

ИНФОРМАЦИОННО-МОДЕЛИРУЮЩАЯ СИСТЕМА ОБЕСПЕЧЕНИЯ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ТЕРРИТОРИЙ ГОРОДСКИХ АГЛОМЕРАЦИЙ

*Д.ф.-м.н., проф. В.Ф.Крапивин¹, к.т.н. И.И. Потанов²,
к.ф.-м.н. В.Ю. Солдатов¹*

¹ Институт радиотехники и электроники им. В.А. Котельникова РАН,
г. Москва vkrapivin_36@mail.ru

² Всероссийский институт научной и технической информации РАН,
г. Москва

Описана структура и функции информационно-моделирующей системы городской агломерации. Охарактеризованы отдельные блоки системы. Изложены принципы синтеза этой системы с учетом индикаторов негативных ситуаций в окружающей среде. Рекомендована схема принятия статистического решения о возникновении чрезвычайной ситуации, связанной с превышением индикатора качества окружающей среды априори установленного порога. Отмечены особенности практического применения информационно-моделирующей системы. Работа поддержана Российским фондом фундаментальных исследований (Грант РФФИ №16-01-00213-а).

Ключевые слова: городская агломерация, модель, индикатор, база данных

INFORMATION-MODELING SYSTEM FOR GEOECOLOGICAL SECURITY PROTECTION OF THE TOWN-AGGLOMERATION TERRITORIES

V.F. Krapivin, I.I. Potapov, V.Yu. Soldatov

Structure and functions are described for information-modeling system of the town-agglomeration. Separate system blocks are characterized. Principles are given for this system synthesizing taking into consideration of the indicators of environmental disasters. Statistical decision making scheme is proposed for the stressful situation detection basing on the environment quality indicator exceeding of a-priory given level. It is marked the features of practical use of information-modeling system. This study was supported by the Russian Fund for Basic Research (Grant #16-01-00213-a).

Key words: town-agglomeration, model, indicator, database

Введение

Задача синтеза информационной системы для оперативного контроля состояния окружающей среды на конкретной территории требует классификации ее элементов, учет которых вытекает из опыта решения подобных задач применительно к другим территориям. Анализ многочисленных публикаций по этой теме показывает, что многие фрагменты такой системы могут быть реализованы с помощью ГИС-технологии. Сюда относятся формирование пространственной базы данных, моделирование топографической структуры, компьютерное картографирование и визуализация.

ГИС-технология рекомендует в случае организации исследований на территориях с неоднородными структурами формировать ряды картограмм различной детальности. Для любого уровня пространственного разрешения $\Delta\varphi \times \Delta\lambda$ по широте φ и долготы λ в базе данных формируется информационный слой из наборов идентификаторов, контроль которых осуществляется управляющим блоком и данные из которых воспринимаются соответствующими функциями-блоками системы. По существу здесь реализуется широко используемая в ГИС схема картографического моделирования.

Как указывалось многими авторами организация любого природного мониторинга требует решения задач пространственно-временной интерполяции. Эта задача решается многими методами, применяемыми в ГИС-технологии [3,4]. Здесь эти методы используются для интегрирования информации из различных источников. Эта процедура включает следующие операции:

- приведение в единую систему пространственных данных от различных источников, таких как географические карты, спутниковые фотографии, дистанционные измерения, наземные наблюдения и т.п.;
- создание геометрического описания земной поверхности внутри совместимых топологических структур;
- формирование моделей и software для преобразований между векторными и развернутыми данными, т.е. между картами и образами;
- обеспечение согласования рядов гидрофизических, гидрохимических, экологических и социальных характеристик на каждом уровне пространственной шкалы системы;
- обеспечение согласованности информационных потоков пространственных, линейных и точечных данных внутри одного блока или по всей модели территории;
- синтез разбросанной пространственной информации и формирование представительного образа геосистемы или ее фрагментов.

Общее описание структуры и функций информационно-моделирующей системы

Для создания универсальной схемной оболочки информационно-моделирующей системы городских агломераций (ИМСГА) покроем всю территорию сеткой с шагом $\Delta\varphi$ по широте и $\Delta\lambda$ по долготы. Площадь каждого пикселя будет равна $\sigma_{\Delta} = \Delta\varphi \cdot \Delta\lambda \cdot k_{\varphi} \cdot k_{\lambda}$, где k_{φ} и k_{λ} - количество км в 1° широты и долготы соответственно. Переходя к дискретной нумерации пик-

селей, получим совокупность участков $\Xi = \{\Omega_{ij}\}$, где каждый участок Ω_{ij} имеет площадь σ_{ij} . Координаты центра участка Ω_{ij} равны:

$$\varphi_i = \varphi_1 + 0,5\varphi_i + \sum_{s=1}^i (s-1)\Delta\varphi_s, \quad i=1, \dots, N; \quad \lambda_j = \lambda_1 + 0,5\lambda_j + \sum_{s=1}^j (s-1)\Delta\lambda_s, \quad j=1, \dots, M;$$

