

МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ПРИМЕСИ В АТМОСФЕРЕ КАК ИНСТРУМЕНТ ВОЗДУХООХРАННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

М.С. Беспалов

Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН,
Россия, 107258, г. Москва, ул. Глебовская, 20Б; *mbigke@mail.ru*

Резюме. Охрана воздушного бассейна основана на соблюдении нормативов качества атмосферы, в том числе по фактору химического загрязнения. Важным звеном в схеме нормирования чистоты воздуха является расчет концентраций, создаваемых различными источниками, например, трубами промышленных предприятий, автотранспортом и воздушным транспортом. Для того, чтобы понимать применимость расчетных методик для нормирования выбросов от разных источников загрязнения атмосферы, полезно проследить развитие методов моделирования по мере возникновения и постановки новых задач. Настоящая статья призвана показать методическую обеспеченность принципов нормирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, принятых в Российской Федерации.

Ключевые слова. Концентрация, нормирование, методики.

SIMULATION OF POLLUTANTS TRANSPORT IN THE ATMOSPHERE AS A TOOL OF THE PROTECTION ACTIVITIES

M.S. Bepalov

Institute of Global Climate and Ecology,
20B, Glebovskaya str., 107258, Moscow, Russia; *mbigke@mail.ru*

Summary. Air Pollution Control is based on compliance with air quality standards, including the factor of chemical contamination. An important element of the control of clean air is modeling of the air pollutant concentrations produced by various sources, such as industrial pipes, road and air transport. In order to understand the applicability of computational methods to normalize the emissions from various sources of air pollution, it is useful to trace the development of modeling techniques as new problems arise. This article aims to show the methodological principles of valuation pollutant emissions adopted in the Russian Federation.

Keywords. Concentration, normalize, methods.

Задача совершенствования методов расчета концентраций загрязняющих веществ (примеси) в атмосфере с годами не теряет своей актуальности. Это связано с необходимостью прогнозирования и оценки качества атмосферного воздуха в связи с деятельностью человека, что определено природоохранным законодательством. Математический аппарат для решения этой задачи появился практически в 1920 году, когда Тэйлор (Метеорология и

атомная энергия, 1959) применил диффузионное (параболическое) уравнение для описания движения примеси в сплошной среде.

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial q}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial q}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial q}{\partial z} \right), \quad (1)$$

где: q – концентрация примеси; t – время; K_x, K_y, K_z – коэффициенты диффузии в направлениях осей x, y, z .

Это уравнение положило начало использованию К-теории для оценки качества атмосферного воздуха и позволяет рассчитать распределение примеси в системе координат, связанной с центром облака примеси, которое движется вдоль оси X с постоянной скоростью ветра. Эта модель использует гипотезу о том, что поток массы примеси в турбулентной атмосфере линейно зависит от градиента концентрации и для моделирования турбулентного рассеивания в атмосфере можно применить закон молекулярной диффузии (закон Фика). Аналогичное приближение применялось ранее для решения уравнений гидродинамики Буссинеском. Развитие К-теории долгое время тормозилось по нескольким причинам. Во-первых, Ричардсон еще в 1926 году обратил внимание на то, что коэффициенты турбулентной диффузии изменяются по мере распространения примеси в атмосфере, поскольку по мере увеличения размеров диффундирующего облака в процесс вовлекаются турбулентные вихри все больших размеров. Во-вторых, численные методы решения ограничивались малой мощностью вычислительных машин, а аналитические решения были возможны лишь для грубых приближений. При этом, если для вертикальных профилей коэффициента турбулентной диффузии были разработаны параметрические модели, то для горизонтальных коэффициентов таких моделей не было. В то же время часто при определенных метеоситуациях горизонтальная диффузия заметно превосходит вертикальную. Кроме того, аналитические решения для реальных профилей ветра встретились со значительными трудностями. До середины 20 века более интенсивно развивались статистические модели, в которых наиболее признанной была модель Сэттона. Краткий, но достаточно содержательный обзор работ по моделированию распространения примеси в атмосфере до 1954 года представлен в материалах, подготовленных Департаментом Службы погоды США и опубликованных в книге (Метеорология и атомная энергия, 1959).

