

ОЦЕНКИ ПЕРВИЧНОГО ВЫБРОСА ИЗ АВАРИЙНОГО БЛОКА ЧАЭС С ПОМОЩЬЮ МОДЕЛИРОВАНИЯ АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА (ОБЗОР)

Н. Н. Талерко, Е. К. Гаргер

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киев

Рассмотрены подходы к проблеме оценки количества выбросов основных радионуклидов из аварийного блока ЧАЭС с помощью математического моделирования атмосферного переноса. Обсуждаются результаты восстановления динамики выхода и общей активности ^{137}Cs и ^{131}I в начальный период аварии, особенности моделирования для различных пространственных масштабов и проблемы использования моделей атмосферного переноса для оценок последствий аварийных выбросов из АЭС.

Введение

Масштабы Чернобыльской катастрофы обусловили необходимость достоверной оценки величины радиоактивного загрязнения воздуха, почвы, растительности на расстояниях от ЧАЭС в очень широком интервале от сотен метров до тысяч километров. Громадный объем прямых измерений дал возможность восстановить поля выпадений основных чернобыльских нуклидов в пределах десятков километров от места аварии только спустя несколько месяцев. Для получения же полной картины радиоактивного загрязнения всей земной поверхности потребовалось несколько лет. В такой ситуации методы математического моделирования распространения радиоактивных выбросов в атмосфере и их осаждения на подстилающую поверхность оказываются важным инструментом для оценки последствий радиационной аварии. Они должны решать следующие основные практические задачи:

1) оперативный прогноз распространения выброса и оценка величины радиоактивного загрязнения окружающей среды для организации радиологической разведки во время ранней фазы аварии;

2) восстановление параметров выброса с использованием данных измерений на местности путем решения обратной задачи распространения радиоактивности в атмосфере;

3) реконструкция полей выпадений и динамики объемной активности короткоживущих нуклидов в начальный период аварии (что особенно важно для ретроспективной дозиметрии населения пострадавших регионов).

В последующем данные радиологических и метеорологических измерений могут быть использованы для верификации моделей атмосферного переноса и выработки рекомендаций по усовершенствованию имеющихся или разработке новых моделей.

Настоящий обзор посвящен сравнению результатов использования моделей атмосферного переноса для оценок интегральной величины выброса основных чернобыльских радионуклидов и изменения его интенсивности во времени в начальный период аварии. Параметризация других характеристик источника (начальное распределение выброса по высоте, максимальная высота выброса, распределение аэрозольных частиц по размерам), а также вопросы, связанные с использованием и интерпретацией входной метеорологической информации, будут рассмотрены в отдельной статье.

Классификация моделей

В связи со сказанным модели распространения аварийных радиоактивных выбросов в атмосфере могут быть классифицированы по двум главным признакам:

а) пространственный масштаб задачи, который определяется классом аварии: локальный (до 20 км) – мезомасштаб (от 20 до 200 км) – региональный масштаб (от 200 до 2000 км) – трансграничный масштаб (2000 км и более) [1];

б) детальность описания физических процессов переноса нуклидов и связанная с ней степень сложности используемых математических алгоритмов. Для расчетов распростра-

нения в атмосфере радиоактивных выбросов используется широкий спектр подходов: от применения простейших методов расчета траекторий переноса радиоактивного облака, позволяющих оценить направление распространения выброса и сделать полуколичественную оценку последствий [2] и вплоть до расчетов по численным трехмерным моделям турбулентной диффузии [3].

В ближней зоне источника выброса (локальный масштаб) оценки загрязнения приземного воздуха и подстилающей поверхности преимущественно проводятся с помощью модели гауссовой струи [4]. Однако пределы ее применимости ограничены расстояниями 10 - 20 км от источника, поскольку модель предполагает стационарность и горизонтальную однородность метеорологических условий, стационарность источника выброса (непрерывного или конечного времени действия), горизонтальную однородность подстилающей поверхности. Для описания дальнего переноса примеси (на расстояния порядка тысячи и более километров) преимущественно используются упрощенные модели, с помощью которых можно получить осредненные по пространству характеристики загрязнения атмосферы.

Промежуточными по рассматриваемому масштабу и наиболее сложными для моделирования являются процессы диффузии примеси на расстояниях порядка десятков и сотен километров, т.е. масштабов по пространству, где не проводятся аэросиноптические измерения и в то же время наблюдаются все особые метеорологические явления.

Это связано с тем, что мезомасштабная модель должна учитывать суточный ход изменчивости турбулентности в пограничном слое атмосферы, орографические и термические неоднородности подстилающей поверхности и т.п. Ее особенностью является, с одной стороны, необходимость детального и корректного описания основных физических процессов, определяющих картину распространения и осаждения примеси на таких масштабах, а с другой - необходимость достижения разумного компромисса с вычислительными возможностями.

