, сентябрь 1986 г. [7]	$6,3 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^{-2}$
Поле	Припять, 1993 г., Украина [8]	-	$2,5 \cdot 10^{-3}$	-
Песчаный пляж			$2 \cdot 10^{-4}$	
Культивируемое поле	Новозыбковский р-н, Брянская обл., 1992 г. [21]	-	$4,7 \cdot 10^{-2}$ *, $2,8 \cdot 10^{-3}$ **	-
На половину сельская территория	Бавария GSF (Германия), 1987	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
	1997 [17]	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$0,4 \cdot 10^{-4}$
Культивир поле	Южная Каролина [22]			$1,4 \cdot 10^{-4}$
Пустыня Невада	США (старый осадок) [22]	-	-	$0,8 \cdot 10^{-4}$ - $1,5 \cdot 10^{-2}$
Южный Урал	Россия [23]	$1,4 \cdot 10^{-4}$ - $4 \cdot 10^{-2}$		

* Интенсивность ресуспензии при плотности ¹³⁷Cs в 1-сантиметровом слое почвы.

** Интенсивность ресуспензии при запасе ¹³⁷Cs в 20-сантиметровом слое пахотной почвы.

Из данных табл. 1 следует, что со временем происходит ослабление процесса вторичного подъема радиоактивного вещества в приземный слой атмосферы на один-два порядка величины за четыре месяца с учетом характера подстилающей поверхности. В 1986 г. за

метно отличались величины интенсивности ресуспензии в зависимости от удаления и вида подстилающей поверхности. Хорошо видно, что за восемь неполных лет величины интенсивности ресуспензии в Заполье на травяном поле уменьшились на порядок величины, а на пляже Припяти упали на три порядка величины, по-видимому, за счет более быстрой вертикальной миграции в глубь почвы. Данные, полученные в Новозыбковском районе Брянской области, хорошо иллюстрируют зависимость величины интенсивности ресуспензии от вида нормировки вертикального турбулентного потока радиоактивных аэрозолей.

Нормировка на полный запас радионуклидов в почве по этим данным занижала величины интенсивности ресуспензии на порядок величины. Из данных измерений над старым осадком радионуклидов с возрастом от восьми до 20 лет порядок величины интенсивности вне зависимости от вида радионуклида составляет 10^{-4} - 10^{-3} год⁻¹. Иначе говоря, только одна тысячная или одна десятитысячная доля осадка, лежащего в поверхностном слое почвы поднимается в воздух за один год.

Летом 1986 г. была создана постоянная аэрозольная станция близ Заполья [7], где были установлены различные типы заборных устройств. Распределения радиоактивности нуклидов по размерам частиц были получены многокаскадными импакторами ИК (6 каскадов $\approx 40 \text{ м}^3 \cdot \text{ч}^{-1}$) и с 1991 г. РК (6 каскадов $\approx 380 \text{ м}^3 \cdot \text{ч}^{-1}$). Импактор ИП (5 каскадов $\approx 400 \text{ м}^3 \cdot \text{ч}^{-1}$) был установлен в Припяти осенью 1987 г. Экспонированные фильтры анализировались с помощью γ -спектрометра. Предел детектирования был определен как двойная величина фонового значения, который был равен 0,45 Бк/проба для ¹³⁷Cs и 0,03 Бк/проба для ¹⁴⁴Ce (для спрессованных аэрозольных фильтров). Более детальное описание площадок измерений, установок и экспериментов дано в работе [13]. На этих площадках в 30-километровой зоне, различающихся характером почвы и первичным осаждением, импакторные измерения позволили оценить распределения радиоактивности по размерам аэрозоля, а значит, и вклад частиц различных диапазонов в величину общей объемной активности.

Для оценки ретроспективных ингаляционных доз предполагается, что функция распределения радиоактивного аэрозоля имеет форму логнормального распределения. Для того чтобы проверить это предположение, в [24] были вычислены по измерениям 1986 - 1993 гг. первые два статистических момента распределения активности по размерам частиц. Детальный анализ распределения радиоактивности по размерам частиц в координатах $\frac{\Delta N}{N \cdot \Delta \log d}$ и

$\log d$ показал, что может быть выделено пять типов форм распределений (рис. 2). Тип (i) представляет логнормальное распределение с медианным диаметром между 2 - 4 мкм. Типы (ii), (iii) и (v) имеют две моды и являются наиболее повторяющимися распределениями в Заполье (91 % в 88 случаях). Медианы этих бимодальных распределений лежат в следующих интервалах: от около 0,5 мкм и между 10 - 20 мкм (тип ii), между 1 - 2 мкм и 10 - 20 мкм (тип iii), около 4 мкм и между 20 - 30 мкм (тип v). Тип (ii) - особое бимодальное распределение с очень большой долей ингаляционных частиц. Тип (iv) имеет широкий максимум в интервале крупных частиц (медиана около 10 мкм).

