

УДК 330.111.4

О БАЗИСНОЙ МОДЕЛИ МОНИТОРИНГА НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Доктор техн. наук М.Ж. Бурлибаев
 Д.М. Бурлибаева
Доктор геогр. наук А.А. Волчек
 Ан.А. Волчек

В настоящее время идут споры и дискуссии о базисной модели мониторинга наземных экосистем, т.е. каким она должна быть: интегральным для всей совокупности компонентов природы или дифференцированным для каждого компонента в отдельности. Представляется, что для получения целостной и реальной картины состояния окружающей среды необходимо иметь интегральные показатели мониторинга. Для того, чтобы иметь такие интегральные показатели состояния окружающей среды и обобщения результатов необходимо широко использовать математические модели мониторинга наземных экосистем. Этой проблеме посвящается данная статья.

Базисную модель наземной экосистемы, целесообразно реализовывать через модели двух, функционально связанных блоков, – процессов, происходящих в почве, и продукционного процесса растений. В интегральной форме эти модели описывают четыре основных функциональных процесса – фотосинтеза, дыхания, роста и отмирания наземной растительности различных видов: пойменной, лесной и сельскохозяйственной (культурной).

Проанализируем *составляющие продукционного процесса*. Фотосинтез зависит от интенсивности фотосинтетически активной радиации (ФАР), водного и температурного режимов, концентрации углекислого газа в атмосфере, плодородия почвы и видовых особенностей растений. Дыхание, в отличие от фотосинтеза, осуществляется не только в листьях, но и во всех других частях растений – листьях, стеблях и корнях, при этом, затрагивается накопленное органическое вещество. Описание роста и отмирания растений в математических моделях представляет особую сложность, так как, во-первых, – растения обладают способностью накапливать ассимилянт в резерв, исполь-

зудемый в подходящих условиях, зависящих от микроклимата, во-вторых, – неизвестна адаптивная способность растений.

С учетом этого, в анализируемую модель необходимо включить следующие блоки: почвенный, ростовой, фотосинтетический и гидрометеорологический. При этом, *фотосинтетический блок* должен базироваться на расчете транспирации, фотосинтеза и дыхания, *ростовой* – на описании динамики роста отдельных органов растений, *гидрометеорологический* – на распределении интенсивности ФАР, концентрации углекислого газа, влажности воздуха, водного потенциала почвы и растений, температуры воздуха, *почвенный* – на плодородии почвы, как совокупности водно-воздушных, теплового и пищевого режимов.

Модель трансформации наземной экосистемы должна быть незамкнутой, где входными параметрами являются природно-климатические факторы окружающей среды, определяющие наличие влаги и питательных веществ в почве.

Наиболее простое описание процесса трансформации наземной экосистемы заключено в модели Литта – Рябчикова:

$$R_p = \frac{W \cdot n}{36 \cdot R} \cdot \left\{ \min((1 + \exp(1,3 - 0,2 \cdot T))^{-1} \cdot (1 - \exp(-0,001 \cdot r))) \right\}, \quad (1)$$

где W – эффективное валовое увлажнение, мм/год; n – продолжительность сезона вегетации, декад; R – годовой термический баланс; T – среднегодовая температура воздуха; r – среднегодовое количество осадков. Более полной и динамичной является модифицированная модель Афанасика – Закржевского, имеющая вид

$$M_\tau = K_a \cdot E_n \cdot \bar{X}_\tau \cdot C_b \cdot \beta_\Phi \cdot (1 - \sigma(t_p)) \cdot \left(1 - \left(\frac{\varphi_c^i - \varphi^i}{\varphi_c^i - \varphi_{hp}^i} \right)_{max}^{bi} \right), \quad (2)$$

где M_τ – потенциально возможный прирост органической массы при оптимальных условиях факторов внешней среды; K_a – интенсивность фотосинтеза при световом насыщении и нормальной концентрации CO_2 ; E_n – интенсивность ФАР; X_i – коэффициент полезного действия поглощенной радиации изменяющийся во времени в связи с возрастным изменением клеточного и межклеточного обмена; C_b – концентрация CO_2 на хлоропластах листа; β_Φ – трансформационный коэффициент массы первичных ассимилянт в новое органическое вещество; $\sigma(t_p)$ – долевого коэффициент продуцируемых ассими-

лянт фотосинтеза, характеризующий их расход в процессе дыхания, роста; φ_c^i, φ^i и φ_{hp}^i – оптимальное, текущее и критическое значение лимитирующего фактора; b_i – наклон световой кривой фотосинтеза на расчетном интервале времени.