На момент аварии на ЧАЭС на вооружении служб, отвечающих за оценку последствий аварийных выбросов из объектов атомной энергетики, оперативно используемых мезомасштабных моделей атмосферного переноса практически не было не только в СССР, но и во всем мире (исключение – система ARAC в США [5]). Это можно объяснить не только указанной сложностью физического описания процессов рассеяния примеси и ее взаимодействия с подстилающей поверхностью для этого масштаба, а также мощностью компьютерной техники на тот период, недостаточной для оперативного использования таких моделей в режиме реального времени. Причина и в том, что большинство специалистов в области радиационной безопасности не видело особой необходимости в их практической эксплуатации, поскольку вероятность реализации радиационной аварии, которая привела бы к радиоактивному загрязнению территорий на удалении сотен километров от источника, предполагалась очень малой. Авария на ЧАЭС в 1986 г. показала необходимость радикально пересмотреть взгляд на эту проблему атомной энергетики.

Информация о суммарном выбросе и его динамике

Первые расчеты распространения чернобыльского выброса в атмосфере столкнулись со значительной неопределенностью либо практически полным отсутствием достоверных данных о большинстве параметров источника выброса, что, по-видимому, характерно для любой крупной радиационной аварии. Как пример можно привести вопрос о соотношении различных форм радиоактивного йода в чернобыльском выбросе.

Среди основных характеристик источника определяющую роль играют прежде всего характер выброса по длительности (приводящий к формированию облака или струи), суммарная активность выброса (для кратковременного источника) или динамика интенсивности выброса (для длительного источника), фазовый и изотопный состав выброса, параметры распределения аэрозольных частиц по размерам, начальная высота выброса.

Оценка выброса из аварийного блока ЧАЭС проводилась тремя независимыми методами [6]: 1) по данным измерений объемной активности нуклидов непосредственно над реактором; 2) восстановление выброса по данным измерений выпадений на различных территориях после окончания активной стадии аварии; 3) сравнение расчетов накопления нуклидов в активной зоне перед аварией с оценками их количества в объекте «Укрытие». Отметим, что первый метод использовал данные несистематически проводившегося самолетного и вертолетного отбора проб над реактором, что, как показано в [7], приводит к неопределенности оценок в три порядка величины.

Для ^{137}Cs первая оценка была проведена на основании достаточно ограниченного объема данных измерений поля выпадений и составила 37 ПБк $\pm 50\%$ (13 % наработки в реакторе) [8]. Позднее на основании большего объема фактической информации эта оценка повысилась до 25 - 40 %. Отметим, что достаточно хорошее совпадение суммарного выброса ^{137}Cs дают различные подходы: как основанные на анализе процессов, происходивших в реакторе - 66 ПБк [6], 85 ± 26 ПБк [9], 85 ПБк [10], так и использующие моделирование атмосферного переноса цезия. В последнем случае использовались различные модели, разные наборы данных измерений выпадений цезия и, наконец, реконструкция проводилась для различных пространственных масштабов. Тем не менее результаты таких работ согласуются между собой: оценка выброса ^{137}Cs составила 89 ПБк в [11] (для восстановления источника учитывались выпадения по всему земному шару), 74 ПБк [12] (реконструкция по полю выпадений только в пределах 100 км от источника), 89 ПБк [13] (территория Европейской части СССР), 72 ПБк [14] (по данным выпадений на территории Украины).

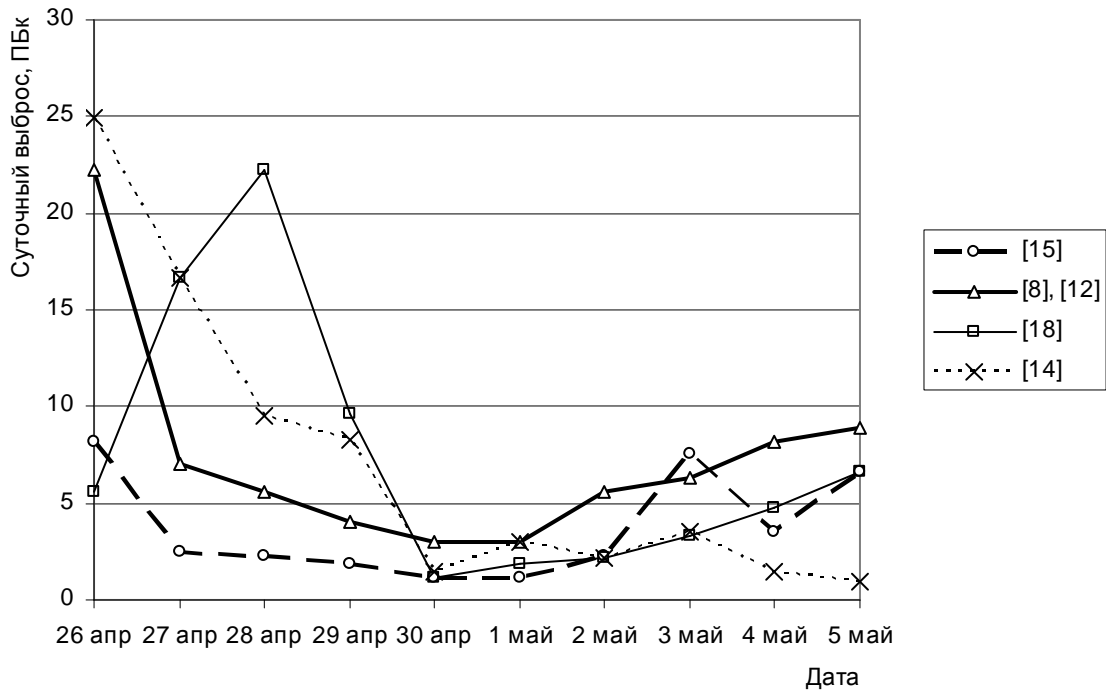
Такая согласованность результатов является следствием того, что для восстановления суммарного выброса цезия выполняется фактически интегрирование результатов расчетов выпадений по всей рассматриваемой территории. Поэтому даже при расхождении результатов моделирования и фактических данных о загрязнении почвы по отдельным территориям интегральные оценки оказываются достаточно хорошими. При этом, чем большая площадь поля выпадений учитывается (в идеале – весь земной шар), тем более простыми могут быть используемые для этого модели атмосферного переноса, менее существенным становится влияние остальных характеристик источника (дисперсность частиц, высота выброса), и тем более точной оказывается интегральная оценка выброса. В [11] указывается, что если для первой оценки [8] учесть корректирующий множитель, учитывающий выпадения цезия не только на территории СССР, но и по всему земному шару, то окончательный результат 86 ПБк превосходно совпадает с результатом [11].

