

8. Разработка прогнозных моделей формирования негативных экологических процессов и их локализация

8.1. Особенности разработки прогнозных моделей загрязнения среды

Основной компонент отрицательного воздействия антропогенной активности — загрязнение всех областей окружающей среды: воздуха, воды и почвы. Поскольку все три геосферы в процессе эволюции установили тесные взаимосвязи, то при разрушительном воздействии на одну из них опасности разрушения подвергаются и другие. Поэтому, например, сжигание конечного продукта очистки канализационных вод нельзя считать решением задачи борьбы с загрязнением, так как такая технология лишь переносит антропогенную нагрузку с воды на атмосферу.

Ограниченность в средствах и уникальность экологических систем исключают возможность активного эксперимента, поэтому важное значение для прогнозирования и оценки состояния природной среды приобретают построение и использование соответствующих математических моделей.

Модели, используемые для указанной цели, можно классифицировать в зависимости от изучаемого пространственно (и связанного с ним временного интервала осреднения) масштаба антропогенного влияния; локальные, региональные, глобальные.

Локальные модели распространения загрязняющих веществ используются в случаях, когда изучаемые масштабы распространения загрязнений составляют несколько километров. Обычно они применяются с целью определения «зоны влияния» отдельных источников загрязнения. Типичные величины концентраций загрязняющих веществ достаточно велики и представляют опасность, в частности, для здоровья человека.

Региональные модели используются, когда изучаемый масштаб загрязнения составляет величину от нескольких десятков до сотен километров. Характерные времена осреднения — от месяца до года. Глобальные модели оперируют масштабами

от нескольких тысяч километров до масштабов всей планеты, типичное временное осреднение — несколько лет.

Проанализируем особенности моделирования загрязнения в регионе. Изменение концентрации Z_i загрязнения, генерируемого i -м регионом, происходит со скоростью, определяемой интенсивностью производства загрязнения Z_{kVGi} и их разложения Z_{TVi} :

$$\frac{dZ_i}{dt} = Z_{kVGi} - Z_{TVi}. \quad (8.1)$$

Будем считать, что скорость генерации загрязнения в каждом регионе пропорциональна средней плотности населения (коэффициент k_{Zi}) и зависит от объема фондов на душу населения $V_{RGi}=V_i/G_i$:

$$Z_{kVGi} = k_{Zi} \cdot G_i \cdot Z_{VGi}, \quad (8.2)$$

где $Z_{VGi} = Z_{VG}^{max} \cdot (1 - \exp(-\hat{G}_{ZGi} \cdot V_{RGi}))$ (8.3)

Темп разложения загрязнения аддитивно зависит от естественной скорости разложения Z_{Ti} и от скорости искусственной ассимиляции Z_{Vi} , которая определяется долей капитала U_{ZGi} , направляемой на интенсификацию процессов очистки:

$$Z_{TVi} = Z_{Ti} + Z_{Vi}. \quad (8.4)$$

Естественная скорость уничтожения природой вредных отходов прямо пропорциональна времени разложения T_{Zi} :

$$Z_{Ti} = \frac{Z_i}{T_{Zi}}. \quad (8.5)$$

Увеличение скорости ассимиляции за счет вкладываемого капитала опишем зависимостью:

$$Z_{Vi} = \frac{U_{ZGi} \cdot V_i}{G_{ZGi}}, \quad (8.6)$$

где G_{ZGi} — стоимость очистки единицы загрязнения.

Процесс генерации загрязнения в целом является более сложным, ибо необходимо детализировать причины возникновения загрязнения и учитывать случайность аварии. Также

необходимо вводить зависимость способности биосферы к самоочищению от объема загрязнения, т. е. установить функциональную зависимость $T_{Zi}=T_{Zi}(Z_i)$.

Соответственно для воздуха имеем:

$$\frac{dB}{dt} = \sum (N_{Bj} \cdot Z_j + N_{Aj} \cdot b_{GCj} \cdot G_j) + \rho_B \cdot \frac{dT}{dt} - \frac{B}{T_B} + B_n, \quad (8.7)$$

где B — показатель замутненности атмосферы, измеряемый весом посторонних примесей в воздухе над единицей площади поверхности земли.