К началу семидесятых годов 20 века появилось понимание того, что необходимо вводить более строгие ограничения на антропогенные выбросы в атмосферу не только радиоактивных, но и химических веществ. В первую очередь обратили внимание на кратковременные воздействия на население достаточно чувствительных концентраций загрязняющих веществ. В России до настоящего времени действуют гигиенические нормативы качества атмосферного воздуха в виде предельно-допустимых концентраций (ПДК), осредненных по времени за 20 минут (ПДК максимально-разовые), определенные по фактору вредного воздействия на население. Было введено обязательное нормирование величин выбросов для дымовых труб промышленных предприятий и для других источников загрязнения атмосферы. Для этих целей в

ГГО им А.И. Воейкова была разработана модель расчета максимально-разовых концентраций загрязняющих веществ в атмосфере, на основании которой Госкомгидромет утвердил документ СН 369-74 «Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий». Эта методика основывалась на многочисленных исследованиях, проведенных Госкомгидрометом, теоретические основы которых наиболее полно изложены в монографии (Берлянд, 1975). Основой для этой модели явились проведенные в ГГО им. А.И.Воейкова исследования аналитических и численных решений уравнения диффузии:

$$\frac{\partial^q}{\partial t} + u \frac{\partial^q}{\partial x} + v \frac{\partial^q}{\partial y} + w \frac{\partial^q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial^q}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial^q}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial^q}{\partial z} \right) - aq, \quad (2)$$

где: t - время; u , v , w – горизонтальные и вертикальная составляющие коэффициента обмена; α – коэффициент, определяющий изменения концентрации за счет превращения примеси.

Большой интерес представляет аналитическое решение для диффузии облака в сносящем потоке при степенном вертикальном профиле ветра, линейном профиле коэффициентов вертикальной турбулентной диффузии и постоянными коэффициентами горизонтальной диффузии (Берлянд, 1975).

Эта методика была усовершенствована и в 1987 году вышел в свет новый нормативный документ ОНД-86 (1987). Научное обоснование этой модели изложено, в частности, в монографии (Берлянд, 1985). Особенностью методики ГГО им А.И. Воейкова является то, что она предназначена для нормирования выбросов по специальной идеологии, которая была разработана Госкомгидрометом и изложена в документе ОНД-86 (1987). В этом кроются достоинства и недостатки данной методики. Достоинство заключается в том, что методика наилучшим образом соответствует схеме нормирования выбросов ЗВ в атмосферу, принятой в СССР и практически работающей в России до настоящего времени. Эта схема показана на рис. 1.

Основным идеологом вышеупомянутой схемы нормирования является Минздрав, или в настоящее время Роспотребнадзор РФ. Именно эти ведомства ответственны за выбор предельно-допустимых максимально-разовых (20-ти минутных) концентраций, как основного норматива качества атмосферного воздуха. Под эту методологию и создана методика расчета концентраций, которая является основой нормативного документа ОНД-86 (1987). Основным достоинством ОНД-86 является то, что в этой методике заложен алгоритм нормирования при метеорологических параметрах, при которых наблюдается максимальная концентрация 98 % обеспеченности. При этом предполагается, что только в 2 % случаев возможных метеоситуаций концентрация может превысить расчетное значение. Для каждого конкретного набора источников автоматически подбираются «наихудшие» метеоусловия. Такой подход должен исключать субъективные различия и ошибки при установлении предельно-допустимых выбросов (ПДВ).

