

В.В. Пененко, Е.А. Цветова

Методы и модели для изучения природной среды и оценки экологических рисков

Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН, г. Новосибирск

Поступила в редакцию 1.02.2002 г.

Предлагается методика для построения детерминированных и детерминированно-стохастических оценок экологических рисков для областей рецепторов в климатической системе с учетом антропогенных воздействий. Она базируется на комбинированных методах прямого и обратного моделирования, на теории чувствительности моделей и математической теории риска. Описана структура алгоритмов для ее реализации.

Введение

Опыт решения практических задач по оценке экологической перспективы индустриальных регионов стимулирует развитие новых подходов к построению комплексных моделей для исследования поведения климатической системы и изменений качества атмосферы. Это развитие происходит в двух направлениях: первое – совершенствование базовых моделей для более адекватного и детального описания изучаемых процессов, развивающихся при совместном влиянии естественных и антропогенных факторов, второе – разработка системной организации новых методов математического моделирования на принципах совместного использования моделей и данных наблюдений в реальных условиях.

В последние годы в экологических исследованиях активно используется понятие экологических рисков/уязвимости территорий по отношению к антропогенным воздействиям. Особенно остро проблема оценки рисков проявилась в связи с Чернобыльской катастрофой. Такие события показывают, что имеется настоятельная потребность в разработке конструктивных количественных методов прогнозирования и измерения рисков/уязвимости для различных климато-экологических ситуациях в условиях как ординарных, так и экстремальных антропогенных нагрузок.

В настоящей статье представлена структура математических моделей, ориентированная на их использование для оценок рисков/уязвимости. В базовых моделях непосредственно учитываются эффекты антропогенных воздействий через параметрическое описание источников тепла, влаги и загрязняющих примесей и изменений поверхности Земли на больших площадях. Опосредованно результаты таких воздействий проявляются также через механизмы трансформации и взаимодействия многокомпонентных субстанций в газовом и аэрозольном состояниях. Предлагается методика для построения детерминированных и детерминированно-стохастических оценок

экологических рисков для областей рецепторов, базирующаяся на прямом и обратном моделировании, теории чувствительности моделей и математической теории риска.

Модели процессов

Интересующие нас процессы описываются моделями гидротермодинамики в климатической системе, моделями переноса и трансформации влаги, химически и оптически активных загрязняющих примесей в газовом и аэрозольном состояниях. Функции источников в моделях параметрически учитывают действия естественных и антропогенных факторов. Чтобы рассматривать совместно модели процессов и систему мониторинга с целью организации между ними взаимодействия в режиме прямых и обратных связей, будем предполагать, что все элементы комплекса (т.е. модели и наблюдения) могут содержать неопределенности и ошибки. В этом случае естественно ставить вопрос о конструировании алгоритмов для реализации таких связей, исходя из условий минимизации некоторой меры неопределенностей и ошибок.

Общую структуру моделей для данного класса задач можно записать в следующей операторной форме:

$$L(\Phi) = B \frac{\partial \Phi}{\partial t} + G(\Phi, \mathbf{Y}) - \mathbf{f} - \mathbf{r} = 0, \quad (1)$$

где B – диагональная матрица; $G(\Phi, \mathbf{Y})$ – нелинейный матричный дифференциальный оператор, основным элементом в нем – адвективно-диффузионный оператор, действующий на различные компоненты функции состояния; \mathbf{f} – функции источников; \mathbf{r} – ошибки моделей; \mathbf{Y} – вектор параметров модели, принадлежащий области допустимых значений $R(D_t)$.

В настоящей работе не преследуются цели детального описания всех элементов комплекса и способов построения алгоритмических конструкций. Их

различные аспекты представлены в работах [1–10]. Из комплекса моделей климатической системы рассмотрим только те модели, которые непосредственно связаны с процессами распространения тепла и переноса оптически и химически активных субстанций в атмосфере:

$$L\boldsymbol{\Phi} \equiv \frac{\partial \pi \boldsymbol{\Phi}_i}{\partial t} + \operatorname{div} \pi (\boldsymbol{\Phi}_i \mathbf{u} - \mu_i \operatorname{grad} \boldsymbol{\Phi}_i) + \pi(H\boldsymbol{\Phi})_i - \pi [f_i(\mathbf{x}, t) + r_i] = 0, \quad i = \bar{1}, \bar{n}. \quad (2)$$