Введенная сетка дискретизации территории позволяет создать универсальную процедуру привязки к конкретному объекту Ξ исследования путем использования следующих символических двумерных массивов:

$$\text{TERRITORY}(I, J) = \begin{cases} 0 & \text{при } \Omega_{IJ} \notin \Xi; \\ 1 & \text{при } \Omega_{IJ} \in \Xi_s; \\ 2 & \text{при } \Omega_{IJ} \in \Xi_w; \end{cases}$$

где $\Xi_s \cup \Xi_w = \Xi$, Ξ_s - часть территории под сушей; Ξ_w - часть территории, занятая гидросферным объектом. Топологическая структура гидросферной части территории описывается идентификатором типа

$$\text{HYDROL}(I, J) = \begin{cases} 0 & \text{когда в } \Omega_{IJ} \text{ гидросферных элементов нет;} \\ 1 & \text{в случае, если в } \Omega_{IJ} \text{ имеется водоем со стоячей водой;} \\ 2 & \text{когда в } \Omega_{IJ} \text{ имеется участок реки;} \\ 3 & \text{при наличии в } \Omega_{IJ} \text{ проточного водоема;} \\ 4 & \text{когда в } \Omega_{IJ} \text{ - морская акватория} \end{cases}$$

Массив HYDROL позволяет выделить подвижную часть водной среды на территории Ξ и тем самым более точно учесть изменчивость химического состава вод за счет неоднородностей водосборных площадок. Для организации численной процедуры расчета динамических потоков воды между пикселями Ω_{IJ} введем массив из высот над уровнем моря:

$$\text{TOPOGR}(I, J) = \begin{cases} 0 & \text{при } \Omega_{IJ} \in \Xi_w; \\ \omega_{IJ} & \text{при } \Omega_{IJ} \in \Xi_s; \end{cases}$$

где ω_{IJ} - средняя высота пикселя Ω_{IJ} над уровнем моря в метрах.

Каждый пиксель Ω_{IJ} характеризуется определенным соотношением площадей между водоемами, дикой и культурной растительностью, городскими постройками и дорогами. Определим это соотношение набором следующих двумерных массивов: $\text{PARTW}(I, J, \text{TIME}) = S_{IJ}^1 \in [0, 1]$ - часть Ω_{IJ} , занятая водоемами; $\text{PARTA}(I, J, \text{TIME}) = S_{IJ}^2 \in [0, 1]$ - часть Ω_{IJ} , занятая культурной растительностью; $\text{PERTS}(I, J, \text{TIME}) = S_{IJ}^3 \in [0, 1]$ - часть Ω_{IJ} , занятая дикой растительностью. Антропогенные объекты занимают остальную часть территории: $S_{IJ}^4 = 1 - S_{IJ}^1 - S_{IJ}^2 - S_{IJ}^3$. Вектор $\text{TIME} = (t_1, \dots, t_n)$ определяет режим изменения содержания этих массивов во времени $t_i \in [0, T]$.

В каждом пикселе Ω_{IJ} размещается один из n типов дикой растительности и один из m типов культурной растительности. Схемы этого размещения представлены двумерными массивами: $\text{VEGETA}(I, J, \text{TIME})$ для

культурной растительности, $VEGETS(I, J, TIME)$ для дикой растительности и $ANTROP(I, J, TIME)$ для антропогенных ландшафтов. Объектная детализация этих массивов может изменяться в соответствии с вектором $TIME$. В таблице 1 дан пример такой детализации антропогенных объектов.

Таблица 1

Пример массива $ANTROP(I, J, TIME)$

Тип антропогенного ландшафта	Идентификатор
Антропогенный объект отсутствует	O
Асфальтированная поверхность	F
Поселок городского типа	G
Деревня	&
Отдельное строение	C
Химический завод	X
Металлургический завод	M
Автостоянка	A
Текстильная фабрика	T
Больница	B
Кинотеатр	K
Стадион	S
Ипподром	I
Учебное заведение	U
Пищевой комбинат	L
Продовольственный магазин	D
Автовокзал	E
Автомойка	Y

Загрязнение водной среды может осуществляться через атмосферу, вымывание из почвы и антропогенные выбросы непосредственно в водоемы (бытовые и промышленные стоки, утечки и выбросы с судов). Структура пространственного распределения канализационных каналов синтезируется в массиве $TYPES(I, J, TIME)$. На основе сведений, заложенных в массиве $TYPES$, осуществляется контроль среднестатистической ситуации загрязнения при отсутствии информации. Наполнение системы данными организуется вводом априорных данных с последующим их обновлением. Система содержит массив $TYPES(I, J, TIME)$, который рассчитан на включение более точной информационной базы о загрязняющих производствах. Состав массива $TYPES$ включает характерные для территории производства, за счет чего система наполняет информационную сеть средними оценками выбросов загрязняющих веществ, если нет другой информации.