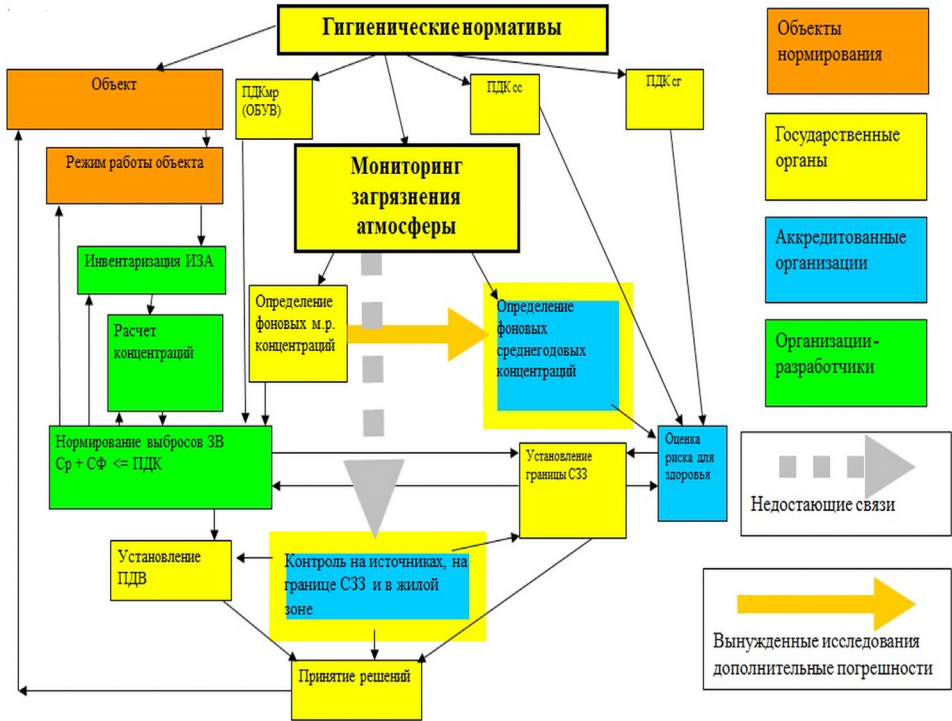


Рисунок 1. Схема нормирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферу

Однако достоинство по отношению к задачам нормирования примеси по максимально-разовым концентрациям оборачивается недостатком по отношению к задачам прогнозирования и анализа концентраций при конкретных метеопараметрах. Для решения последних задач ОНД-86 не предназначен, в том числе, по причине использования коэффициента стратификации A , зависящего от конкретной территории, для которой проводятся расчеты, а не от фактических метеорологических параметров. Отсутствие такой возможности особо проявилось в 2008 году, когда в Новой редакции СанПиН 2.2.1./2.1.1.1200-03. «Санитарно-защитные зоны и санитарная классификация предприятий, сооружений и иных объектов» появилось требование Роспотребнадзора РФ, проводить оценку риска для здоровья населения по фактору химического воздействия, основанную на годовых дозовых нагрузках на организм человека. В настоящее время в ГГО им А.И.Воейкова подготовлена методика расчета долгопериодных, в том числе среднегодовых концентраций. Однако до настоящего времени эта методика не принята в качестве официальной. Следует отметить, что различия в методиках для расчета «мгновенных» и среднегодовых концентраций приводит к некоторому дисбалансу между задачами установления предельно-допустимых выбросов (ПДВ_{вр}) и задачами измерения и анализа концентраций на местности вокруг объекта для целей контроля правильности установленных ПДВ.

Кроме того, в соответствии с законодательством РФ при нормировании и установлении предельно-допустимых выбросов от одного предприятия необходимо учитывать фоновые концентрации, создаваемые другими объектами. При этом алгоритм учета фоновых концентраций требует информации о месте расположения поста, где отбирались пробы и использует расчетную концентрацию в этой точке. Такой алгоритм дает хорошие результаты, когда пост расположен в зоне заметного влияния рассматриваемого предприятия. В условиях большого города, где пост может оказаться в зоне сильного влияния другого объекта такой подход дает заметные погрешности, на что неоднократно указывалось, в частности, в статье (Беспалов и др., 2010). В связи с этим неоднократно ставился вопрос о целесообразности проводить нормирование одновременно для всех основных городских предприятий и объектов. Был разработан документ «Методическое пособие по выполнению сводных расчетов выбросов» (утв. приказом Госкомэкологии РФ от 16.02.1999 № 66). Но осуществление такого подхода сталкивается со значительными организационными трудностями.