Здесь $\boldsymbol{\Phi} = \{\boldsymbol{\Phi}_i(\mathbf{x}, t), i = \bar{1}, \bar{n}\} \in Q(D_t)$ – вектор-функция состояния; ее компоненты $\boldsymbol{\Phi}_i$ описывают потенциальную температуру, отношения смеси для характеристик влажности в атмосфере (водяной пар, облачная вода, дождевая вода), концентрации загрязняющих примесей в газовом и аэрозольном состояниях; D_t – область изменения пространственных координат и времени; $\mathbf{f} = \{f_i(\mathbf{x}, t), i = \bar{1}, \bar{n}\}$ – функция источников тепла, влаги и примесей; r_i – функции, описывающие неопределенности и ошибки моделей; $\mathbf{u} = (u_1, u_2, u_3)$ – вектор скорости; $\mu_i = (\mu_1, \mu_2, \mu_3)$ – коэффициенты турбулентного обмена для субстанции $\boldsymbol{\Phi}_i$ в направлении координат $\mathbf{x} = \{x_i\}, i = \bar{1}, \bar{3}$; $H(\boldsymbol{\Phi})$ – нелинейный матричный оператор, который описывает локальные процессы трансформации соответствующих субстанций. Функции \mathbf{u}, μ_i, f_i и входные данные начальных и краевых условий включаются в совокупность компонент вектора параметров \mathbf{Y} . Структура областей и системы координат подробно описана в [9]. Вид функции π определяется структурой вертикальной координаты в области D_t .

Для учета процессов трансформации влаги используем подходящие модификации параметризационных схем по аналогии с моделями, описанными в монографии [11]. Содержательное и конструктивное описание операторов химической трансформации примесей осуществляется с помощью автоматизированной системы построения кинетических моделей атмосферной химии [8].

Если в модели учитываются процессы образования аэрозолей и их трансформации, то в этом случае добавляется еще одна переменная – размер частиц, и оператор трансформации имеет интегриродифференциальную структуру [12].

Приведем систему уравнений трансформации и взаимодействия многокомпонентных аэрозолей, которая используется в представленном здесь комплексе моделей:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \boldsymbol{\Phi}_i(q)}{\partial t} = & \frac{1}{2} \int_0^q \left[\sum_{k=1}^M \gamma_{ik} \boldsymbol{\Phi}_k(q_1) \times \right. \\ & \left. \times \left(\sum_{m=1}^M \alpha_{km} K(q - q_1) \boldsymbol{\Phi}_m(q - q_1) \right) \right] dq_1 - \\ & - \boldsymbol{\Phi}_i(q) \int_0^q K(q, q_1) \left(\sum_{k=1}^M \beta_{ik} \boldsymbol{\Phi}_k(q_1) \right) dq_1 - \frac{\partial}{\partial q} [r_i \boldsymbol{\Phi}_i(q)] + \end{aligned}$$

$$+ \frac{\partial^2}{\partial q^2} [v_i \boldsymbol{\Phi}_i(q)] - R_i \boldsymbol{\Phi}_i(q) + Q_i(q, t), \quad i = \bar{1}, \bar{M}; \quad M \geq 1,$$

где $\boldsymbol{\Phi} = \{\boldsymbol{\Phi}_i(q, t), i = \bar{1}, \bar{M}\}$ – концентрация частиц в объеме $[q, q + \delta q]$, пространственные координаты участвуют параметрически; $K(q, q_1)$ – «коагуляционное ядро»; $r_i(q, t)$ – скорость конденсационного роста и испарения; $v_i(q, t)$ – коэффициент «диффузионного» изменения частиц; $R_i(q, t)$ – скорость удаления частиц; $Q_i(q, t)$ – скорость образования новых частиц; $\gamma_{ik}, \alpha_{ik}, \beta_{ik}, \{i, k, m = \bar{1}, \bar{M}\}$ – параметры «коллективного» взаимодействия частиц. Процессы сухого и влажного осаждения частиц учитываются в операторе переноса в модели (2).

Начальные условия при $t = 0$ и параметры модели можно записать в виде:

$$\boldsymbol{\Phi}^0 = \boldsymbol{\Phi}_a^0 + \xi(\mathbf{x}), \quad \mathbf{Y} = \mathbf{Y}_a + \zeta(\mathbf{x}, t), \quad (3)$$

где $\boldsymbol{\Phi}_a^0$ and \mathbf{Y}_a – заданные априорные оценки начальных полей $\boldsymbol{\Phi}^0$ и вектора параметров \mathbf{Y} ; $\xi(\mathbf{x}), \zeta(\mathbf{x}, t)$ – ошибки и неопределенности начальных полей и параметров.

Если предположить, что модель и входные данные точны, то члены, содержащие ошибки, можно опустить. Граничные условия для замыкания модели суть следствие физического содержания той проблемы, которая изучается. В операторной форме их можно представить как

$$[R_b(\boldsymbol{\Phi})]_i - g_i = 0, \quad i = \bar{1}, \bar{n}, \quad (4)$$

где R_b – операторы граничных условий; g_i – функции источников на границах Ω_t области D_t .

Запишем вариационную формулировку модели (1)–(4):

$$I(\boldsymbol{\Phi}, \mathbf{Y}, \boldsymbol{\Phi}^*) = \int_{D_t} [L(\boldsymbol{\Phi}), \boldsymbol{\Phi}^*] dD dt = 0, \quad (5)$$

где $\boldsymbol{\Phi}^* \in Q^*(D_t)$, сопряженному по отношению $Q(D_t)$ пространству.