Как видно, изменение этого показателя определяется долей N_{Bj} общего загрязнения Z_j , попадающего из j -го региона в атмосферу, количеством отходов, производящих энергию предприятий (коэффициент N_{Aj}), содержанием водяных паров в атмосфере $\sum_{i=0}^m W_{iA}$, скоростью ее естественного просветления T_B^{-1} . Скорость естественного просветления атмосферы обратно пропорциональна времени T_B оседания частиц пыли и дыма. Влияние паров воды на изменение прозрачности атмосферы, очевидно, проявляется через производную $\frac{1}{(m+1)} \cdot \frac{d}{dt} \sum_{i=0}^m W_{iA}$, которую можно приближенно представить как функцию dT/dt :

$$\frac{1}{(m+1)} \cdot \frac{d}{dt} \sum_{i=0}^m W_{iA} = \rho_B \cdot \frac{dT}{dt}. \quad (8.8)$$

где B_n — отражает скорость загрязнения атмосферы в результате естественных процессов — выветривания, эрозии и т. п. ($\sim 0,78$ т·км²·год⁻¹).

При моделировании локальных загрязнений определенное значение могут иметь модели глобальной циркуляции загрязняющих веществ, например тяжелые металлы.

Во-первых, они позволяют оценить глобальный фон (т. е. концентрации элементов в средах, обусловленных естественными источниками, такими, как выветривание почв, лесные пожары и др.). Поэтому глобальные модели могут дать представление о порядке величины концентраций ряда загрязняющих веществ (естественно, осредненных за большие промежутки времени,

например за год, поскольку содержание многих веществ в воздухе над акваторией озера и в его воде в целом, по-видимому, пока еще слабо изменилось под влиянием хозяйственной деятельности).

Во-вторых, количественные оценки, характеризующие переход загрязняющих веществ из одной среды в другую, полученные при построении глобальных моделей, в ряде случаев можно использовать в качестве первого приближения и при построении региональных и локальных моделей циркуляции загрязняющих веществ.

В-третьих, глобальные модели можно применять для анализа, обобщения, сопоставления имеющейся весьма разнородной информации об антропогенном поступлении, содержании, поведении загрязняющих веществ в различных природных средах. Общим для региональных и глобальных моделей является необходимость учета вторичного загрязнения (вследствие миграции и химической трансформации загрязнителя), поскольку здесь типична ситуация, когда опасность антропогенных поступлений определяется не столько загрязнением той среды, куда непосредственно происходит выброс, сколько вторичным загрязнением других сред.

Очевидно, что решение указанной задачи требует учета процессов, имеющих широкий диапазон временных масштабов, и поэтому перспективным является иерархический принцип создания модели, когда она строится на основе простой балансовой системы уравнений, коэффициенты которой рассчитываются по более сложным моделям, учитывающим процессы более коротких временных масштабов. Результаты расчетов такого рода моделям призваны «заменить» обычно недостающую экспериментальную информацию, необходимую при определении коэффициентов. Таким образом, математическая модель распространения загрязняющих веществ в регионе должна представлять некоторую иерархическую систему моделей, позволяющую учесть не только взаимодействие различных природных сред, но рассчитывать антропогенную составляющую и прогнозировать ее изменения при различных вариантах хозяйственной деятельности, планируемой в регионе.

Особенностью атмосферного переноса загрязняющих веществ в регионе является вынос загрязнителей на акваторию озера происходит в основном по долинам ручьев, рек

и береговой зоне, где расположены антропогенные источники. Тогда для оценки выноса количества загрязняющего вещества, переносимого от источника на акваторию, можно воспользоваться формулой:

$$\frac{Q_s}{Q} = \frac{1}{2 \cdot \bar{u} \cdot \tau} \cdot \int_R^{\infty} \exp\left(-\frac{r}{\bar{u} \cdot \tau}\right) dr = \frac{1}{2} \cdot \exp\left(-\frac{R}{\bar{u} \cdot \tau}\right), \quad (8.9)$$

где Q_s — количество загрязняющего вещества, выносимого на акваторию озера; R — расстояние от источника до озера; \bar{u} — средняя скорость переноса; τ — время существования загрязняющего вещества в атмосфере; Q — мощность источника загрязнения.

Поскольку перенос по долине возможен как по направлению к озеру, так и от него, и эти события могут быть равновероятными, то в формуле (8.9) введен коэффициент $\frac{1}{2}$.