Таким образом, согласно [11], оценки суммарной активности выброса ^{137}Cs (выполненные различными авторами и с использованием различных подходов) могут рассматриваться как достаточно надежные с погрешностью около 20 %.

Очевидно, что для понимания процессов, происходивших в аварийном реакторе, а также для всесторонней оценки последствий аварии для окружающей среды, необходимо знать не только общее количество, но и динамику выбросов на начальной стадии аварии.

Первый сценарий динамики радиоактивного выброса ^{137}Cs из 4-го блока ЧАЭС в начальный период аварии был приведен в [8] (показан на рисунке с учетом позднейшего пересмотра общей активности выброса в [12]) и предполагал два максимума интенсивности выброса - 26 апреля и 5 мая. В [15] этот же сценарий был представлен в скорректированном виде, где второй максимум выброса ^{137}Cs приходился на 3 мая. В ряде первых работ по моделированию атмосферного переноса оценки суточных выбросов цезия согласно одной из указанных версий использовались для задания параметров источника без изменений (например, [16] и [3] соответственно). В [17] используется динамика суточных выбросов ^{137}Cs по оценкам Агентства по атомной энергии Франции, близкая к сценарию [8].

По мере уточнения фактического поля выпадений цезия появились работы, в которых на основе этих данных и путем решения обратной задачи атмосферного переноса восстанавливалась динамика выброса в течение первых дней аварии. В значительной мере такая рабо-



Различные сценарии суточных выбросов ^{137}Cs из аварийного реактора ЧАЭС.

та стала возможной благодаря тому, что в начальный период аварии метеорологические условия распространения радиоактивного выброса из ЧАЭС существенно менялись [12, 13]. В этом случае с помощью моделирования можно пытаться установить связь интенсивности радиоактивных выпадений на отдельных территориях с интенсивностью выброса в течение некоторых интервалов.

В [18] на основе результатов восстановления выброса по данным измерений количества гамма-радиоактивных продуктов на следах выпадений был предложена иная версия динамики выброса. В ней максимум интенсивности выброса приходился на третий день аварии 28 апреля, а качественный ход изменения активности выброса в последующие дни остался неизменным (см. рисунок). В реконструкции интенсивности выброса ^{137}Cs , приведенной в [13], максимум приходится на вторую половину 27 апреля. Динамика суточного выброса цезия, полученная в [14], качественно подобна сценарию [15] (максимумы 26 апреля и 3 мая), однако существенно выше вклад выбросов в первые четыре дня и уменьшена оценка выбросов в последующий период, в особенности 5 мая.

Из общего количества работ выделяется [19], в которой при моделировании предполагалось наличие двух дополнительных «поздних» периодов интенсивных выбросов из ЧАЭС в течение 7 - 10 и 15 - 19 мая 1986 г. Такая гипотеза основывалась на данных измерений в нижнем слое атмосферы, которые показывают значительное (до одного порядка) увеличение объемной активности большинства основных чернобыльских нуклидов в эти периоды [7, 9]. Действительно, такие данные получены независимыми измерениями как над реактором, так и на различных удалениях от него (в частности, в Киеве и Вильнюсе). Однако объяснить их «свежими» выбросами из ЧАЭС не представляется возможным. В частности, согласно метеорологическим данным, в период 16 - 18 мая в районе расположения ЧАЭС преобладало северное и северо-восточное направление переноса. Поэтому причину зафиксированного в Киеве увеличения концентрации ^{131}I в приземном воздухе 17 мая, по нашему мнению, следует искать в другом. Одной из вероятных причин вторичных пиков объемной активности чернобыльских радионуклидов может быть их миграция из более высоких слоев атмосферы, куда они были заброшены в первые дни аварии [7, 11].