Большое практическое применение для локальных задач нашли Гауссовы модели, в которых предполагается нормальное распределение примеси по трем осям. Дисперсии определяются на основании обобщения экспериментальных данных для различных метеорологических ситуаций. Была введена классификация метеорологических ситуаций на основе сочетаний скорости ветра на высоте флюгера (10 м) и классов устойчивости атмосферы. Классы устойчивости характеризуют интенсивность вертикальной турбулентной диффузии. Пасквилл (Pasquill, 1961) ввел 6 классов устойчивости от А-класса до F-класса. А-класс характеризуется мощными конвективными вертикальными вихрями, возникающими при заметном уменьшении температуры воздуха с высотой. При А-классе теплый (легкий) воздух нижних слоев стремится вверх за счет силы Архимеда. D-класс характеризуется слабой конвекцией. Турбулентные вихри генерируются за счет сильного градиента скорости ветра в приземном слое атмосферы. F-класс характеризуется тем, что вертикальные движения в атмосфере практически отсутствуют и изменение температуры воздуха с высотой превышает так называемый «адиабатический градиент». Гиффорд (Gifford, 1976) предложил схему определения дисперсий гауссовой модели в соответствии с классами устойчивости Пасквилла. Модель на основе этой схемы называется моделью Пасквилла-Гиффорда. Эта модель была рекомендована в 1986 году как основа для создания национальных локальных моделей в странах-членах МАГАТЭ (IAEA-NTCDOC-379, 1986). В этом документе, кроме Гауссовой модели, рекомендуются и другие подходы: К-теория; модели, использующие координаты Лагранжа, привязанные к траектории движения воздушной частицы в поле ветра; модели, использующие К-теорию и описывающие движение примеси в неподвижных координатах Эйлера; гибридные модели, где диффузия рассчитывается в Эйлеровой сетке, которая привязана к Лагранжевым координатам и движется в поле ветра. Кроме того, в этом документе представлены уравнения сохранения

энергии, массы и момента движения, которые рекомендуется использовать для расчета полей ветра и температуры. В документе МАГАТЭ во многом использованы результаты исследований, опубликованных в сборнике статей (Атмосферная турбулентность ..., 1985).

В РФ на основе рекомендаций МАГАТЭ было создано (Руководство по организации контроля..., 1990) для расчета концентрации радионуклидов, в котором предлагаются для использования несколько моделей. Для локальных задач предлагается модель Пасквилла-Гиффорда, для региональных масштабов, предлагается модель НПО «Тайфун», основанной на исследованиях, опубликованных в книгах (Бызова, Иванов, 1989; Бызова, Гаргер, 1991).

В 1992 году появился документ (Методы расчета распространения..., 1992), в котором в качестве региональной предлагается гибридная модель на основе траекторной модели Петтерсена (Petterssen, 1956) в сочетании с расчетом вертикального распределения концентрации по уравнению переноса и диффузии и Гауссовой моделью для горизонтального рассеивания примеси по Дрэкслеру (Draxler, Stunder, 1988).

В настоящее время в РФ для целей нормирования вредного радиоактивного воздействия используется Гауссова модель ДВ-2010 (Методика ..., 2010) позволяющая проводить расчеты концентраций для широкого диапазона времени осреднения. Сложилась ситуация, при которой для нормирования вредного воздействия химических веществ применяется модель ОНД-86 (1987), а для нормирования радиоактивного воздействия используется Гауссова модель. Недостатком Гауссовой модели по сравнению с ОНД-86 является отсутствие строгого алгоритма выбора метеоусловий для нормирования по максимально-разовым концентрациям. Преимуществом является возможность расчета при фактических метеоусловиях и расчета долгопериодных концентраций в том числе и среднегодовых.