Основные характеристики распределения по размерам частиц типа (iv) были отмечены для топливных частиц внутри 10-километровой зоны ЧАЭС другими авторами. Однако интервал размеров частиц, среднего и медианного диаметров зависел от направления переноса первичного радиоактивного облака. В основном интервал медианного диаметра находился от 5 до 55 мкм, размер частиц не превышал 100 мкм. Логнормальное распределение (тип i) наблюдался только три раза в Заполье (около 3 %).

В Припяти тип (iv) наблюдался в большинстве случаев (55 %).

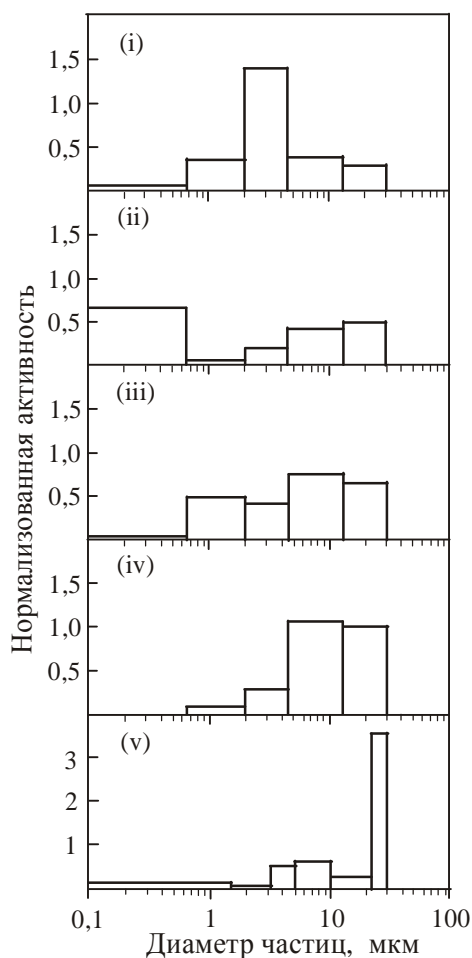


Рис. 2. Пять типов распределения активности в 30-километровой зоне.

Тип (v) наблюдался в 56 %, тип (ii) в 19 %, тип (iii) в 16 % случаев и тип (iv) в 6 % от всех случаев, в Припяти преимущественным был одномодальный тип распределения активности по размерам частиц, так как наблюдения были проведены сравнительно близко к высокозагрязненной области. Для ¹³⁷Cs максимум среднего аэродинамического диаметра находился в интервале от 8 до 12 мкм, а максимум медианного аэродинамического диаметра - от 5 до 10 мкм. Для ¹⁴⁴Ce максимум был между 8 - 12,5 мкм и 6 - 10 мкм соответственно. Особый случай распределения активности по размерам частиц был обнаружен в течение двух периодов наблюдений при лесных пожарах (07 - 30.07.1992 г., 05.08 - 05.09.1992 г.). Основная доля активности была связана с субмикронными частицами с медианными диаметрами 0,28 и 0,5 мкм соответственно [24]. Значительные объемные активности ¹³⁷Cs и ¹⁴⁴Ce были измерены также в период снежного покрова (0,12 - 1,0 мБк·м⁻³). Основными источниками радиоактивных частиц были высокозагрязненные территории, где велись дезактивационные работы. Вторым потенциальным источником - загрязненный лес. В распределении по размерам частиц наблюдалось два максимума: 4 мкм и 20 - 30 мкм (тип v), а также 1 - 2 мкм и 10 - 20 мкм (тип iii). Таким образом, анализ 88 проб аэрозоля показал, что в Заполье бимодальное распределение ¹³⁷Cs наблюдалось в 91 % от всех случаев и было сформировано двумя процессами: ресуспензией и адвективным переносом радиоактивного аэрозоля из высокозагрязненных территорий.

Как правило, эмпирические модели ограничиваются описанием временной зависимости *K*, что дает возможность оценивать временной ход объемной активности для локальной территории, где были получены данные измерений. Одной из первых эмпирических моделей была модель, описывающая временную зависимость *K* экспоненциальной функцией [3]. Другая простая модель [5] дана формулой

$$K(t) = K(0) \exp(-\lambda^{-1} \sqrt{t}) m^{-1} + 10^{-9} m^{-1}. \tag{3}$$

Второй член уравнения (3) был оценен на основе 17-летних данных наблюдений плутония в воздухе с начальным значением *K*(0), равным 10⁻⁴ м⁻¹ [5].