Структура информационной базы информационно-моделирующей системы определяется как возможностями ее формирования, так и потребностями практических решений задач управления качеством окружающей среды на заданной территории. Существующий опыт создания и использования подобных систем подсказывает иерархическую структуру базы данных, построенную по принципу последовательной дискретизации территории. Изложенные выше принципы такой дискретизации могут быть обобщены в виде схемы рис. 1. Следуя этой схеме можно без ущерба структуре системы постоянно увеличивать детальность дискретизации, сохраняя

предметную ориентацию пикселей Ω_{ij} и т.д. Таким путем структура и функции системы настраиваются на естественную композицию данных о различных аспектах функционирования природных, антропогенных и природно-антропогенных ландшафтов. Система лишь синтезирует имеющиеся данные и подсказывает, какие еще необходимо получить. Заложенные в структуру системы алгоритмы и модели обеспечивают интеграцию данных по пространству и предметным областям, за счет чего формируется целостный образ территории с происходящими на ней процессами.



Рис. 1. Функциональная структура ИМСГА.

Пользователь, следуя иерархии меню информационно-моделирующей системы, имеет возможность осуществлять следующие операции:

- запросить данные о любом идентификаторе (массиве) и произвести коррекцию любого его фрагмента;
- запросить оценки всех или части параметров имитационных блоков и откорректировать их;
- выделить наборы параметров и идентификаторов для более оперативного доступа к ним;
- синтезировать символическую карто-схему распределения оценок набора характеристик окружающей среды;
- осуществить прогноз состояния окружающей среды на заданную глубину времени или до выполнения априори сформулированного критерия оценки состояния окружающей среды (например, превышение ПДК).

Диагностика атмосферы

Формирование полей загрязнения атмосферы и поверхности суши и водоемов через нее из природных и антропогенных источников в значительной степени зависит от физико-химических характеристик загрязнителей и характера окружающей среды пикселя Ω_{ij} . Схематически формирование пятен загрязнителей на поверхности суши и водоемов представлено на рис. 2. Эта схема реализуется для каждого пикселя, где расположено точечный источник загрязнения. С учетом поля ветра в каждом подветренном пикселе происходит суммирование объемов загрязнителей, достигших этих пикселей в соответствии с Гауссовой моделью их распространения [7], учитывающей эффективную высоту и координаты источника загрязнения, скорость и направление ветра, сведения о количестве выбрасываемого вещества. Сухое осаждение и вымывание примеси из атмосферы параметризуется простыми линейными моделями [2,6,8,10].

Функциональные возможности ИМСГА могут быть расширены за счет учета особенностей распространения загрязнителей при различных геофизических условиях. Многообразие существующих моделей сухого и влажного осаждения различных загрязнителей из атмосферы позволяет учесть в ИМСГА различные параметризации этих процессов. Например, в работе [8] предложена приближенная методика параметризации скорости осаждения V_{ds} в зависимости от параметра шероховатости z_0 :

$$V_{ds}/u^* = k_1 + k_2 (-300z/L)^{2/3},$$

где $k_1 = 0,0012221g(z_0) + 0,003906$; $k_2 = 0,009$. Здесь z – высота, L – параметр устойчивости Обухова [5]; u^* – динамическая скорость. Gallagher и др. [9] подчеркнули необходимость дальнейших наблюдений для различных типов подстилающей поверхности (особенно обладающих шероховатостью в диапазоне 0,1-1,0 м), а также необходимость обобщения методики параметризации на диапазон размеров частиц 0,5-1,0 мкм.

В работе [11] предложена методика, позволяющая рассчитать скорость осаждения в двух этих случаях. Применение равновесной методики оценки функции источника МСА по данным о концентрации аэрозоля на определенной высоте, а также скорости осаждения продемонстрировало бесперспективность такого рода методики для частиц радиусом меньше 5-10 мкм. Подобный результат обусловлен двумя причинами:

- 1) время установления равновесия между источником и потерями за счет сухого осаждения много больше, чем характерное время жизни частиц малых размеров, определяемое вымыванием частиц осадками;

- 2) очень трудно (если возможно вообще) учесть влияние вертикальных скоростей синоптических масштабов, а также перемешивания между морским пограничным слоем (МПС) и свободной тропосферой.

Была разработана поэтому модифицированная методика оценки функции источника морского солевого аэрозоля. Эта методика основана на введении понятия «скорость вовлечения» с целью учета влияния таких процессов как:

- 1) осаждение или подъем, обусловленные крупномасштабной дивергенцией или конвергенцией в пределах МПС;
- 2) вертикальные движения за счет снижения или расширения МПС;
- 3) обмен со свободной тропосферой через верхнюю границу МПС.