В мировой практике для расчетов распространения примеси часто используются модели Американского агентства по охране окружающей среды (EPA). Для локальных задач используется модель AERMOD (EPA-454/B-03-001, 2004), основанная на работе (Paine et al., 2001). Эта модель является Гауссовой, основной особенностью которой, в отличие от предыдущей модели EPA (EPA-454/R-94-018, 1994), является использование достаточно детальной параметризации пограничного слоя атмосферы, позволяющей использовать в качестве входных данных измеряемые метеопараметры и отказаться от классов устойчивости.

В работе (Беспалов и др., 2013) была сделана попытка сравнить результаты расчетов концентраций по трем моделям: ОНД-86, Модели Пасквилла-Гиффорда в интерпретации Руководства 1990 и модели AERMOD. В качестве источника загрязнения рассматривался разбег самолета по взлетно-посадочной полосе (ВПП) аэродрома и построены зависимости концентрации диоксида азота от расстояния в перпендикулярном к ВПП направлении. Сначала проведен расчет по ОНД-86: получено поле приземных концентраций и определена скорость ветра, при которой проведен расчет в данном направлении. Затем при этой скорости ветра проведены расчеты концентраций для различ-

ных классов устойчивости атмосферы по модели (Руководство по организации контроля..., 1990). Расчет по AERMOD проведен для умеренной конвекции и двух скоростей ветра, определяющих диапазон, характерный для этого состояния устойчивости атмосферы. Результаты сравнения показаны на рис 2.

Представленные результаты показывают, что три методики, которые используются для официальных оценок концентраций, не дают принципиальных расхождений.

Для расчета распространения примеси в региональном масштабе ЕРА предлагает расчетный комплекс «CALPUFF». Основная модель расчета концентраций является нестационарной Лагранжевой моделью. Источником является облако газовой смеси. Если источник стационарный, или действует продолжительное время, то струя источника выброса разбивается на отдельные облака (клубы). Распределение примеси в облаке считается Гауссовым. Для расчета концентрации примеси в этом облаке следует знать траекторию его движения и дисперсии диффузионного рассеивания. Расчет проводится по шагам. На первом шаге рассчитывается перемещение центра масс облака в поле ветра. На втором шаге оценивается дисперсия Гауссова распределения и рассчитывается поле концентрации примеси. Комплекс «CALPUFF» включает блоки учета: влияния сложного рельефа; влияния водной поверхности и прибрежной зоны; влияния застройки; мокрого и сухого осаждения; химических трансформаций.