Интегральное тождество (5) строится с учетом краевых и начальных условий так, чтобы при подстановке $\boldsymbol{\Phi}^* = \boldsymbol{\Phi}$ функционал (5) давал соотношение баланса энергии исследуемой системы [3].

Выполнив все необходимые преобразования в (5) для модели (2)–(4), окончательно получим интегральное тождество в виде

$$I(\boldsymbol{\Phi}, \mathbf{Y}, \boldsymbol{\Phi}^*) \equiv \sum_{i=1}^n \left\{ (\Delta \boldsymbol{\Phi}, \boldsymbol{\Phi}^*)_i + \int_{D_t} (H(\boldsymbol{\Phi})_i - f_i - r_i) \boldsymbol{\Phi}_i^* \pi dD dt \right\} = 0. \quad (6)$$

Здесь

$$\begin{aligned} (\Delta \boldsymbol{\Phi}, \boldsymbol{\Phi}^*)_i & \equiv \\ & \equiv \int_{D_t} \left\{ 0,5 \left[(\boldsymbol{\Phi}^* \frac{\partial \pi \boldsymbol{\Phi}}{\partial t} - \boldsymbol{\Phi} \frac{\partial \pi \boldsymbol{\Phi}^*}{\partial t}) + (\boldsymbol{\Phi}^* \operatorname{div} \pi \boldsymbol{\Phi} \mathbf{u} - \boldsymbol{\Phi} \operatorname{div} \pi \boldsymbol{\Phi}^* \mathbf{u}) \right] + \right. \end{aligned}$$

$$+ \pi \mu \operatorname{grad} \varphi \operatorname{grad} \varphi^* \} dDdt + \int_D 0,5 \varphi \varphi^* \pi dD \Big|_0^{\bar{t}} + \quad (7)$$

$$+ \int_{\Omega_i} (0,5 \varphi u_n - \mu \frac{\partial \varphi}{\partial n}) \varphi^* \pi d\Omega dt +$$

$$+ \int_{\Omega_i} ((R_b \varphi) - q) \varphi^* \pi d\Omega dt \Big\} ;$$

u_n – нормальная к границе составляющая вектора скорости.

Заметим, что операторы R_b в граничных условиях (4) желательно записать в таком виде, чтобы можно было с их помощью исключить слагаемые с нормальной производной от функции состояния в двух последних интегралах в (7).

Вариационная формулировка (5)–(7) используется для построения дискретных аппроксимаций модели. С этой целью в D_t вводится сеточная область D_t^h и в ней определяются дискретные аналоги $Q^h(D_t^h)$, $Q^{h*}(D_t^h)$, $R^h(D_n^h)$ соответствующих функциональных пространств. Затем (5) аппроксимируется сумматорным аналогом

$$I^h(\varphi, \mathbf{Y}, \varphi^*) = 0, \quad (8)$$

$$\varphi \in Q^h(D_t^h), \varphi^* \in Q^{h*}(D_t^h), \mathbf{Y} \in R^h(D_n^h).$$

Верхний индекс h обозначает дискретный аналог соответствующего объекта.

Численные схемы для модели (1) получаются из условий стационарности функционала $I^h(\varphi, \mathbf{Y}, \varphi^*)$ в точках сеточной области D_t^h при произвольных и независимых вариациях сеточных компонентов $\varphi^* \in Q^{h*}(D_t^h)$ для прямой задачи и при вариациях $\varphi \in Q^h(D_t^h)$ – для сопряженных задач [3].

Вопросы практической реализации базовых моделей процессов в настоящее время достаточно хорошо отработаны [1–4]. Мы используем вариационную организацию моделей для того, чтобы на их основе построить методы решения задач более высокого системного уровня, связанных с вопросами экологической безопасности и управления качеством природной среды, а также для задач усвоения данных наблюдений для целей мониторинга и прогнозирования [5–7, 13–15]. В качестве основных элементов эти методы включают алгоритмы расчета функций чувствительности к вариациям входных данных, параметров и источников. Последние, в свою очередь, требуют решения ряда прямых и сопряженных задач. И все эти алгоритмические конструкции порождаются соответствующими вариационными принципами, в которых ключевую роль играет интегральное тождество вида (5)–(7).

Некоторые определения и оценки экологических рисков

Рассмотрим одну из типичных задач экологического прогнозирования и проектирования, а именно задачу оценок экологических рисков и уязвимости территорий по отношению к антропогенным воздействиям. Для решения задач этого класса используются комбинированные методы прямого и обратного моделирования и методы теории чувствительности моделей и обобщенных характеристик качества природной среды. Опишем кратко основную идею и схему алгоритмов ее реализации для практических целей.