Учет в моделях крупно-масштабного переноса аэрозолей процессов их осаждения, как показали Zlatev и др. [136], является важной составляющей их точности. Для процесса осаждения в Эйлеровской модели LRTAP (Long-Range Transport of Air Pollution) использована линейная аппроксимация: $H_s = (k_{s,1} + k_{s,2})c_s$, где c_s - концентрация аэрозоля s -го типа, $k_{s,1}$ и $k_{s,2}$ - коэффициенты скоростей сухого и влажного осаждения, соответственно, рассчитанные по формулам: $k_{s,1} = g_{s,1} / H_{\text{mix}}$, $k_{s,2} = gI / H_{\text{mix}}$. Здесь $g_{s,1}$ - скорость сухого осаждения аэрозоля s -го типа, H_{mix} - высота перемешивания атмосферы, I - интенсивность дождя, g_s - безразмерный коэффициент вымывания аэрозоля s -го типа.

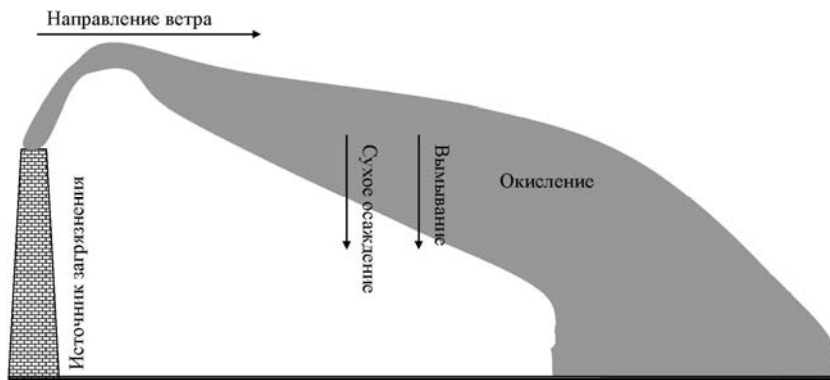


Рис. 2. Схема распространения загрязнителей через атмосферу из точечных источников.

Диагностика гидрофизических объектов

Для территории городской агломерации состояние гидрофизических объектов является важной компонентой в формировании качества окружающей среды вообще и надежного обеспечения жителей питьевой водой, в частности. Эта функция ИМСГА реализуется с привлечением региональной модели водного баланса, которая реализуется в каждом пикселе территории и которая обеспечивает контроль перемещения водных ресурсов между пикселями и воздействует на кинетические процессы распространения загрязнителей окружающей среды.

Рассмотрим схему рис. 3 как основу для моделирования гидрологического режима ограниченной территории Ω_{ij} , занимаемой исследуемой аквагеосистемой. Каждая территория характеризуется наличием части речной сети, водоемов и участков суши. Согласно ландшафтно-гидрологическому принципу для построения имитационной модели в зоне функционирования гидрологической системы необходимо выделение фаций, что связано с типизацией флористического фона, конкретный вид которого обуславливается микрорельефом, типом и свойствами почвы, поверхностным увлажнением, глубиной залегания грунтовых вод и другими факторами. Так что в

общем случае территория Ω_{ij} характеризуется наличием m фаций, а водоводная сеть имеет n однородных участков. С учетом этого согласно схеме рис. 3 замкнутая система балансовых уравнений имеет вид:

$$\sigma_{ij} dW_{A,ij} / dt = E_{ij} - R_{ij} + \sum_{k=1}^n (V_k - B_k S_k) + D_{ij} + \sum_{l=1}^m (L_l + T_l W / \sigma_l) \quad (1)$$

$$S_k dG_k / dt = Y_k - V_k + B_k S_k - H_k + J_k + \sum_{l=1}^m (K_{lk} - K_{kl} - V_{kl} - M_{kl}) - \Gamma_k + S_k (C_{k,1} V_{k,1} / \Delta_{k,1} - C_k V_k / \Delta_k), \quad (2)$$

$$\sigma_l d\Phi_l / dt = \sum_{k=1}^n (F_{kl} + V_{kl} + M_{kl}) + \sum_{k=1}^m \psi_l^k \theta_l L_l - T_l P_l - \theta_l + N_l + W / \sigma_l, \quad (3)$$

$$\sigma_{ij} dG_{ij} / dt = I_{ij} - Z_{ij} - D_{ij} + \sum_{k=1}^n (H_k J_k) + \sum_{l=1}^m (P_l N_l), \quad (4)$$

В формулах (1)-(4) обозначено: σ_{ij} , σ_l и S_k - площади территории Ω_{ij} , l -ой фации и k -го компартмента водного объекта в км² соответственно; Δ_k - линейный размер k -го компартмента водного объекта, км; $W_{A,ij}$, G_k и Φ_l - соответственно уровни воды в атмосфере, k -м компартменте водного объекта и l -ой фации на территории Ω_{ij} ; θ_{ij} - уровень грунтовых вод, м; ψ_l^k - доля стока k -ой фации, попадающая на территорию l -ой фации; остальные обозначения приведены на схеме рис. 3.