Для расчета рассеивания по акватории озера вынесенного загрязнителя используется модель, согласно которой поток загрязняющего вещества вычисляется отдельно для каждого румба (угловой сектор в 45°). Для 2-го румба поток загрязняющего вещества на единицу площади и в единицу времени в точке на расстоянии r от точки выноса вычисляется по формуле:

$$q(r) = \frac{8 \cdot f_i \cdot Q_s}{2 \cdot \pi \cdot r_0 \cdot r} \cdot \exp\left(-\frac{r}{r_0}\right), \quad (8.10)$$

где f_i — повторяемость направлений переноса данного румба, $r_0 = \bar{u} \cdot \tau$. Осредняя вычисленное значение $q(r)$ по площади и учитывая (8.10), приходим к формуле для расчета средней плотности выпадений:

$$q = \frac{Q}{2} \cdot \exp\left(-\frac{R}{r_0}\right) \cdot \frac{1}{S} \cdot \int_S q(r) dS, \quad (8.11)$$

где S — площадь, по которой производится осреднение.

Параметром, подлежащим оценке в формуле (8.11), является, $r_0 = \bar{u} \cdot \tau$. Однако, осредненные по большим пространственным промежуткам, они дают слабое представление о зонах влияния отдельных антропогенных источников. В зада-

чах регионального масштаба учет зон влияния, хотя и в грубой форме, необходим. Здесь часто бывает достаточно оценок таких характеристик зоны влияния, как ее размер и масса загрязняющего вещества в ней.

Для расчета этих характеристик возможен следующий подход. Предполагается заданной форма факела распространения сточных вод. Эта форма обусловлена глубиной выпуска, орографией дна, условиями турбулентного перемешивания. Пусть $S(r)$ — площадь части сферы радиуса r , пересекающей зону факела распространения выброса. Тогда поток q загрязняющего вещества через $S(r)$ равен:

$$q(r) = \bar{c}(r) \cdot \bar{u} \cdot S(r), \quad (8.12)$$

где $\bar{c}(r)$ — средняя концентрация на расстоянии r , \bar{u} — средняя скорость переноса. Предполагаем, что:

$$q(r) = Q \cdot \exp\left(-\frac{r}{u \cdot \tau}\right), \quad (8.13)$$

где Q — масса загрязняющего вещества, сбрасываемая в единицу времени, τ — время существования загрязняющего вещества в факеле (оно обусловлено процессами распада вещества и осаждения на дно).

Обозначим V_{cm} — объем сточных вод, сбрасываемых в единицу времени, k — кратность их разбавления (отношение концентраций в стоке к концентрации в воде) на расстоянии r , тогда из (8.12) и (8.13) следует, что:

$$k = \frac{\bar{u} \cdot S(r)}{V_{cm}} \cdot \exp\left(\frac{r}{u \cdot \tau}\right). \quad (8.14)$$

Зона влияния обычно определяется максимальным, наперед заданным разбавлением. Значение этого разбавления выбирают в зависимости от предельно допустимой концентрации, от чувствительности метода измерения данного загрязнителя, его содержания в воде, обусловленного только естественными источниками, от вариабельности концентраций. Обозначим это

значение k_0 , тогда R — размер зоны влияния — определится из уравнения:

$$k_0 = \frac{\bar{u} \cdot S(R)}{V_{\text{ст}}} \cdot \exp\left(\frac{R}{u\tau}\right), \quad (8.15)$$

В частном случае при глубинном сбросе и большой глубине в районе сброса $S(r) = r^2$, где θ — угол рассеивания, определяемый условиями турбулентного перемешивания. Последнее условие имеет место для выпуска сточных вод БЦБК. Сопоставление данных расчета k_0 с данными проведенных экспериментов показывает совпадение их при $\theta \approx 10^{-1}$ и $\bar{u} \approx 10^{-2}$ м/с. Легко вычисляется и запас вещества M в зоне влияния:

$$M = \int_{V(R)} \frac{Q}{\bar{u} \cdot S(r)} \cdot \exp\left(\frac{r}{\bar{u} \cdot \tau}\right) dr, \quad (8.16)$$

где $V(R)$ — зона влияния.

Не менее важным является и моделирование динамики антропогенных процессов в реках. Используем для описания динамики загрязнения на участках реки одну из наиболее распространенных математических моделей.

Введем следующие обозначения: i — номер района; n — номер периода года ($n = 1$ — летний период, $n=2$ — зимний период); S_i — площадь поперечного сечения для i -го района; V_i — средняя скорость течения; Q_i — среднегодовой расход воды; D_i — протяженность i -го района.