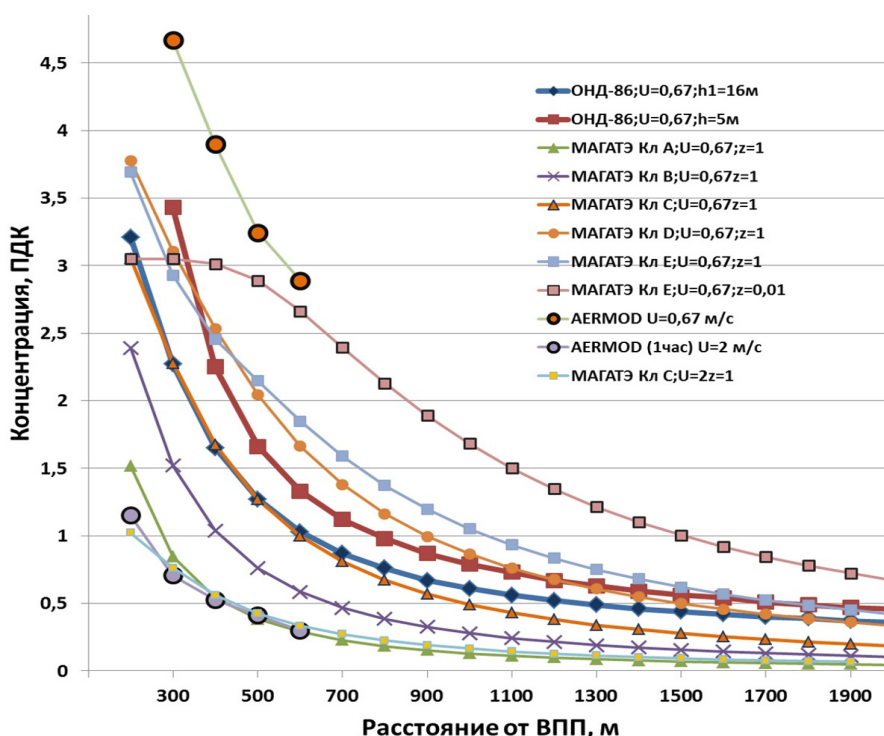


Рисунок 2. Концентрация диоксида азота в направлении, перпендикулярном взлетно-посадочной полосе (ВПП), на разных расстояниях, рассчитанные по методикам: (ОНД-86, 1987), (Руководство по организации контроля..., 1990), AERMOD (Беспалов и др. 2013)

Кроме основной модели «Call-Puff» (Scire et al., 1990) комплекс включает внешние модели расчета концентраций: Эйлерову К-модель переноса и диффузии примеси, учитывающая: трехмерное поле ветра, диффузию, сухое осаждение и подробный механизм фотохимических реакций. Многоуровневую, Лагранжеву модель переноса частиц с учетом переноса, диффузии, и выпадения на основе кинематического моделирования больших частиц (Strimaitis et al., 1995). Поле ветра моделируется расчетным блоком «CALMET» который обрабатывает данные метеонаблюдений и параметризует ветровой поток, учитывая влияние поверхности путем минимизации дивергентности ветрового потока. При моделировании поля ветра используются данные синоптических и аэрологических станций.

Для решения задач трансграничного переноса используется, в частности, модель «MSCE-НМ» (Travnikov, Pyin, 2005), которая является трехмерной Эйлеровой транспортной моделью, описывающей распространение примеси на территории Европы. Развитие моделей трансграничного переноса было, в частности, инициировано в статьях (Пресман и др., 1985; Пекарь, 1985) и продолжено в работах (Pekar, 1996; Ryaboshapko et al., 2005). В отчете Метеорологического синтезирующего центра Восток (Shatalov et al., 2004) проведено сравнение моделей миграции стойких органических соединений и, в частности, дана краткая характеристика восемнадцати моделей регионального и дальнего переноса.

Задачи прогнозирования распространения примеси при аварийных ситуациях или от нестандартных источников являются весьма актуальными и решались различными методами. Обобщение результатов прогнозирования радиоактивного загрязнения при ядерных взрывах было опубликовано в работе (Израэль и др., 1997). Для моделирования распространения примеси при взрывах и других мощных источниках важно учитывать проникновение примеси в свободную атмосферу в связи с чем следует обратить внимание на работу (Северов, 2006), где достаточно серьезно рассмотрены эти вопросы. На основе работ НПО «Тайфун», посвященных прогнозированию последствий аварий, был опубликован Руководящий документ (РД 52.18.717-2009, 2009), в котором приведены методы расчета концентраций примеси для различных сценариев аварий.

Для любой модели расчета распространения примеси необходимо знать поле ветра. Над однородной подстилающей поверхностью структура поля ветра определяется вертикальным градиентом скорости, а при наличии неоднородностей и возможными вертикальными конвективными движениями. В холмистой местности поле ветра может усложняться. В документе (IAEA-NTCDOC-379, 1986) приведены уравнения сохранения для расчета параметров ветрового потока. В последние годы появилось достаточное количество моделей и программных продуктов, получивших название «A computational fluid dynamics» (CFD), с помощью которых моделируются ветровые потоки. Такие методы применяются для различных задач: обтекание холмистой местности ветровым потоком (Wood, 1995; Bechmann, 2006; Castro et al., 2003); моделирова-

ние пограничного слоя атмосферы над сложным рельефом с применением к-е амыкания уравнений Навье-Стокса, (Balogh, 2014).