В представленном виде привязка модели к внешним территориям осуществляется через переменные E , R , Y_p , Γ_p , I , Z . Кроме того, при анализе конкретной ситуации могут быть дополнительно учтены конфигурация водотока и уровень водоема. Функциональные представления для всех потоков схемы рис. 3 записаны на основе законов гидродинамики и с учетом имеющейся экспериментальной информации. Приток E_{ij} и отток R_{ij} влаги определяется по данным дистанционного мониторинга. В промежутках между измерениями используется информация о скорости ветра V_{ij} , а функции E_{ij} и R_{ij} вычисляются по формулам: $E_{ij} = E_{1,ij}$; $R_{ij} = W_{A,ij}^k / (l + k_1 V)$, где $l = 2\lambda \sigma / H$, $E_{1,ij}$ - атмосферная влага на наветренной границе региона, k_1 - постоянный коэффициент, отражающий вклад ветра в циркуляцию осадков.

Сведения об осадках и стоке поступают из информационных каталогов гидрометеослужбы. Считая, что распределение осадков пропорционально площадям, получим:

$$B_k = W_{A,ij} \sigma_k / \sigma_{ij}; \quad W_l = W_{A,ij} \sigma_l / \sigma_{ij}.$$

Модель формирования стока учитывает топографию водосбора и пространственное распределение его почвенных характеристик и особенностей растительных покровов. Положим: $\theta_l = (g_l + K \exp[-a_l X_l C_l A_l]) \sigma_l$, где X_l и A_l - соответственно плотность растительности (т/км²) и мощность слоя почвы (м) на площади σ_l ; g_l - коэффициент рельефного стока в l -ой фации;

k_l - коэффициент проникновения воды через растительный и почвенный покровы на площади σ ; a_l и C_l - коэффициенты задержания осадков растительным и почвенным покровами в l -ой фации соответственно. Определение параметров этой зависимости осуществляется на основе экспериментальных измерений, устанавливающих для данного типа почвы и растительности связь между интенсивностью осадков, скоростью впитывания воды в почву и водопрочностью ее структуры. Так для такыров, например, сток равен осадкам. Это довольно грубое приближение может быть значительно уточнено, так как радиометрические методы позволяют классифицировать почвенную влагу, по крайней мере, на три типа: прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную воду. Связанная вода представляет собой пленочную влагу, адсорбированную поверхностью частиц грунта толщиной пленки в 6-8 молекулярных слоев. Содержание связанной воды в песчаных почвах 2-3% , глинистых и лессовых почвах - 30-40%. Связанная вода недоступна усвоению растениями, не растворяет соли.

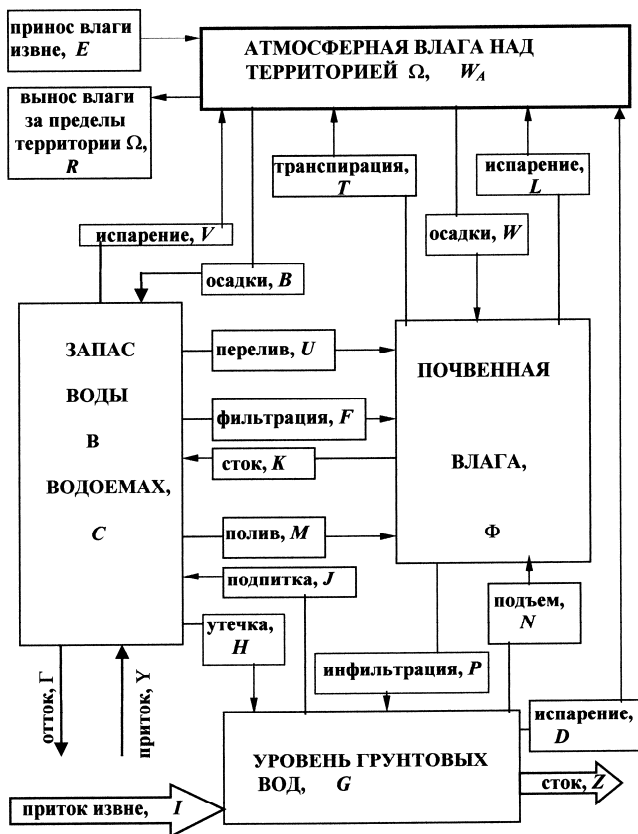


Рис. 3. Блок-схема типовой модели водного баланса в каждом пикселе ограниченной территории.

В рассматриваемых здесь моделях эти особенности учтены при определении соответствующих коэффициентов испарения и транспирации.