Обозначим через \bar{X}_m^t — вектор концентрации загрязняющего вещества (фенол и его соединения — $m = 2$ и нефтепродукты — $m = 1$); $\bar{X}_{m,i}^t$ — концентрация загрязнителя m в i -м районе в момент времени t . Будем считать, что поступающие в какой-либо район загрязнения равномерно распределяются по всему этому району. Общее содержание загрязнителя в момент времени t равно:

$$Z_{m,i}^t = X_{m,i}^t \cdot V_i, \quad (8.17)$$

где V_i — объем воды в i -м районе.

Обозначим через \overline{F}_m^t — вектор, характеризующий поступление загрязняющего вещества m в районы реки в момент времени t . При вычислении нужно использовать приведенный вектор сбросов \overline{q}_m^t , координаты которого рассчитываются следующим образом:

$$g_{m,i} = \frac{1}{V} \cdot F_{m,i}^t, \quad (8.18)$$

Введем в рассмотрение коэффициенты распада вещества за счет биохимического окисления β (сут⁻¹) имеем

$$R_m^n = \exp(-k_n \cdot \beta^n), \quad (8.19)$$

где β_m^n — коэффициент распада вещества m за 1 сут в продолжение периода n ; k_n — количество суток в периоде n ; R_m^n — коэффициент сохранения вещества m в период n .

Обозначив через Y_m^t — концентрацию загрязняющего вещества m в донных отложениях и предполагая, что $f(x,y)$ — функция взаимного обмена между \overline{X}^t и \overline{Y}^t — имеет вид

$$f_i = k_1 \cdot x_i - k_2 \cdot y_i, \quad (8.20)$$

где k_1 — доля вещества, осаждающегося из 1 м³ воды на 1 м² дна; k_2 — доля вещества, поступающего с 1 м² поверхности донных отложений в 1 м³ поверхностных вод, можно записать следующие соотношения для концентрации \overline{X}^{t+1} , \overline{Y}^{t+1} :

$$\begin{cases} \overline{X}^{t+1} = (\overline{X}^t \cdot A + \overline{g} - f)R, \\ \overline{Y}^{t+1} = (\overline{Y}^t + \overline{f} - k^* \cdot v_D \cdot y_{\text{дос}}^t) \cdot R_D, \end{cases} \quad (8.21)$$

где R_D — коэффициент сохранения загрязняющего вещества в донных отложениях, $R_D = \exp(-k_n \cdot \beta_D)$. Полагая $\beta_D = k_4 \cdot \beta$, будем иметь:

$$R_{mD}^n = \exp(-k_n k_4 \beta) \cdot (R_m^n)^{k_4}. \quad (8.22)$$

Очевидно, $k_4 \leq 1$, v_0 — скорость перемещения частиц грунта в донных отложениях; $v_0 = k_5 \cdot v$, где v — скорость течения реки. Величина v_0 меньше, чем v , как минимум, на порядок; $k^* = 1$; A — матрица перетоков, где a_{ij} — количество воды, перетекающей из i -го района в j -й за 1 временной шаг.

Описанная математическая модель позволяет решить задачу прогнозирования качества воды в реке и вычислить концентрацию фенолов и нефтепродуктов для отдельных районов разбиения в течение 10 лет.

Отметим, что современная теория прогнозирования — предполагает непрерывный анализ причинно-следственных связей предсказуемых природных процессов. Большинство исследователей, занимающихся разработкой прогнозных схем изменения природных условий, считают наиболее целесообразным представлять их в виде подсистем — теоретического и информационного обеспечения, выбора концептуальных прогнозных методик, синтеза, и анализа их достоверности.

8.2. Особенности оптимального локализационного управления ЧС

В настоящее время достаточно полно исследованы особенности распространения большинства негативных процессов, обусловленных реализацией как целевых водохозяйственных и других народнохозяйственных мероприятий, так и их последствием и последствием. Активизирующиеся и активно проявляющиеся в последнее время некоторые негативные изменения в природных системах требуют поиска методов локализационного управления ими.

Бесспорно, наиболее простым решением проблемы является случай локализации области распространения негативных процессов, используя модель одной кривой L , удовлетворяющую следующим условиям:

– $x(0) = C_0; x(t) = \omega(x); \omega(x) \in W(x);$

– $x(\tau) \notin X$ для любого $\tau \geq 0$;

– существует $\tau > 0$ такое, что $x(\tau) = C_0$. при этом кривая L , определенная вектор-функцией $x(t), 0 < t < m$, содержит внутри себя x_0 и $x(t)$ и удовлетворяем заданной ориентации движения процесса;