Прежде всего, определим набор оцениваемых характеристик в виде функционалов

$$\Phi_k(\varphi) = \int_{D_t} F_k(\varphi) \chi_k(\mathbf{x}, t) dDdt, \quad k = 1, \dots, K, \quad (9)$$

где $F_k(\varphi)$ – функции заданного вида, определенные и дифференцируемые на множестве значений функций состояния; $\chi_k(\mathbf{x}, t) \geq 0$ – весовые функции; $\chi_k \in Q^*(D_t)$ и $\chi_k(\mathbf{x}, t) dDdt$ – соответствующие меры Радона и Дирака в D_t^h [16]. Часть области, в которой весовая функция имеет ненулевые значения, будем называть областью-рецептором. При подходящем выборе в (9) функций $F_k(\varphi)$ и χ_k с помощью функционалов можно описать обобщенные характеристики поведения системы, экологические ограничения на качество природной среды, результаты наблюдений различных типов, критерии управления, критерии качества моделей и т.д. [5, 14].

Построим для этой совокупности функционалов основное соотношение теории чувствительности, определяющее связи между вариациями $\delta\Phi_k(\varphi)$ и вариациями параметров моделей [7]:

$$\delta\Phi_k^h(\varphi) \equiv \frac{\partial}{\partial \alpha} I^h(\varphi, \mathbf{Y} + \alpha \delta\mathbf{Y}, \varphi^*) \Big|_{\alpha=0} \equiv$$

$$\equiv (\Gamma_k, \delta\mathbf{Y}) \equiv \sum_{i=1}^n \Gamma_{ki} \delta Y_i, \quad (10)$$

$$\Gamma_k = \frac{\partial}{\partial \delta\mathbf{Y}} \left(\frac{\partial}{\partial \alpha} I^h(\varphi, \mathbf{Y} + \alpha \delta\mathbf{Y}, \varphi^*) \Big|_{\alpha=0} \right), \quad (11)$$

где α – вещественный параметр; $\delta\mathbf{Y} = \{\delta Y_i\}$ – вариации параметров, $k = \bar{1}, \bar{K}$, $i = \bar{1}, \bar{N}$; φ – решение основной задачи и φ^* – решение сопряженной задачи, соответствующей функционалу $\Phi_k^h(\varphi)$, которые следуют из условий стационарности сумматорного функционала из (8); $\Gamma_k = \{\Gamma_{ki}\}$ – функции чувствительности. Алгоритмы построения основного соотношения и функций чувствительности в задачах рассматриваемого класса описаны в работах [5, 7, 9, 13].

Особо следует отметить выражения в (10), содержащие источники тепла, влаги и примесей. Множители, стоящие при вариациях источников, есть

соответствующие функции чувствительности. Они являются мерой непосредственного влияния вариаций источников на значение вариаций функционала (в линейных задачах – влияния самих источников на значение функционала). Но эти слагаемые не описывают полностью влияние источников на функционал. Имеется еще косвенный вклад, который описывается совокупным действием других слагаемых с функциями чувствительности, в расчетные формулы которых входят компоненты функции состояния. Например, это слагаемые, содержащие вариации коэффициентов турбулентности, функции приземного давления, геопотенциала, параметры оператора трансформации примесей и др.

Функции чувствительности функционалов (9) к вариациям источников определяются в области D_t . В зависимости от целей исследования и для удобства интерпретации их можно называть функциями влияния или опасности источников, ценности информации, информативности системы мониторинга и т.д.

Носители этих функций можно интерпретировать как области наблюдаемости территории с помощью системы мониторинга, расположенной в области-рецепторе. Используя терминологию теории дифференциальных уравнений, их можно также связать с определениями областей зависимости и областей влияния для значений функций состояния модели (2) в зоне-рецепторе.

Информационный смысл функции опасности для функционалов, определяющих качество атмосферы в зоне-рецепторе, можно описать следующим образом. Ее значение в точке $(\mathbf{x}, t) \in D_t$ есть величина относительного вклада выброса загрязнений от источника, расположенного в этой точке, в интервале времени его действия, в суммарное количество загрязнений, представленное значением функционала, поступающих в атмосферу зоны-рецептора за интервал времени наблюдений.

С позиций экологии действие каждого источника, даже в так называемых нормальных режимах, представляет определенную опасность для окружающей среды. Поэтому соотношения и функции чувствительности содержат количественную информацию для измерения степени экологических рисков для зоны-рецептора.

Функции чувствительности рассчитываются через решения основной и сопряженной задач для модели (2)–(5) с невозмущенными значениями входных данных и поэтому имеют детерминированный характер. Вариации же параметров, начальных и граничных условий и источников могут быть как детерминированными, так и случайными. Для источников появление вариаций можно связать с возможностью возникновения нестандартных ситуаций. А такие ситуации, как правило, имеют случайный характер.

Для количественной оценки экологических рисков введем некоторые пороговые значения величин вариаций функционалов (9). Обозначим их через Δ_k^s , $k = \overline{1, K}$. Тогда условия, при которых выполняются неравенства

$$|\delta\Phi_k| \leq \Delta_k^s, \quad (12)$$

можно условно считать экологически благополучными, а условия, при которых они нарушаются, – ситуациями экологического риска.