Сток θ_l распределяется между фациями и в виде возвратной воды K_{jk} попадает в водоем. В общем виде это отражено в формуле (4) через коэффициенты распределения стока $\psi_s^l \left(\sum_{s=1}^{m+2} \psi_s^l = 1 \right)$, где ψ_{m+1}^l - доля стока с l -ой фации за пределы региона, ψ_{m+2}^l - доля стока с l -ой фации в реку. Коэффициенты $\omega_{jk} \left(\sum_{k=1}^n \omega_{jk} = 1 \right)$ характеризуют распределение стока с l -ой фации по компартментам водоема и определяются рельефом местности и пространственным размещением фации и сегментов водоема. Таким образом, $K_{jk} = \omega_{jk} \psi_{m+2}^l \theta_l$.

Для описания испарения с поверхности почвы известны формулы Хичкока, Хортона, Вейсмана и др. Так формула Пристли и Тейлора для скрытой теплоты испарения q_E имеет вид: $q_E = \alpha S(q^* - q_i) / (S + \gamma)$, где q_i - почвенный поток тепла, Вт/м²; q^* - поток остаточной радиации, Вт/м²; $\gamma = 0,066 \cdot 10^3$ Па·К⁻¹ - психометрическая постоянная; S - наклон кривой зависимости давления насыщенной влаги от температуры (Па·К⁻¹);

$$\alpha = \begin{cases} 1,06 & \text{для влажной почвы,} \\ 1,04 & \text{для сухой почвы,} \\ > 1,26 & \text{при адвекции теплого воздуха над влажной поверхностью.} \end{cases}$$

Формула Хортона дает:

$$V = 0,36 [(2 - \exp\{-0,44\theta\})l_v - l_a] \text{ (мм/сут);}$$

где θ - скорость ветра (м/с); l_v - давление пара у водной поверхности, l_a - упругость водяного пара.

Формула Роуэра имеет вид:

$$V = 0,771(1,465 - 0,007\rho)(0,44 + 0,26\theta)(l_v - l_a) \text{ (мм/сут);}$$

где ρ - атмосферное давление (мм рт. ст.).

Многообразие форм представления зависимости скорости испарения с поверхности почвы от параметров окружающей среды позволяет гибко адаптировать модель водного баланса к информационной базе.

Поток T на рис. 3 отражает влияние растительного покрова на гидрологический режим территории. Одной из простых моделей транспирации является зависимость:

$$T = \gamma(24\alpha^* + \beta^*) \text{ (см/сут);}$$

где γ - удельная водоотдача почвы; α^* - скорость подъема уровня грунтовых вод (см/час); β^* - изменение уровня грунтовых вод за сутки (см).

Определим составляющие блок-схемы рис. 3, характеризующие процессы утечки и фильтрации воды из реки. Утечка и фильтрация зависят от качества русла и уровня воды. Положим:

$$H_i = \begin{cases} \mu_i C_i S_i & \text{при } 0 \leq C_i \leq C_{i,\min}, \\ \mu_i C_{i,\min} & \text{при } C_i > C_{i,\min}, \end{cases}$$

где μ_i - коэффициент проникновения воды через ложе водоема. Фильтрация F_i возрастает с увеличением C_i между двумя критическими значениями $C_{i,\min}$, когда фильтрация отсутствует, и $C_{i,\max}$, когда она достигает наибольшего значения:

$$F_{i,\max} = \begin{cases} 0 & \text{при } 0 \leq C_i \leq C_{i,\min}, \\ \mu_i (C_i - C_{i,\min}) S_i & \text{при } C_{i,\min} < C_i < C_{i,\max}, \\ \mu_i (C_{i,\max} - C_{i,\min}) S_i & \text{при } C_i \geq C_{i,\max} \end{cases}$$

Распределение фильтрующейся из водоема воды между фациями зависит от расстояния r_{ij} между i -м сектором и j -ой фацией, а также от структуры почвы и рельефа местности. В частности, такая зависимость может быть описана функцией $F_{ij} = F_{i,\max} \chi(r_{ij})$, где $\chi(r_{ij})$ - убывающая функция, удовлетворяющая условию

$$\sum_{j=1}^m \chi(r_{ij}) = 1.$$

Испарение с поверхности водоема зависит от температуры окружающей среды и может быть описано функцией $V_i = V_i^* T^\theta$ или соотношением $V_i = \mu(\theta)(\rho_V - \rho_2)$, где $\mu(\theta)$ - функция, отражающая влияние ветра; ρ_V - упругость водяного пара при температуре испаряющей поверхности, мб; ρ_2 - абсолютная влажность воздуха на высоте 2 м, мб.