В целом разброс результатов оценок суточных выбросов значительно выше по сравнению с суммарным и для отдельных суток может достигать порядка (см. рисунок). Это свидетельствует о значительно большей чувствительности результатов не только к особенностям самих моделей, но и к рассматриваемому пространственному масштабу, использованной входной метеорологической информации и, наконец, к составу и качеству используемых для восстановления источника данных о выпадениях радиоцезия. По этой причине крайне сложно сравнивать результаты работ по атмосферному моделированию как между собой, так и с независимыми оценками. К сожалению, на их основе практически невозможно установить истинные параметры выброса. Скорее можно говорить об определении в каждой такой работе характеристик некоторого «модельного» источника, который с наилучшим приближением описывает процесс распространения и осаждения радиоактивности при указанных выше параметрах рассматриваемой задачи и используемой входной информации. Тем не менее такой подход позволяет восстановить многие закономерности как динамики самого выброса, так и формирования полей радиоактивного загрязнения на различных удалениях от источника.

Для ^{131}I разброс различных оценок полной выброшенной активности значительно выше. При этом достаточно ограничены по сравнению с цезием результаты измерений активности йода в воздухе и почве, необходимые для реконструкции его выброса. Поэтому практически все оценки суммарного выброса ^{131}I (в том числе и используемые в работах по моделированию атмосферного переноса) используют значения его полного выброса, основанные на оценках наработки в реакторе и доли, выброшенной в атмосферу. Первоначальная оценка, исходящая из значения наработки, равного 1300 ПБк (в пересчете на 6 мая) и 25 % выхода в атмосферу, составила 480 ПБк [8]. В дальнейшем она выросла до 1760 ПБк (55 % выброшенной активности из 3200 ПБк, находившейся в реакторе) [20]. Разумность последнего значения подтверждается и приведенными в [6] результатами оценок с использованием измерений долгоживущего ^{129}I в объекте «Укрытие».

По той же причине недостатка необходимого количества данных прямых измерений практически отсутствуют работы, использующие для восстановления суточных выбросов йода метод решения обратной задачи атмосферного переноса. Почти все работы по моделированию распространения радиойода в атмосфере задают динамику выброса ^{131}I , используя некоторый сценарий выбросов ^{137}Cs , заданное соотношение между активностями этих изотопов в чернобыльском выбросе и модифицируя выбранный сценарий с учетом радиоактивного распада йода и наличия не только аэрозольной, но и газообразных его фракций. Поэтому у одних и тех же авторов качественный ход динамики выброса ^{131}I и ^{137}Cs подобен (таблица). В ней приведены первая оценка [8] 4-го сценария работ по моделированию атмосферного переноса [3, 13, 18, 21] и сценарий UNSCEAR [20].

Различные сценарии суточных выбросов ^{131}I из ЧАЭС, ПБк

Дата	[8]	[18]	[3]	[13]	[21]	[20]
26.04	192	33	149	241	339	704
27.04	56	111	46	70	227	204
28.04	41	152	42	32	130	150
29.04	28	54	33	23	113	102
30.04	19	11	20	26	23	69
1.05	17	11	20		45	62
2.05	28	15	42		29	102
3.05	30	21	136		45	107
4.05	35	31	64		16	130
5.05	36	44	120		9	130
Полный выброс	480	482	670	392 (в течение первых 5 дней, газообразная фракция)	975	1760

Для ^{131}I наиболее достоверным сценарием выброса в начальный период может рассматриваться приведенный в [20]. Отметим, что по сравнению с ним все сценарии, основанные на восстановлении параметров источника путем решения обратной задачи моделирования атмосферного переноса, дают значительно меньшие значения выброса. Такие различия наибольшие для оценок выброса в течение первого дня 26 апреля (табл. 1). Возможная причина в том, что большая часть работ по моделированию использовала имевшиеся данные измерений активности в почве и воздухе для реконструкции параметров источника. Однако следует учесть, что радиоактивное загрязнение приземного воздуха и почвы на мезо- и локальном масштабах в течение первых дней аварии формировалось за счет не полного радиоактивного выброса из аварийного блока, а только той его части, которая попала в нижнюю часть атмосферы. С другой стороны, остальная часть активности могла подниматься на высоты до нескольких километров [22] и не участвовать в формировании радиоактивного загрязнения нижних слоев атмосферы вблизи источника. Поэтому эта разница между полной активностью выброса в [20] и других работ может рассматриваться как оценка части активности, попавшей в тропосферу и нижнюю стратосферу.

Результаты моделирования чернобыльского выброса

Работы по моделированию атмосферного переноса чернобыльского выброса можно условно разделить по нескольким критериям.

1. *Рассматриваемые масштабы задачи переноса* (в соответствии с сказанным во введении): а) дальний перенос радиоактивности; б) моделирование на мезо- и региональном масштабах; в) расчеты радиоактивного загрязнения ближней зоны ЧАЭС. Для каждого из масштабов использовались различные модели и в значительной мере отличающаяся по структуре входная информация о характеристиках источника и метеопараметрах.

2. *Рассматриваемые нуклиды*. Большинство работ посвящено моделированию летучих ^{137}Cs и ^{131}I , за исключением расчетов для ближней зоны ЧАЭС, а также оценок переноса "горячих" частиц на большие расстояния [23].