По физическому смыслу функции состояния в моделях (2)–(4) неотрицательны, и численные схемы для дискретизации этих моделей можно сконструировать так, чтобы они обладали свойствами монотонности и транспортности. Это значит, что при определенном выборе вида функционалов (9), т.е. при выполнении условий $(\partial F_k / \partial \Phi) \chi_k \geq 0$, функции чувствительности этих функционалов к вариациям источников будут также неотрицательными.

Из соотношений чувствительности (10) следует, что при заданных функциях чувствительности и при наличии количественной информации о вариациях параметров проверка неравенств «экологического благополучия» (12) не вызывает принципиальных затруднений. Действительно, в случае детерминированных вариаций источников и параметров оценки магнитуды вариаций функционалов можно вычислить по формулам

$$|\delta\Phi_k| \leq \sum_{i=1}^N |\Gamma_{ki}| |\delta Y_i|. \quad (13)$$

Используя эти оценки совместно с неравенствами (12), можно непосредственно сделать заключение о том, относится ли данная ситуация к категории благополучия или риска.

Если вариации параметров и источников имеют случайный характер, то оценки, по сравнению с детерминированным вариантом вариаций, несколько усложняются, поскольку приходится работать с многомерными пространствами функций чувствительности и параметров. Рассмотрим один из подходов к получению требуемых оценок в детерминированно-стохастическом случае на базе методов теории чувствительности [3] и математической теории риска [17].

На практике обычно используются два способа описания вариаций. Суть первого заключается в следующем. На основе априорных сведений о характере параметра или источника постулируется некоторая форма закона распределения значений вариаций и в соответствии с этим задается некоторое количество величин, необходимых для согласования предполагаемого закона распределения с фактическим. Как правило, используется нормальный закон распределения, так как большинство фактических законов близко к нормальному и нормальный закон удобен для решения различных задач.

Во втором случае задаются первые два момента многомерного закона распределения – математическое ожидание и ковариационная матрица, но сам закон при этом может не конкретизироваться. Оба способа близки между собой, так как нормальный закон полностью определяется математическим ожиданием и ковариационной матрицей. Второй способ является более общим. Получаемые с его помощью результаты

справедливы для любого, необязательно нормального, распределения вариаций, имеющего заданные характеристики.

Обозначим математическое ожидание и ковариационную матрицу вектора $\delta\mathbf{Y}$ через $E(\delta\mathbf{Y})$ и $D(\delta\mathbf{Y})$ соответственно. Математическое ожидание представляет собой вектор вида

$$E(\delta\mathbf{Y}) = [E_i \equiv E(\delta Y_i), (i = \bar{1}, \bar{N})], \quad (14)$$

где $E(\delta Y_i)$ – математическое ожидание составляющей δY_i вектора; N – размерность вектора параметров. Ковариационная $N \times N$ матрица $D(\delta\mathbf{Y})$ неотрицательно определена. Она имеет блочную структуру, согласованную со структурой вектора $\delta\mathbf{Y}$. Если часть компонент вектора $\delta\mathbf{Y}$ некоррелирована, то соответствующие им блоки матрицы $D(\delta\mathbf{Y})$ диагональные. Коррелированным составляющим вектора $\delta\mathbf{Y}$ соответствуют полные блоки матрицы $D(\delta\mathbf{Y})$.

Вектор Γ_k зависит от невозмущенных значений параметров и вектора состояния. Поэтому для конкретных ситуаций его можно считать неслучайным. Учитывая свойства математического ожидания и ковариационных матриц при линейных преобразованиях случайных векторов, получим следующие оценки для математического ожидания $E(\delta\Phi)$ вариации функционала $\delta\Phi$:

$$E(\delta\Phi) = \sum_{i=1}^N \Gamma_i E(\delta Y_i) \quad (15)$$

и для дисперсии $D(\delta\Phi)$

$$D(\delta\Phi) = [D(\delta\mathbf{Y}) \mathbf{\Gamma}, \mathbf{\Gamma}]. \quad (16)$$

Здесь и в дальнейшем индекс-номер функционала опущен.

Таким образом, дисперсия определяется через квадратичную форму, образованную ковариационной матрицей вектора вариаций и вектором, компоненты которого в силу (10) совпадают с функциями чувствительности этого функционала.

Очевидно, что $D(\delta\Phi)$ неотрицательна. Скалярное произведение в (16) вводится по аналогии с (10), как в конечномерном векторном пространстве.