Практически все модели распространения примеси в атмосфере требуют в качестве входного параметра высоту источника над поверхностью земли. Для дымовых труб промышленных предприятий в работах (ОНД-86, 1987; IAEA-NTCDOC-379, 1986) приведены формулы расчета эффективной высоты источника. Если источником является облако сложной формы, то оно разбивается на отдельные части, а далее применяется принцип суперпозиции. Методы оценки высоты облаков примеси при различных сценариях аварийных ситуаций можно найти в документе (РД 52.18.717-2009, 2009). Уравнения (1) и (2) решаются как правило после того, как определено начальное распределение примеси в атмосфере, когда движениями, например, нагретого облака за счет силы Архимеда можно пренебречь. В случаях моделирования аварийных ситуаций часто заметную дополнительную погрешность в расчеты концентраций может давать неопределённость в значении эффективной высоты примеси.

Анализируя результаты работ по моделированию атмосферного переноса примеси, можно сделать вывод, что несмотря на появление достаточно сложных моделей, использующих последние достижения в изучении атмосферных процессов, более простые, в частности, Гауссовы, или гибридные модели не потеряли своей актуальности и широко используются для решения природоохранных задач.

Список литературы

Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примеси. 1985. /под редакцией Ф.Т.М. Ньюстадта, Х. Ван Допа/. – Л., Гидрометеиздат, 351 с.

Берлянд М.Е. 1975. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л., Гидрометеиздат, 448 с.

Берлянд М.Е. 1985. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л., Гидрометеиздат, 272 с.

Беспалов М.С., Беспалов М.Е., Оселедец Е.Ю. 2013. О возможностях уточнения размеров санитарно-защитных зон для аэропортов по фактору загрязнения атмосферного воздуха. – Airport International, № 3 (50).

Беспалов М.С., Оселедец Е.Ю., Валаева С.Р. 2010. Учет фоновых концентраций при нормировании выбросов. – Экология производства, № 12, с. 43 – 48.

Бызова Н.Л., Гаргер Е.К., Иванов В.Н. 1991. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси. – Л., Гидрометеиздат, 278 с.

Бызова Н.Л., Иванов В.Н., Гаргер Е.К. 1989. Турбулентность в пограничном слое атмосферы. – Л., Госкомгидромет, 262 с.

Методика 2010. Методика разработки нормативов предельно-допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферный воздух. Том 2. (Технические приложения, рекомендации для расчетов). Гауссова модель рассеяния радиоактивных веществ в атмосфере (базовая модель).

Израэль Ю.А. Петров В.Н., Северов Д.А. 1997. Моделирование региональных радиоактивных выпадений из облака наземного ядерного взрыва. – Метеорология и гидрология, № 4.

Метеорология и атомная энергия. 1959. /под ред. Е.К. Федорова/. – М., Иностранная литература, 260 с.

Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения. 1992. – М., МХО Интератомэнерго, 334 с.

ОНД-86. 1987. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Л., Госкомгидромет, 94 с.

Пекарь М.И. 1985. Трехмерная численная недиссипативная модель переноса и рассеяния примеси в пограничном слое атмосферы. – Труды Института прикладной геофизики им. академика Е.К. Федорова, выпуск 62. Контроль дальнего и трансграничного переноса загрязняющих воздух веществ. – Л., Гидрометеоиздат.

Пресман А.Я., Бронин Б.Н., Гальперин М.В., Михайлова Ж.Э. 1985. Первая очередь автоматизированной информационной системы расчета трансграничного переноса загрязняющих воздух веществ. – Труды Института прикладной геофизики им. академика Е.К. Федорова, выпуск 62. Контроль дальнего и трансграничного переноса загрязняющих воздух веществ. – Л., Гидрометеоиздат.

РД 52.18.717-2009. 2009. Методика расчета рассеяния загрязняющих веществ в атмосфере при аварийных выбросах. – Росгидромет, Обнинск, ООО «ПРИНТ-СЕРВИС», 120 с.

Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС. 1990. – Л., Гидрометеоиздат, 263 с.