3. *Подход к заданию параметров источника*. В данной статье основное внимание уделяется только проблеме определения выброса выбранного нуклида и его динамики при моделировании. С этой точки зрения можно выделить использование изначально заданных сценариев выброса (заимствованных из других публикаций), и собственные реконструкции, основанные на решении обратной задачи атмосферного переноса и использующие данные измерений концентрации радионуклидов в воздухе и их выпадений на разных удалениях от источника. Кроме того, в ряде работ рассчитывались траектории распространения активности из чернобыльского источника единичной мощности, позволяющие диагностировать районы наибольшего радиоактивного загрязнения.

Дальний перенос

Наибольшее количество работ, в особенности зарубежных, посвящено восстановлению картины распространения радиоактивности по территории Европы и по северному полушарию с помощью моделей дальнего переноса примеси. Результаты моделирования показывают удовлетворительное совпадение с данными наблюдений концентрации радионуклидов в воздухе в период прохождения радиоактивного выброса и измерениями радиоактивных выпадений.

В [16] приводятся результаты очень детального метеорологического и синоптического анализа условий переноса радиоактивного выброса на протяжении первых 10 дней аварии над территорией Европы и, в частности, над Великобританией. Траекторный анализ распространения выброса уже в первые дни после аварии позволил рассчитать пути распространения выбросов из ЧАЭС по территории Европы. Позднее для расчетов поля загрязнения воздуха над Великобританией чернобыльскими выбросами была использована

двумерная численная модель, основанная на методе Монте-Карло. Результаты расчетов представлены в виде рисунков полей концентрации в относительных единицах.

В [24] приведены результаты одной из первых попыток описания атмосферного переноса выброса из ЧАЭС над территорией Европы, выполненная с помощью модели MESOS (Великобритания). С использованием сценария выброса [8] было рассчитано поле осадка ^{137}Cs по территории Европы. По данным радиологических измерений, проведенных за пределами СССР, и используя результаты численного моделирования, была проведена ревизия советских оценок величины выброса ^{137}Cs из реактора, причем полученный в [24] результат 39 ПБк достаточно хорошо совпал с оценкой [8] (впоследствии пересмотренной в сторону более чем двукратного увеличения).

В [17] представлены результаты аналогичных расчетов, проведенных с использованием лагранжевой модели, используемой Агентством по атомной энергии Франции. Проведен статистический анализ результатов сравнения расчетных и экспериментальных данных об активности ^{137}Cs в воздухе ряда городов Европы. Особенностью данной работы является включение в расчеты переноса примеси значений синоптической вертикальной составляющей скорости ветра, значение которой рассчитывалось по исходным метеоданным. Как показано в работе, учет крупномасштабных вертикальных движений в слое переноса примеси приводит к тому, что траектории распространения примеси могут подниматься на высоты свыше 5000 м на удалении нескольких тысяч километров от источника.

Первые результаты аналогичного исследования распространения примеси над Европой, выполненные с помощью численной модели EURAD на основе сценария выброса [15], приведены в [3]. Суммарный выброс принимался в моделировании равным 37 ПБк для ^{137}Cs и 670 ПБк для ^{131}I . Рассчитаны зависимости объемной активности ^{137}Cs и ^{131}I от времени для ряда городов Европы и проведено сравнение с данными измерений. Расчетные значения показали удовлетворительное согласие с данными наблюдений в части описания динамики активности нуклидов в начальный период аварии, хотя расхождение в абсолютных значениях для некоторых пунктов измерений могло достигать двух и более порядков.

В [23, 25] проведено моделирование распространения чернобыльского выброса в течение первых двух дней после аварии с использованием атмосферной модели дальнего переноса TRADOS. Построены траектории переноса продуктов выброса, приведшие к радиоактивному загрязнению территории Финляндии. Отличительной особенностью данной работы является попытка количественно объяснить загрязнение Финляндии изотопами ^{95}Zr , ^{141}Ce , ^{144}Ce , содержащимися в крупных аэрозольных частицах топливного происхождения. Наличие в исследованных образцах проб почвы частиц с аэродинамическим диаметром более 20 мкм дало основание авторам работы предположить, что дальний перенос крупных частиц в направлении Финляндии стал возможен благодаря наличию восходящих воздушных потоков в кучевых облаках над территорией Белоруссии днем 26 апреля. Учет атмосферной конвекции при моделировании дальнего переноса аэрозольных частиц позволил получить в [23] удовлетворительное согласие между расчетным полем плотности загрязнения территории Финляндии ^{95}Zr и данными наблюдений.

В [12] сделан обзор ряда зарубежных работ по моделированию распространения выбросов из ЧАЭС. Отметим из них работу [5], в которой была использована имевшаяся в США на момент аварии система ARAC, включавшая в себя, в частности, модели атмосферного переноса PATRIC (полушарная модель) и ADPIC (региональная модель). Были проведены расчеты переноса по территории СССР, Европы, а также над северным полушарием. Показано, что первоначальное облако выброса разделилось на два сегмента: нижняя часть двигалась в направлении Скандинавии, верхняя часть - в юго-восточном направлении с последующим переносом через Азию к Японии, Тихому океану и США. Динамика выхода активности из блока восстанавливалась по данным радиологических измерений ряда стран. Суммарный выброс ^{131}I оценен в 1700 ПБк, ^{137}Cs - 89 ПБк.