В частном случае, когда ошибки компонент вектора $\delta\mathbf{Y}$ некоррелированы, ковариационная матрица диагональна:

$$D(\delta\mathbf{Y}) = \text{diag} [D_i \equiv D(\delta Y_i), (i = \bar{1}, \bar{N})], \quad (17)$$

где $D(\delta Y_i)$ – дисперсия i -й компоненты вектора $\delta\mathbf{Y}$, и формула (16) принимает наиболее простой вид

$$D(\delta\Phi) = \sum_{i=1}^N \Gamma_i^2 D_i. \quad (18)$$

Заметим, что в формулах (15)–(18) суммирование ведется только по тем слагаемым, в которых значения функций чувствительности превышают некоторую пороговую величину.

В соответствии с (10) вариация функционала $\delta\Phi$ определяется как линейная комбинация случайных величин. Если N достаточно велико и среди компонент вектора $\delta\mathbf{Y}$ нет сильно отличающихся от нормального распределения, то на основании центральной предельной теоремы теории вероятностей [18] можно предположить, что закон распределения величины $\delta\Phi$ стремится к нормальному.

Предположение о нормальности закона распределения существенно упрощает задачу, поскольку для полной характеристики этого распределения достаточно знать его математическое ожидание $E(\delta\Phi)$ и дисперсию $D(\delta\Phi)$ или соответствующую ковариационную матрицу.

Используя значения $E(\delta\Phi)$ и $D(\delta\Phi)$ и предположение о нормальности закона распределения $\delta\Phi$ как случайной величины, можно получить ряд числовых характеристик оценки функционала $\Phi(\varphi)$. Методика построения этих оценок в настоящее время достаточно развита [19]. При изложении будем следовать [3].

Вероятность того, что величина $\delta\Phi$ попадает в заданную область Δ (т.е. $|\delta\Phi| \leq \Delta$), определяется как

$$P(\delta\Phi \in \Delta) = \int_{\Delta} f(x) dx, \quad x \equiv \delta\Phi, \quad (19)$$

где $f(x)$ – плотность распределения величины x :

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi D(x)}} e^{-[x-E(x)]^2/[2D(x)]}, \quad (20)$$

а величины $E(\delta\Phi)$ и $D(\delta\Phi)$ определяются по формулам (15), (16) или (18). Интегрирование ведется по области $(-\Delta \leq x \leq \Delta)$.

Представляют интерес вероятности выполнения неравенств (12), выражающих условия попадания изучаемой ситуации в категорию экологически безопасной:

$$R^S = P(|\delta\Phi| \leq \Delta^S). \quad (21)$$

Предполагая закон распределения вариаций $\delta\Phi$ нормальным с плотностью распределения (20), получим для вычисления искомых вероятностей

$$\begin{aligned} R^S &= \frac{1}{\sqrt{2\pi D(x)}} \int_0^{\Delta^S} e^{-[x-E(x)]^2/[2D(x)]} dx = \\ &= \frac{2}{\sqrt{2\pi}} \int_0^{\lambda} e^{-t^2/2} dt = \Psi(\lambda), \end{aligned} \quad (22)$$

где $\lambda = \lambda(R^S) = [\Delta^S - E(x)]/\sqrt{D(x)}$; $\Psi(\lambda)$ – интеграл вероятности. Вероятности попадания ситуации в диапазон экологического риска, которые обозначим через R^r , оцениваются с помощью соотношений

$$R^r = 1 - R^S \equiv P\{\delta\Phi > \Delta^S\}. \quad (23)$$

С другой стороны, если задать некоторый приемлемый уровень значений вероятности надежности R^S , то по нему можно определить параметр λ из (22) и оценить величину диапазона «безопасности»:

$$|\Delta^S - E(\delta\Phi)| = \lambda \sqrt{D(\delta\Phi)}.$$

В задачах экологического проектирования, в дополнение к оценкам ситуации в целом, необходимо рассмотреть и возможные наихудшие случаи для качества атмосферы в зоне-рецепторе. С этой целью производится выявление областей локальных максимумов функций чувствительности и областей расположения источников большой потенциальной мощности (в отношении эмиссии загрязняющих примесей). При совпадении этих областей возможно возникновение ситуаций высокого экологического риска/уязвимости. В таких случаях требуются более детальные исследования, например проведение сценариев прямого моделирования с заданным набором источников и различными вариантами эмиссий.

Некоторые сценарные оценки

В качестве примера, демонстрирующего оценки экологической перспективы для региона, испытывающего влияние антропогенных воздействий, приведем результаты моделирования типичного сценария. Он описывает распространение загрязняющих примесей в газовом и аэрозольном состояниях от агрегированных источников. Функция источников в сценарии параметрически задает выбросы примеси по схеме, которая приблизительно описывает фактические выбросы, инициированные бомбардировками военной авиации США территории Афганистана. Поскольку заранее не ясны взаимосвязи между источниками и рецепторами возмущений, с позиций здравого смысла анализ ситуации лучше всего начинать с прямого моделирования с тем, чтобы оценить характерные масштабы процессов. Для реализации сценариев использован комплекс глобальных трехмерных моделей переноса примесей в атмосфере северного полушария. Атмосферная циркуляция восстанавливалась по архивным данным Реанализа [20] за период времени с 5.10 по 5.11.1999 г. в режиме усвоения с помощью системы [21] на базе модели гидротермодинамики с дискретностью 30 мин. Для этих целей использовалась процедура быстрого усвоения данных в 20-уровневой по вертикали версии моделей в гибридных координатах, следящих за рельефом поверхности Земли.