Северов Д.А. 2006. О влиянии верхней границы слоя перемешивания на рассеяние примеси. – Метеорология и гидрология, № 12, с. 26 – 34.

Balogh M. 2014. Numerical simulation of atmospheric flows using general-purpose CFD solvers. – PhD thesis, Budapest University of Technology and Economics. – Budapest, Hungary.

Bechmann A. 2006. Large-eddy simulation of atmospheric flow over complex terrain. – Technical Report Risø-PhD-28(EN), Risø National Lab. – Roskilde, Denmark, 106 p.

Castro F.A. et al. 2003. Simulation Of the Askervein Flow. Part 1: Reynolds Averaged Navier-Stokes Equation (k-ε Turbulence Model). Boundary Layer Meteorology, vol. 107, p. 510 – 530.

Draxler R.R., Stunder B.J. 1988. Modeling the CAPTEX vertical tracer concentration profiles. *Journals of Applied Meteorology*, vol. 27, No 5, p. 617 – 625.

EPA-454/R-94-018. 1994. Comparison of ISC2 Dry Deposition Estimates based on Current and Proposed Deposition Algorithms. – U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, July.

EPA-454/B-03-001. 2004. The AMS/EPA regulatory model – AERMOD. U.S. Environmental Protection Agency, September.

Gifford F.A. 1976. Turbulent diffusion typing schemes: A review. *Nuclear Safety*, vol. 17, No 1, p. 68 – 86.

IAEA-TECDOC-379. 1986. Atmospheric dispersion models for application in relation to radionuclide releases. – IAEA, Vienna.

Paine R.J., Lee J.T., Cimorelli A.J., Perry S.G., Wilson D.J., Weil J.C., Venkatram A., Peters W.D. 2001. AERMOD: A dispersion model for industrial source applications Part III: Performance Evaluation (submitted). *J. Appl. Meteor.*

Pasquill F. 1961. The estimation of the dispersion of windborne material. *Meteorological Magazine*, v. 90, p. 33.

Pekar M. 1996. Regional models LPMOD and ASIMD. Algorithms, parametrization and results of application to Pb and Cd in Europe scale for 1990. – EMEP/MSC-E Technical Report 9/96. – Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow, Russia.

Petterssen S. 1956. *Wether analysis and forecasting*. – McGraw-Hill-New-York, 27 pp.

Ryaboshapko A., Artz R., Bullock R., Christensen J., Cohen M., Draxler R., Ilyin I., Munthe J., Pacyna J., Petersen G., Syrakov D., Travnikov O. 2005. Intercomparison study of numerical models for long-range atmospheric transport of mercury. Stage III. Comparison of modelling results with long-term observations and comparison of calculated items of regional balances. – EMEP/MSC-E Technical Report 1/2005. – Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow, Russia.

Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J. 1990. Model formulation and user's guide for the CALPUFF dispersion model. – Prepared for the California Air Resources Board by Sigma Research Corporation – Concord, MA.

Strimaitis D.G., Yamartino R.J., Insley E.M., Scire J.S. 1995. A User's Guide for the Kinematic Simulation Particle (KSP) Model. – Prepared for Institut fuer Meteorologie, Freie Universitaet Berlin, Germany, and Umweltbundesamt, Berlin, Germany, Document No. 1274-2, by Earth Tech. Inc. – Concord, MA.

Travnikov O., Ilyin I. 2005. Regional June 2005 Model MSCE-HM of Heavy Metal Transboundary Air Pollution in Europe – EMEP/MSC-E Technical Report 6/2005.

Shatalov V. et al. 2004. POP Model Intercomparison Study. Stage I. Comparison of descriptions of main processes determining POP behaviour in various environmental compartments. – MSC-E Technical Report 1/2004, June 2004. .

Wood N. 1995. The onset of flow separation in neutral, turbulent flow over hills. Boundary-Layer Meteorology, vol. 76, p. 137 – 164.

Статья поступила в редакцию 24.02.2016.

После переработки 09.05.2016.