Объем перелива определяется бинарным режимом функционирования водовода в границах максимально возможного уровня воды $C_{i,\max}$, так что:

$$V_i^* = \begin{cases} 0 & \text{при } 0 \leq C_i \leq C_{i,\max}, \\ C_i - C_{i,\max} & \text{при } C_i > C_{i,\max} \end{cases}$$

Распределение U_i^* между фациями зависит от рельефа местности, характеризующегося матрицей рельефного стока $\Psi = \|\Psi_{ij}\|$, такой что

$$\sum_{j=1}^m \Psi_{ij} = 1, \Psi_{ij} \geq 0.$$

В результате $U_{ij} = \Psi_{ij} U_i^*$.

Антропогенный забор воды из i -го компартмента водоема является управляющим фактором и его следует рассматривать в виде свободного параметра $M_i^* = \sum_{j=1}^m M_{ij}$. Для учета возможной неоднородности распределения M_i^* между фациями зададим матрицу коэффициентов распределения

полива $\nu = || \nu_{ij} ||$ ($\nu_{ij} \geq 0$, $\sum_{j=1}^m \nu_{ij} = 1$, $i=1, \dots, n$, $j=1, \dots, m$), так что $M_{ij} = \nu_{ij} M_i^*$.

Взаимосвязь между поверхностными потоками воды и грунтовыми водами существенно зависит от потока воды, просачивающейся вниз через почвенный слой. Этот поток, называемый инфильтрацией, в общем виде, с учетом только вертикальной неоднородности почвы описывается уравнением:

$$\frac{\partial P}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[p(P) \frac{\partial P}{\partial z} + K_z(P) \right]$$

Возможны различные варианты решения этого уравнения. Для практического использования можно рекомендовать решение: $f = f_c + (f_0 - f_c) \exp(-P/P^0)$, где $f = (P_i - P_0)/(\pi t)^{-1}$, f_c - асимптотическое значение скорости фильтрации, f_0 - начальная величина скорости фильтрации.

Процессы инфильтрации и испарения грунтовых вод существенно зависят от вертикального профиля почвенного слоя. Можно выделить следующие слои почвы: насыщенный и ненасыщенный. Насыщенный слой обычно охватывает глубины более 1 м. Верхний ненасыщенный слой включает почвенную влагу в зоне действия корней растений, промежуточный уровень и уровень капиллярной воды. Прохождение воды через эти слои можно описать законом Дарси, а гравитационный член $K_z(P)$ в уравнении (6) вычисляется из уравнения:

$$K_z(P) = 256,32 \delta_s^{-7,28} - 1,27 \delta_s^{1,14} \text{ (см/сут),}$$

где δ_s - объемная масса почвы (г/см^3).

Таким образом, система уравнений (1)-(4) с указанными функциональными описаниями потоков воды в исследуемом регионе при заданных на момент t_0 начальных значениях $W(t_0)$, $G(t_0)$, $C_i(t_0)$, $\Phi_i(t_0)$ позволяет рассчитать для $t \geq t_0$ характеристики водного режима всего региона.

Обнаружение чрезвычайных ситуаций в окружающей среде

Оценка состояния окружающей среды осуществляется в соответствии с набором индикаторов $I_k(\varphi, \lambda, t)$, отражающих качество k -го компонента. Эта оценка реализуется непрерывно на основе модельных расчетов концентрации химических веществ в водной среде и атмосферном воздухе, а также с учетом изменений в растительном покрове. Регулярный контроль элементов окружающей среды обеспечивает накопление рядов данных о значениях индикаторов в каждом пикселе территории. В случае возникновения ситуации $I_k(\varphi_{i0}, \lambda_{j0}, t_0) > I_{k,max}$ начинается накопление динамического ряда данных о значении этого индикатора с целью принятия статистического решения о его шумовом или сигнальном характере. В последнем случае осуществляется идентификация возможной причины возникновения чрезвычайной ситуации.

Принятие решения реализуется с использованием одного из двух подходов:

- критерий Неймана-Пирсона, когда оператор ИМСГА задает фиксированный объем накопления информации о значениях индикатора;

- процедура последовательного анализа Вальда, когда решение может быть принято в любой момент времени.

Для этого ИМСГА имеет следующие блоки:

- визуализация данных измерений в форме прямого изображения, гистограммы, суммы и частот по интервалам времени;

- вычисление статистических характеристик результатов наблюдений (среднее, дисперсия, моменты 3-го и более высокого порядка, эксцесс, коэффициент асимметрии, энтропия и др.);

- построение эмпирических плотности и функции распределения вероятностей;

- построение теоретического распределения вероятностей с его оценкой по одному из статистических критериев;

- вычисление характеристик для процедуры принятия гипотез по классической методике Неймана-Пирсона с выдачей оценки процедуры по текущему объему выборки;

- вычисление характеристик процедуры последовательного анализа и визуализация ее состояния;

- реализация функций доступа оператора к блокам системы на любом шаге функционирования системы с возможностями принятия решений по изменению параметров процедуры или прекращению измерений;

- визуализация принимаемого решения.