Источники примесей задавались параметрически в области Северного Афганистана. Режим работы источников предполагался дискретным с суточной периодичностью, так что примеси выбрасывались в атмосферу ночью, приблизительно так, как это было в военной акции в Афганистане. Поскольку производились взрывы большой мощности и на больших площадях, то образовывались аэрозольные облака частиц грунта и под влиянием тепловой конвекции они поднимались, по оценкам, до высот 500 мбар поверхно-

сти. В расчетах принималось, что частицы имели несколько градаций по размерам, и частицы различных размеров распространялись с различными режимами осаждения на подстилающую поверхность. Сценарии реализовывались в режиме прямого моделирования параллельно по процессам, описывающим распространение частиц разных размеров. Поскольку оценивались характерные масштабы областей распространения примесей, мы приводим результаты для двух градаций, которые переносятся на большие расстояния и могут оказывать воздействие на состояние климатической системы и качество атмосферы соседних с Афганистаном регионов в режиме трансграничного переноса.

На рис. 1 и 2 приведены поля суммарных концентраций за расчетный период в приземном слое атмосферы. Следует подчеркнуть, что результаты сценариев

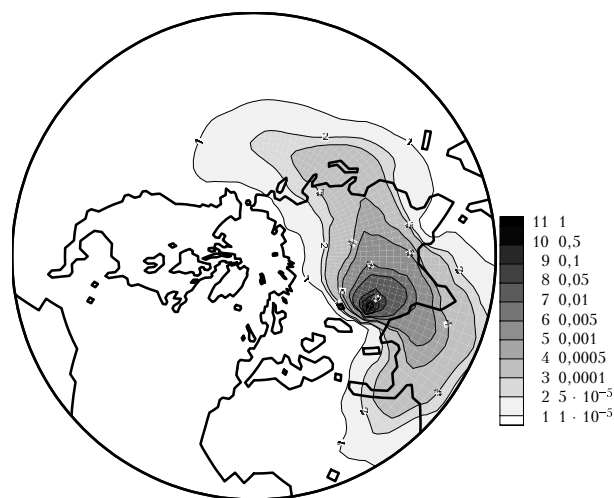


Рис. 1. Суммарная концентрация газовых примесей и субмикронных аэрозольных частиц в приземном слое атмосферы (отн. ед.) от агрегированных источников, расположенных на территории Афганистана

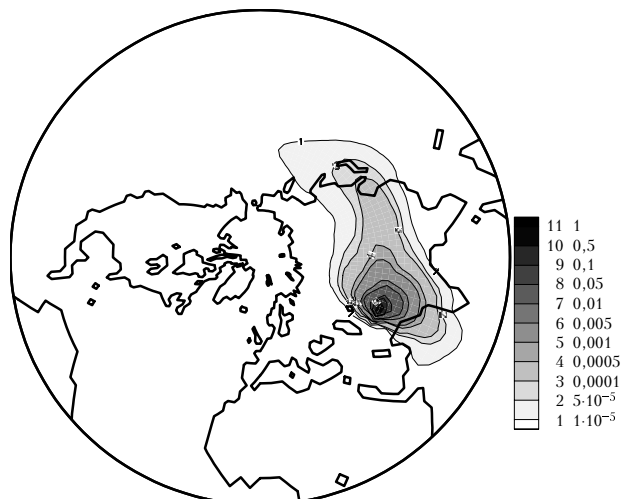


Рис. 2. То же, что и на рис. 1, только для аэрозольных частиц диаметром порядка 50 мкм

должны рассматриваться лишь как ориентировочные, поскольку данные о гидродинамике относятся к

1999 г. Они демонстрируют возможности получения оценок характерных масштабов процессов с помощью разрабатываемой методики и комплекса моделей.

Оценки показывают, что специфические загрязнители могут распространяться в трансграничном режиме на значительные территории Средней и Центральной Азии, юга Сибири и Китая. С учетом характера антропогенных воздействий основной состав трансграничных загрязнителей в данном случае представляет мелкодисперсная пыль. Взаимодействие пыли с полями солнечной и земной радиации значительно сложнее, чем взаимодействие других атмосферных аэрозолей. Это обусловлено тем фактом, что минеральные частицы могут и рассеивать и поглощать радиацию в ультрафиолетовом, видимом и инфракрасном диапазонах, что, в свою очередь, может приводить как к охлаждению, так и к нагреванию климатической системы в региональном масштабе. Расчеты показывают, что поля концентраций примесей в динамике имеют высокую пространственно-временную изменчивость и в областях повышенных уровней загрязнений имеют довольно большую оптическую толщину. Время жизни минеральных аэрозолей в атмосфере относительно короткое – порядка нескольких недель. Однако поскольку источники их эмиссии работают в импульсных режимах на значительных интервалах времени, т.е. время от времени происходит вброс новых порций загрязнений, в целом проявляется эффект суперпозиции. Отсюда следует вывод, что аэрозольная нагрузка на атмосферу имеет сложную пространственно-временную структуру и изменяет не только качество природной среды на значительных территориях, но и влияет на термодинамику регионального климата. Области с повышенными концентрациями загрязнений можно рассматривать как области потенциального экологического риска. Дальнейшее их изучение как областей-рецепторов осуществляется с помощью методов обратного моделирования по схеме, описанной в [10, 13, 15].