Аналогичная формула для *K* была также представлена Линсли в [3]:

$$K(t) = 10^{-6} \exp(-0,01t) m^{-1} + 10^{-9} m^{-1}, \tag{4}$$

где *t* - время в сутках, а начальное величина *K* была выбрана, учитывая относительно влажный климат Великобритании. Используя эту формулу, величина фона *K* достигалась за два года. Таким образом, видно, что все эти выражения являются интерполяционными формулами, описывающими переходный процесс от высокого начального уровня коэффициента ресуспензии до его фонового значения.

В отличие от выражений (3) - (4) другое выражение, которое не имеет уровень фонового значения для *K*, представлено в [10]:

$$K(t) = 1,2 \cdot 10^{-6} t^{-1} m^{-1}, \tag{5}$$

где время *t* дано в сутках.

В выражениях (3) - (5) главная неопределенность связана с выбором начального значения коэффициента ресуспензии, который может меняться от 10^{-6} до 10^{-4} м^{-1} в течение первых 10 сут. Второй источник неопределенности связан с различной величиной скорости уменьшения K . Временные масштабы в выражениях (3) - (5) могут меняться на два-три порядка величины. Одной из причин ошибок в оценке K с помощью уравнений (3) - (4) может быть величина фона при расчетах для очень большого периода времени после начального момента времени.

Сравнение среднегодовых значений коэффициента ресуспензии, определенное по эмпирическим данным и вычисленное по моделям, показано в табл. 2 [12].

Таблица 2. Среднегодовые коэффициенты ресуспензии K для ^{137}Cs , измеренные в Чернобыле в 1986 (после 20 мая) и 1987 - 1991 гг., сравненные с модельными вычислениями*

Год	Измеренные K , 10^7 м^{-1}			Вычисленные K , 10^7 м^{-1}			Вычисленные/измеренные		
	Нижний предел	Средняя величина	Верхний предел	K_{Gar}	K_{Hoet}	K_{Lin}	$K_{\text{Gar}}/K_{\text{exp}}$	$K_{\text{Hoet}}/K_{\text{exp}}$	$K_{\text{Lin}}/K_{\text{exp}}$
1986	0,053	0,330	0,830	0,270	0,510	3,90	0,82	1,54	11,8
1987	0,013	0,082	0,170	0,030	0,042	0,27	0,36	0,51	3,30
1988	0,004	0,032	0,070	0,014	0,021	0,016	0,44	0,66	0,50
1989	0,002	0,014	0,034	0,010	0,014	0,010	0,71	1,00	0,71
1990	0,0008	0,006	0,015	0,008	0,010	0,010	1,33	1,66	1,66
1991	0,001	0,008	0,018	0,006	0,008	0,010	0,75	1,00	1,25

* K_{Gar} - вычисленные по модели [9], K_{Hoet} - вычисленные по модели [10],
 K_{Lin} - вычисленные по модели [3], K_{exp} - полученные по экспериментальным данным [8].

Таблица также показывает нижний и верхний предел K с 1986 по 1991 г. и отношение вычисленных величин к экспериментальным K . Модель [10], полученная по измерениям в Неухерберге (Германия) после Чернобыльской аварии, согласуются с данными лучшим образом. Вычисленные величины K по модели [3] являются консервативными, особенно в первые два года. Если вычисленные значения сравниваются с верхними пределами измеренных величин, что важно на практике, данные моделей [3] и [9] являются ниже, чем верхние пределы K , в два или три раза. В табл. 3 сравнены данные моделей K с экспериментальными данными за короткий период наблюдений, полученными в различных точках 30-километровой зоны. Концентрации в воздухе и выпадения на подстилающую поверхность восьми радионуклидов были измерены в 10 точках в течение 14 - 17 сентября 1986 г. [7]. Вычисленные коэффициенты ресуспензии были в интервале величин от $6 \cdot 10^{-9}$ до $3 \cdot 10^{-6} \text{ м}^{-1}$. Хорошо видно, что для 14 - 17 сентября 1986 г. недооценка значений коэффициента ресуспензии по моделям [9, 10] достигала одного порядка величины.