Этот ряд блоков обеспечивает формирование модели процедуры измерений в зависимости от имеющейся априорной информации о параметрах и характере изучаемого процесса [1]. В то же время оператор имеет возможность проверить правильность имеющейся на входе системы информации и оперативно поменять стратегию мониторинга. В целом совокупность указанных блоков составляет автоматизированную систему принятия статистических решений. Система строится по стандартной схеме человеко-машинного диалога с использованием иерархического меню. Принципиальная схема системы имеет вид некоторого преобразования F , структура и содержание которого определены совокупностью блоков, охарактеризованных выше. На вход системы поступают данные измерений от n источников. Решение о достоверности гипотезы H_0 или H_1 может приниматься по каждому источнику или по некоторой их совокупности $m \leq n$. Предусмотрены различные режимы взаимодействия оператора с системой. Окончание процедуры принятия решения сопровождается сообщением о длине использованной последовательности данных по каждому включенному каналу информации. В случае подключения двух и более каналов окончательное принятие одной из гипотез осуществляется по взвешенному большинству решений, принятых по отдельным каналам. В случае возникновения препятствий с принятием решения оператор предупреждается о ситуациях неопределенности и ему предоставляется возможность изменить веса каналов и внести поправки в другие параметры.

Для реализации процедуры принятия сложных гипотез, когда число возможных решений выходит за бинарную ситуацию, создается рекуррентная процедура для реализации многокритериальной задачи принятия решения в виде композиции простых бинарных ситуаций.

Заключение

Кратко представленная здесь система диагностики ограниченной территории, занятой городской агломерацией, позволяет при ее реализации и внедрении оперативно оценивать пространство потенциальных и реальных взаимодействий внутри ареала современного крупного города и его спутниковой зоны. Состав блоков ИМСГА и ее функциональное наполнение зависит от требований экологической и санитарной безопасности на исследуемой территории, а также от климатических и геофизических особенностей.

Безусловно, функции ИМСГА зависят от необходимости получения краткосрочных или долгосрочных прогнозов и от уровня требований к экологической безопасности. В случае расположения городской агломерации в регионе функционирования крупных промышленных объектов ИМСГА должна учитывать трансграничный перенос загрязнителей атмосферы и гидросферы.

Литература

1. *Бородин А.Ф., Крапивин В.Ф., Гольфельд Г.Б., Назарян Н.А.* Поиск и идентификация чрезвычайных экологических и техногенных ситуаций. // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 1997. №10. С. 2-20.
2. *Быков А.А., Счастливец Е.А., Пушкин С.Г.* Влияние изменчивости распределений метеорологических параметров и дисперсионного состава выбросов в атмосферу на модельные оценки осаждения промышленной пыли // Вестник Кемеровского государственного университета, 2012. Т.4. №2.
3. *Кондратьев К.Я., Пивлев А.С., Крапивин В.Ф.* Свойства, процессы образования и последствия воздействий атмосферного аэрозоля: от нано- до глобальных масштабов. Санкт-Петербург: ВВМ, 2007. 858 с.
4. *Крапивин В.Ф., Кондратьев К.Я.* Глобальные изменения окружающей среды: экоинформатика. С.-П.: Изд-во СПб ун-та, 2002. 724 с.
5. *Монин А.С., Обухов А.М.* Пространственные характеристики турбулентности в поверхностном слое атмосферы. // Докл. АН СССР, 1954. Т. 93. С. 223-226.
6. *Пискунова Е.Г.* Численное моделирование локального и мезомасштабного распространения загрязняющих веществ в облачной атмосфере. Нальчик: Кандидатская диссертация, 2005. 143 с.
7. *Савиных В.П., Крапивин В.Ф., Потапов П.П.* Информационные технологии в системах экологического мониторинга. М.: Геодекартиздат, 2007. 388 с.
8. *Comelis W.M.* Erosion processes of dry and wet sediment induced by wind and wind-driven rain: a wind-tunnel study. Gent: University of Gent, 2002. 280 pp.
9. *Gallagher M. W., Nemitz E., Dorsey J. R., Fowler D., Sutton M. A., Flynn M., Duyzer J.* Measurements and parameterizations of small aerosol deposition velocities to grassland, arable crops, and forest: Influence of surface roughness length on deposition. // J. Geophys. Res., 2003. V. 108. Nr. D12. P. AAC8/1-AAC8/10.
10. *Howarth R.W., Stewart J.W.B., Ivanov M.V.* (Eds.) Sulphur cycling on the continents wetlands, terrestrial ecosystems, and associated water bodies. Chichester: Wiley, 1992. 372 pp.
11. *Zlatev Z., Chrisensen J., Hov O.* A Eulerian air pollution model for Europe with nonlinear chemistry. // Journal of Atmospheric Chemistry, 1992. Nr. 15. P. 1-37.