Работа поддержана РФФИ (гранты № 00-15-98543, 01-05-65313), Минпромнауки РФ (грант № 0201.06.269/349) и Европейской комиссией (проект № ICA2-CT-2000-10024).

1. *Марчук Г.И.* Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М.: Наука, 1982. 317 с.
2. *Марчук Г.И.* Сопряженные уравнения и анализ сложных систем. М.: Наука, 1992. 335 с.
3. *Пененко В.В.* Методы численного моделирования атмосферных процессов. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 352 с.

4. *Пененко В.В., Алоян А.Е.* Модели и методы для задач охраны окружающей среды. Новосибирск: Наука, 1985. 254 с.
5. *Пененко В.В.* Численные модели и методы для решения задач экологического прогнозирования и проектирования // Обозрение прикладной и промышленной математики. 1994. Т. 1. № 6. С. 917–941.
6. *Penenko V.V.* Methodology of inverse modeling for problems of climate changes and environmental protection // Advanced mathematics: computations and applications. NCC Publisher. Novosibirsk, 1995. P. 358–367.
7. *Penenko V.V.* Some aspects of mathematical modeling using the models together with observational data // Bull. Nov. Comp. Cent. 1996. № 4. P. 31–52.
8. *Пененко В.В., Цветова Е.А., Скубневская Г.И., Дульцева Г.Г., Кейко А.В.* Численное моделирование химической кинетики и переноса загрязняющих примесей в атмосфере промышленных регионов // Химия в интересах устойчивого развития. 1997. № 5. С. 535–539.
9. *Пененко В.В., Цветова Е.А.* Математические модели для исследования взаимодействия в системе озеро Байкал – атмосфера региона // Прикл. мех. и техн. физ. 1999. Т. 40. № 2. С. 137–147.
10. *Пененко В.В., Цветова Е.А.* Моделирование процессов переноса примесей в прямых и обратных задачах климатологического мониторинга и прогнозирования // Оптика атмосф. и океана. 1999. Т. 12. № 6. С. 482–487.
11. *Pielke R.A.* Mesoscale meteorological modeling. Orlando: Academic Press, 1984. 612 p.
12. *Seinfeld J.* Atmospheric chemistry and air pollution. New York: A Wiley Interscience Publication, 1986. 738 p.
13. *Пененко В.В., Цветова Е.А.* Некоторые аспекты решения взаимосвязанных задач экологии и климата // Прикл. мех. и техн. физ. 2000. Т. 41. № 5. С. 161–170.
14. *Пененко В.В.* Вариационные принципы и оптимизация во взаимосвязанных задачах экологии и климата // Вычислительная математика и математическое моделирование. Т. 1. М.: ИВМ РАН, 2000. С. 135–148.
15. *Пененко В.В.* Выявление областей повышенной экологической уязвимости: концентрация и подходы к реализации // Оптика атмосф. и океана. Т. 14. 2001. № 6–7. С. 596–600.
16. *Шварц Л.* Анализ. М.: Мир, 1982. 824 с.
17. *Grandel J.* Aspects of Risk Theory. Springer-Verlag, 1992. 175 p.
18. *Пао С.Р.* Линейные статистические методы и их применение. М.: Наука, 1968. 547 с.
19. *Луначер П.Ш., Шуряев А.Н.* Статистика случайных процессов. М.: Мир, 1972. 414 с.
20. *Kalnay E., Kanamitsu M., Kistler R., Collins W., Deaven D., Gandin L.* The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project // Bull. Amer. Meteorol. Soc. 1996. V. 77. P. 437–471.
21. *Пененко В.В., Цветова Е.А.* Подготовка данных для экологических исследований с использованием Reanalysis // Оптика атмосф. и океана. 1999. Т. 12. № 5. С. 463–465.

V.V. Penenko and E.A. Tsvetova. Methods and models for environmental studies and risk assessment.

A methodology is proposed for the construction of deterministic and deterministic-stochastic estimations of ecological risks for the receptors in some climatic system with consideration for man-induced impacts. It is based on the combination of the direct and inverse modeling techniques, the sensitivity theory, and the mathematical risk theory. The structure of algorithms for its realization is described.