Представленные данные концентрируются на оценке K с помощью моделей, которые широко используются на практике, все из них являются эмпирическими моделями. В большинстве случаев используется предположение, что относительное уменьшение коэффициента ресуспензии $(\frac{1}{K} \cdot \frac{dK}{dt})$ является постоянным, что определяет экспоненциальную зависимость K от времени. Реальные процессы более сложны, и это ведет к использованию нескольких экспонент (например, формула NRPB/CEA) с новыми временными масштабами без понимания, какие физические процессы они обуславливают. При использовании обратной зависимости коэффициента ресуспензии от времени требуется меньше подгоночных параметров. Однако выбор начальной величины коэффициента ресуспензии также является субъективным. Фоновый член в формулах ведет к ошибкам при оценке $K(t)$ при больших величинах времени. Подходы, использующие интенсивность ресуспензии и модели переноса, расширили возможности для описания неоднородных ситуаций, когда имеются высокозагрязненные пятна по соседству с населенными пунктами.

Таблица 3. Сравнение рассчитанных K с экспериментально определенными после Чернобыльской аварии [7, 8]

Модель/данные	$K, \text{ м}^{-1}$ $t = 117$ сут (14 - 17 сентября 1986 г.)	$K, \text{ м}^{-1}$ $t = 1957$ сут (25 сентября 1991 г.)
[3]	$31 \cdot 10^{-8}$	$10 \cdot 10^{-10}$
[9]	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$6,1 \cdot 10^{-10}$
[10]	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-10}$
Эксперимент	$^{137}\text{Cs}^*$: $(17 \pm 19) \cdot 10^{-8}$ ^{106}Ru : $(23 \pm 16) \cdot 10^{-8}$ ^{144}Ce : $(19 \pm 24) \cdot 10^{-8}$ ^{95}Zr : $(20 \pm 23) \cdot 10^{-8}$	Первая точка: ^{137}Cs : $(4,3 \pm 2,2) \cdot 10^{-10}$ Вторая точка: $^{137}\text{Cs}^{**}$: $(2,4 \pm 1,0) \cdot 10^{-10}$

* Среднее по 10 точкам за трое суток.

** Среднее по шести точкам за одни сутки.

В целом эмпирические модели имеют ограничения по их использованию:

1. Использование одной из этих моделей для новой ситуации может привести к ошибкам от трех до четырех порядков величины, если не имеется априори информации о процессе ресуспензии в новых условиях.

2. Модели не учитывают факта, что реальные процессы имеют как детерминистическую, так и стохастическую компоненту, не дают научной основы для выбора периода осреднения и понимания временных пределов использования и применения их на практике.

3. Модели не учитывают сезонный ход метеорологических условий.

Сравнение эмпирических данных для долгопериодных коэффициентов ресуспензии с нормированными оценками моделей для $K(t)$ показывают, что модели в виде обратной степенной функции лучше отражают действительность, но при экстраполяции модели не больше шести лет [13].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ziskind G., Fichman M., Gutfinger C. Resuspension of particulaes from surfaces to turbulent flows - Review and analysis // J. Aerosol Sci. - 1995. - Vol. 51, No. 4. - P. 613 - 644.
2. Healy J.W. Review of resuspension models: Transuranic Elements in the Environment / Hanson W.C., Editor. - DOE/TIC-22800, U.S. Department of Energy, 1980. - P. 209 - 235.
3. Linsley G.S. Resuspension of the Transuranium Elements: A Review of Existing Data. - United Kingdom, Harwell: National Radiological Protection Board, 1978.
4. Nicholson K.W. A review of particle resuspension // Atmospheric Environment. - 1988. - Vol. 12. - P. 2639 - 2651.
5. Smith W.J., Whicker F.W. and H.R. Meyer Review and Categorization of Saltation, Suspension, and Resuspension Models // Nuclear Safety. - 1982. - Vol. 23, No. 6. - P. 685 - 699.
6. Garger E.K., Hofman F.O., Thiessen K.M. Uncertainty of the long-term resuspension factor // Atmos. Environ. - 1997. - Vol. 31. - P. 1647 - 1656.
7. Гаргер Е.К., Жуков Г.П., Седунов Ю.С. Оценка параметров ветрового подъема радионуклидов в зоне Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. - 1990. - № 1. - С. 5 - 10.
8. Garger E.K. Air concentrations of radionuclides in the vicinity of Chernobyl and effects of resuspension // J. Aerosol Sci. - 1994. - Vol. 25. - P. 745 - 753.
9. Garland J.A., Pomeroy I.R. Resuspension of fall-out material following the Chernobyl accident // J. Aerosol Science. - 1994. - Vol. 25, No. 5. - P. 793 - 806.
10. Hoetzl H., Rosner G., Wincler R. Sources of present Chernobyl derived cesium concentrations in surface air and deposition samples // Sci. Total Envir. - 1992. - Vol. 119. - P. 231 - 242.