В [26] проведено моделирование распространения чернобыльского выброса с помощью комплекса математических моделей, разработанных в НПО “Тайфун” (Обнинск). Использовались региональная модель (диапазон применения - до 2000 км от источника) и трансграничная модель (до 4000 км). Первая из них основана на сочетании лагранжевого и эйлерового подходов к решению задачи атмосферного переноса примеси. С помощью метода частицы рассчитывалась горизонтальная траектория движения примеси и вводилась подвижная в пространстве эйлерова сетка, центр которой смещался вместе с движением облака примеси, а ее размеры определялись текущими размерами облака примеси. С помощью региональной модели осуществлялось восстановление параметров источника путем решения обратной задачи по имеющимся экспериментальным данным о плотности загрязнения территории с использованием некоторой априорной информации о наиболее вероятном дисперсном составе и о возможном распределении источника по высоте. Рассчитано поле выпадений ^{131}I (до 2 мая 1986 г.). Оценка суммарного выброса йода с 26 апреля по 5 мая (в предположении, что с 1 по 6 мая мощность источника оставалась постоянной) составила 480 ПБк. Во второй - трансграничной - модели для расчетов переноса и осаждения использован метод Монте-Карло. На ее основе сделана оценка выноса ^{131}I за пределы СССР, составившая 207 ПБк.

Расчеты радиоактивного загрязнения ближней зоны ЧАЭС

Все работы, посвященные моделированию в ближней зоне ЧАЭС, были направлены на восстановление параметров источника, включая не только оценку динамики выброса, но и определение размеров аэрозольных частиц в выбросе. Прямыми данными измерений, использовавшимися в этом случае, служили как поля выпадений отдельных радионуклидов, так и поле мощности экспозиционной дозы в ближней зоне.

В [18] с помощью кинематической модели рассчитано поле выпадений тяжелой полидисперсной радиоактивной примеси на расстояниях до 100 км. В модели учитывается гравитационное оседание аэрозольных частиц, а турбулентное рассеяние примеси параметризовалось простейшим способом. Получены оценки динамики выброса и параметров распределения аэрозольных частиц в нем.

В [27] изложены результаты моделирования выпадений ^{137}Cs вокруг ЧАЭС в области размером 140×140 км с помощью модели атмосферного переноса примеси, использующей метод Монте-Карло. Модель создана в рамках компьютерной системы поддержки радиоэкологического анализа RECASS, созданной в НПО “Тайфун” для информационного обеспечения задач анализа радиационной обстановки на загрязненных территориях. Расчеты проводились для фиксированных значений размера аэрозольных частиц и начальной высоты подъема примеси. Путем сравнения результатов расчетов поля загрязнения цезием с данными аэрогаммасъемки проведена реконструкция динамики выброса цезия из аварийного блока. Оценка выброса цезия составила около 70 ПБк. Выброс в первые четыре дня аварии, согласно результатам работы, составил более 90 % от суммарного, а последующий период с 30 апреля по 5 мая колебался от 0,75 до 1,5 ПБк в сутки (что находится в противоречии с результатами практически всех остальных реконструкций).

В [13] приведены результаты реконструкции зависимости интенсивности выброса ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239, 240}\text{Pu}$ от времени, проведенные с использованием моделей атмосферного переноса MESO (до 200 км от источника) и региональной модели REGION, разработанных в НПО “Тайфун”. Рассчитаны поля выпадений указанных радионуклидов в 30-километровой зоне ЧАЭС, а также поля выпадений ^{131}I и ^{137}Cs для европейской территории бывшего СССР. Оценка выброса ^{137}Cs учитывала как мелкие, так и крупные частицы и составила 63 ПБк в течение первых шести дней. Оценка йода включала только выброс газообразной фракции в течение первых пяти дней и составила 392 ПБк.

Моделирование на мезо- и региональном масштабах

В [12, 28] рассчитано поле мощности экспозиционной дозы от выпадений на расстояниях до 500 - 700 км от ЧАЭС, полученное с помощью региональной модели атмосферного переноса, разработанной в Институте прикладной геофизики (Москва). Модель состоит из трех блоков: расчета траекторий движения воздушных частиц из района источника; расчета вертикального потока полидисперсной примеси на подстилающую поверхность; вычисления интегральных выпадений в узлах прямоугольной сетки. Перенос рассчитывался по направлению воздушных потоков на уровнях 1000, 925 и 850 гПа в зависимости от высоты источника. Основной целью такого подхода было подобрать параметры заданного априорно логнормального распределения частиц выброса по размерам из условия совпадения рассчитанного и измеренного пространственного поля мощности экспозиционной дозы. Высота выброса, мощность и радионуклидный состав выброса задавались.

В [29] приведены результаты более детального, по сравнению с их предыдущими работами, исследования распространения радиоактивности на основе модели EURAD. Особенностью этой системы является использование в ней мезомасштабной метеорологической модели MM5, разработанной в Пенсильванском университете (США) и используемой для расчетов детальной структуры параметров пограничного слоя атмосферы по стандартной метеорологической информации. Комплекс моделей был применен для расчетов полей объемной активности и выпадений ^{137}Cs и ^{131}I в области 700×800 км с центром в г. Припять. Динамика выброса задавалась согласно [8].