11. *Garger E.K., Kashpur V., Belov G. et al.* Measurement of resuspended aerosol in the Chernobyl area. Part I: Discussion of instrumentation and uncertainty of measurement // *Radiation and Environmental Biophysics.* - 1997. - Vol. 36. - P. 139 - 148.
12. *Garger E.K., Anspaugh L.R., Shinn J.H., Hoffman F.O.* A test of resuspension-factor models against chernobyl data // *Proceedings of an international symposium on environmental impact of radioactive releases organized by the IAEA, Vienna, 1995.* - P. 369 - 276.
13. *Holander W., Garger E. (eds)* Contamination of surfaces by resuspended material. Experimental collaboration project no. 1. Final report. - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, EUR 16527, 1996.
14. *Бондаренко О.А., Гаргер Е.К., Гирый В.А. и др.* Пространственно-временная изменчивость концентрации и осаждения радионуклидов в 30 км зоне ЧАЭС // *Тр. I Всесоюз. конф. «Радиационные аспекты Чернобыльской аварии», июнь 1988 г., т. 1.* - Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993.
15. *Vintersved I., Arntsing R., Bjurman B. et al.* Resuspension of radioactive caesium from Chernobyl accident / In: Moberg L. (ed) *The Chernobyl fallout in Sweden.* - Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1991. - P. 85 - 106.
16. *Rosner G., Wincler R.* Long-term variation (1986 - 1998) of post - Chernobyl ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu and $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations in air, depositions to ground, resuspension factors and resuspension rates in south Germany // *The Science of the Total Environment.* - 2001. - Vol. 273. - P. 11 - 25.
17. *Slinn W.G.N.* Parametrizations for Resuspension and for Wet and Dry Deposition of Particles and Gases for use in Radiation Dose Calculations // *Nucl. Saf.* - 1978. - Vol. 19, No. 2. - P. 205 - 219.
18. *Махонько К.П.* Оценка изменения со временем коэффициента ветрового подъема цезия-137 с поверхности земли после чернобыльской аварии // *Радиационные аспекты Чернобыльской аварии / Под ред. Ю. А. Израэля, Т. 1.* - С.П.: Гидрометиздат, 1993. - С. 289 - 294.
19. *Беляев С.П., Сурнин В.А.* Оценки ветрового подъема радиоактивной пыли в г. Чернобыле в июне 1986 г. // *Тр. ИЭМ.* - 1991. - Вып. 20 (153). - С. 133 - 140.
20. *Найденов А.В., Лукоянов Н.Ф.* Экспериментальные оценки вертикальных потоков и интенсивности ветрового подъема радиоактивной пыли над загрязненным культивируемым полем // *Там же.* - 1994. - Вып. 57 (159). - С. 17 - 27.
21. *Shin J.H., Homan D.N., Don D.G.* Plutonium aerosol fluxes and pulmonary exposure rates during resuspension from bare soils near a chemical separation facility // *V/2 Proceeding of the Fourth International Conference, Santa Monica, California, 29 November - 3 December 1982.* - P. 1131 - 1143.
22. *Makhon`ko K.P., Robotnova F.A.* Resuspension and radioactive fallout from soil surface and particulate contamination of vegetative cover // *Pure Appl. Geophys.* - 1982. - Vol. 120. - P. 54 - 66.
23. *Garger E.K., Kashpur V., Paretzke H.G., Tschiersch J.* Measurement of resuspended aerosol in the Chernobyl area. Part II: Size distribution of radioactive particles // *Radiat. Environ. Biophys.* - 1998. - Vol. 36. - P. 275 - 238.

Поступила в редакцию 15.09.08

ВІТРОВИЙ ПІДЙОМ РАДІОАКТИВНОГО АЕРОЗОЛЮ

Є. К. Гаргер

Представлено результати вимірювань інтегральних характеристик процесу вторинного підйому радіоактивних частинок, функцій розподілу об'ємної активності по розмірам частинок при різноманітних метеорологічних умовах у приземному шарі атмосфери. Узагальнено дані про коефіцієнт ресуспензії та інтенсивність ресуспензії, верифіковано розрахункові методи інтегральних параметрів ресуспензії, найбільш часто використовувані на практиці.

WIND'S RESUSPENSION OF RADIOACTIVE AEROSOL

E. K. Garger

The measurements of the resuspension rate and factor, functions of distributions of the volume activity on size of particles are systemized for different meteorological conditions in the surface layer of the atmosphere. Data of the resuspension factor and resuspension rate are generalized, the calculation practical methods of the integral resuspension parameters are verified.

Уважаемая Людмила Николаевна, я сделал ряд сокращений текста, т.к. увидел повторы и необязательные заключения. Статья готова к публикации. Е.К. Гаргер