Упомянутая уже модель атмосферного переноса системы RECASS в [19] применена для реконструкции доз внешнего облучения населения загрязненных радионуклидами территорий России. С ее помощью были проведены расчеты переноса и осаждения ^{137}Cs , ^{131}I и ^{144}Ce . Вклад остальных изотопов в мощность дозы оценивался по корреляционным соотношениям. По результатам расчетов были реконструированы зависимости объемной концентрации основных радионуклидов от времени для ряда населенных пунктов Брянской и Калужской областей России.

Расчеты динамики формирования полей радиоактивного загрязнения воздуха и почвы на территории Украины ^{137}Cs [14] и ^{131}I [21] в начальный период аварии выполнены с помощью лагранжево-эйлеровой модели атмосферного переноса LEDI [30]. Проведенное моделирование переноса и выпадений ^{137}Cs показали, что ряд крупномасштабных пятен радиоактивного загрязнения на территории Украины, причину формирования которых не могут объяснить традиционно учитываемые в моделях факторы (в частности, атмосферные осадки, особенности рельефа и др.), мог образоваться вследствие суточного хода параметров пограничного слоя атмосферы в период распространения примеси. В сочетании со спецификой чернобыльского выброса (а именно, значительной начальной высотой подъема радиоактивности) это приводит к формированию локальных пятен радиоактивного осадка на значительных - до 200 - 400 км - расстояниях от источника. Построен детализированный по времени сценарий радиоактивного выброса (см. рисунок, таблицу) и на его основе реконструированы поля загрязнения воздуха и подстилающей поверхности ^{131}I . Результатом такой работы стали расчетная база данных о среднесуточных объемных активностях ^{131}I и ^{137}Cs в населенных пунктах Украины, которая была использована с целью реконструкции доз облучения щитовидной железы населения Украины. Выброс ^{137}Cs оценен равным 72 ПБк, а ^{131}I - 975 ПБк.

Заключение

1. Результаты восстановления общего количества ^{137}Cs методом решения обратной задачи атмосферного переноса достаточно хорошо совпадают между собой, несмотря на различия в самих моделях. Совпадают они и с результатами аналогичных оценок, проводившихся другими способами. Это свидетельствует, по-видимому, о том, что интегральные оценки выброса цезия с достаточной точностью могли быть получены даже с помощью

простейших моделей атмосферного переноса. Определяющую роль играет при этом качество и полнота используемых радиологических данных.

2. Более велики расхождения в восстановлении динамики выброса. Это связано с тем, что значительно труднее рассчитать пространственные особенности формирования полей радиоактивного загрязнения в отдельные периоды начальной стадии аварии. Поэтому для прогнозирования (или реконструкции) динамики активности нуклида на заданной территории качество самой модели, т.е. детализация описания процессов рассеяния и осаждения, а также полнота и достоверность входной метеоинформации, играют определяющую роль.

3. Авария на ЧАЭС привела к осознанию необходимости разработки целого набора расчетных моделей переноса радиоактивности для различных типов аварий и рассматриваемых пространственных масштабов. Такие модели входят составной частью создаваемых и эксплуатируемых экспертных компьютерных систем: европейская система поддержки принятия решений в реальном времени по внеобъектному реагированию при радиационных авариях RODOS, системы RECASS (Россия), W-SPEEDI (Япония), NARAC (США), ARGOS (скандинавские страны).

4. К сожалению, на сегодняшний день, через 20 лет после аварии Украина остается одной из немногих стран в Европе, соответствующие ведомства которой не используют на практике автоматизированную систему поддержки принятия решений при радиационных авариях (собственной разработки или одну из указанных выше). Таким образом, в случае возникновения коммунальной радиационной аварии на АЭС Украины оказывается практически невозможным дать оперативный прогноз развития радиационной обстановки, использующий научный и технический постчернобыльский опыт (как собственный, так и мировой).

5. Накопленные данные измерений радиоактивного загрязнения выбросами из ЧАЭС являются уникальным материалом для верификации моделей атмосферного переноса для различных пространственных масштабов и условий рассеяния и осаждения примеси (проект ATMES [31]). В частности, в ИПБ АЭС создан сценарий для верификации моделей, в том числе рассчитывающих перенос и осаждение примеси в условиях городской застройки, который построен на материалах измерений в г. Коростень (Житомирская обл., 150 км на юго-запад от ЧАЭС).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *The utilization of real time models as a decision aid following a large release of radionuclides into the atmosphere.* IAEA-TECDOC-733. - Vienna: IAEA, 1994.
2. Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А., Волокитин А.А. Загрязнение почвы европейской части территории СССР ^{131}I после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1996. – Т. 80, вып.6. – С. 466 - 471.
3. Haas H., Memmesheimer M., Geiss H. et al. Simulation of the Chernobyl radioactive cloud over Europe using the EURAD model // Atmospheric Environment. – 1990. – Vol. 24A. – P. 673 - 692.
4. *Atmospheric dispersion in nuclear power plant siting: A safety guide,* Safety series No. 50-SG-S3. -, Vienna: IAEA, 1980.
5. Gudixsen P.H., Sullivan T.J., Harvey T.F. The current status of ARAC and its application to the Chernobyl event. - LLNL. UCRL-955, 1986.
6. Боровой А.А., Гагаринский А.Ю. Выброс радионуклидов из разрушенного блока Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 2001. - Т. 90, вып. 2. – С. 137 - 145.
7. Гаврилин Ю.И. Последствия двух сценариев развития аварии на Чернобыльской АЭС // Бюллетень по атомной энергии. – 2001, № 8. – С. 20 - 28.
8. Абагян А.А., Асмолов В.Г., Гуськова А.К. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. – 1986. - Т. 61. - С. 301 - 320.
9. Buzulukov Yu.P., Dobrynin Yu.L. Release of radionuclides during the Chernobyl accident. The Chernobyl papers. Vol.1. Doses to the Soviet population and early health effects studies. Washington, REPS. - 1993. - P. 3 - 21.
10. Devell L., Güntay, S., Powers, D.A. The Chernobyl Reactor Accident Source Term, Development of a Consensus View. - OCDE/GD (96) 12, Paris, 1995, 29 p.

11. *Gudiksen, P.H., Harvey, T.F., Lange R.* Chernobyl source term, atmospheric dispersion, and dose estimation // *Health Physics*. - 1989. – Vol.57 (5). – P. 697 - 706.
12. *Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред* (под ред. Ю.А. Израэля). - Л.: Гидрометеоиздат, 1990.
13. *Borzilov V.A., Klepikova N.V.* Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident. The Chernobyl papers. Vol.1. Doses to the Soviet population and early health effects studies. - Washington, REPS. - 1993. - P. 47 - 70.
14. *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.
15. *Итоговый доклад МКГЯБ о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле.* Вена: Изд. МАГАТЭ. Сер. Безопасность. - 1986, № 75-INSAG-1.
16. *Smith F.B., Clark M.J.* The transport and deposition of airborne debris from the Chernobyl nuclear power plant accident with special emphasis on the consequences to the United Kingdom. - HMSO, London, 1988.
17. *Albergel A., Martin D., Strauss B., Gross J.M.* The Chernobyl accident: modelling of dispersion over Europe of the radioactive plume and comparison with activity measurements // *Atmospheric Environment*. – 1988. – Vol. 22. – P. 2431 - 2444.
18. *Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А.* Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на ЧАЭС // *Метеорология и гидрология*. – 1987. - №7. - С. 5-12.
19. *Путкевич В.А., Дуба В.В., Иванов В.К. и др.* Методика реконструкции поглощенных доз внешнего облучения населения, проживающего на загрязненной вследствие аварии на Чернобыльской АЭС территории России // *Радиация и риск*. - 1994. - Вып. 4. - С. 95 - 112.
20. *United Nations.* Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2000 Report to General Assembly. - New York, 2000.
21. *Talerko N.* Reconstruction of ¹³¹I radioactive contamination in Ukraine caused by the Chernobyl accident using atmospheric transport modeling // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005 - Vol. 84. - P. 343 - 362.
22. *Kownacka L., Jaworowski Z.* Vertical distribution of ¹³¹I and radiocesium in the atmosphere over Poland after Chernobyl accident // *Acta Geophysica Polonica*. - 1987. - Vol. XXXV, No. 1. - P. 101 - 109.
23. *Pollanen R., Valkama I., Toivonen H.* Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident // *Atmospheric Environment*. - 1997. - Vol. 31. - P. 3575 - 3590.
24. *ApSimon H.M., Wilson J.J.N.* Analysis of the release and spread of radiocaesium from Chernobyl // *Idojaras*. – 1989. – Vol. 93. – P. 1 - 9.
25. *Valkama I., Salonoja M., Toivonen H. et al.* Transport of radioactive gases and particles in the Chernobyl accident: Comparison of environmental measurements and dispersion calculations // *International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, Vienna, 8 - 12 May 1995*.
26. *Седунов Ю.С., Борзилов В.А., Клепикова Н.В. и др.* Физико-математическое моделирование регионального переноса в атмосфере радиоактивных веществ в результате аварии на Чернобыльской АЭС // *Метеорология и гидрология*. - 1989. - № 9.
27. *Вакуловский С.М., Шершаков В.М., Голубенков А.В. и др.* Компьютерное информационное обеспечение анализа радиационной обстановки на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиация и риск*. - 1993. - Вып. 3. - С. 39 - 61.
28. *Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А.* Региональная модель переноса и выпадения радионуклидов от аварии на Чернобыльской атомной электростанции // *Метеорология и гидрология*. – 1989. - № 6. – С. 5 - 14.
29. *Naas H., Jakobs H.J., Ebel A.* Dispersionsrechnungen fur Radioiodisotope in der Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl, EURAD Project. - GSF, Koln, 1995.
30. *Буйков М.В., Гаргер Е.К., Талерко Н.Н.* Исследование пятнистой структуры радиоактивных выпадений с помощью лагранжево-эйлеровой диффузионной модели // *Метеорология и гидрология*. – 1992. - № 12. – С. 33 - 45.
31. *Klug W., Graziani G., Grippa G. et al.* Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident. The ATMES report. - Elsevier Applied Science, London, 1992.

Поступила в редакцию 14.03.06