В качестве граничных условий, используется лимитирующее уравнение по элементам питания

$$M_{\tau}^{\Pi i} = \beta_{\Pi}^i \cdot \Pi_{\tau}^i, \quad (3)$$

где β_{Π}^i – масса вновь образованного органического вещества на единицу лимитирующего элемента питания; Π_{τ}^i – градиент эффективной концентрации элементов в почве у корней. Критерий обеспеченности фотосинтеза элементами питания (свето-пищевого соответствия Φ_n) и пищевой обеспеченности фотосинтеза (пищевого соответствия Π_{Φ}) определяется как

$$\left. \begin{aligned} \Phi_{\Pi} &= \frac{K_a \cdot \Phi_a \cdot X_{\tau} \cdot C_b \cdot \beta_{\Phi} \cdot (1 - \sigma(t_p)) \cdot \left(1 - \left(\frac{\varphi_c^i - \varphi^i}{\varphi_c^i - \varphi_{hp}^i} \right)_{\max}^{b_i} \right)}{\frac{\beta_{\Pi}^i \cdot E_T^{\tau} \cdot K_i^t \cdot S_i \cdot \gamma_0}{\beta_{\Phi}^i \cdot W_{\tau}}} \leq 1 \\ \Pi_{\Phi} &= \frac{1}{\Phi_{\Pi}} \geq 1, \end{aligned} \right\} \quad (4)$$

где S_i – содержание подвижных форм i -го элемента на сухую навеску; γ_0 – содержание сухого вещества в единице объема; W_{τ} – объемная влажность почвы.

Изменение плотности биомассы растительности (P) может быть аппроксимировано следующим дифференциальным уравнением

$$\frac{dP}{dt} = \min\{\rho_P \cdot P, R_{PP}\} - M_P - T_P, \quad (5)$$

где ρ_P – максимальный продукционно-биологический коэффициент (ПБК) рассматриваемого типа наземной растительности; R_{PP} – продуктивность растительности – при меньших текущих значениях ПБК; M_P и T_P – величины отмирания и затрат на дыхание в единицу времени, соответственно.

Продуктивность растительности R_{PP} может быть описана зависимостью

$$R_{PP} = k_{PC} \cdot k_{PO} \cdot H_{PE} \cdot H_{PC} \cdot H_{PZ} \cdot H_{PW} \cdot H_{PT} \cdot \exp\left(-\frac{b_P}{\rho}\right), \quad (6)$$

мультипликативно отражающей роль основных факторов окружающей среды, где H_p , H_{pc} , H_r , H_{pw} и H_{pm} – функции воздействия на динамику роста растительности солнечной радиации, концентрации CO_2 , загрязненности среды, влажности почвы и температуры, а k_{pc} , b_p и k_{po} – коэффициенты зависимостей продукционного процесса от биомассы растительности.

Функции воздействия можно выразить системой расчетных уравнений:

$$\left. \begin{aligned} H_{PC} &= \left(\frac{a_1}{E_n} + \frac{a_2}{C_1} \right)^{-1}; \\ H_{PT} &= P_o \cdot \exp\left(-\alpha_{PT}(T - T_{max})^2\right); \\ H_{PZ} &= \exp(-d \cdot \xi \cdot Z); \\ H_{PW} &= 1 - \exp\left(-k_{PW}(W_S + W_{SQ})\right); \\ H_{PE} &= \frac{E_n}{E_P} \cdot \exp\left(-\frac{E_n}{E_P}\right), \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

где E_n – интенсивность ФАР; E_P – оптимальная освещенность; ξ , α_{PT} , a_1 и a_2 – экспериментальные коэффициенты; C_1 – концентрация углекислого газа в атмосфере; T – расчетная температура воздуха; T_{max} – температура, определяющая максимальную интенсивность фотосинтеза; k_{pw} – коэффициент удельной транспирации; W_S – скорость транспирации для растительности; W_{SQ} – максимальная испаряемость в регионе; d – скорость загрязнения атмосферы в результате процессов выветривания, эрозии и др.; Z – концентрация химических элементов в почве; P_o – интенсивность фотосинтеза при T_{max} .

Определимся с основными функциями воздействия на динамику роста растительности.

I. Функция влажности почвы H_{pw} формируется в процессе транспирации растений (W_S).

Скорость транспирационных процессов можно описать уравнением

$$W_S = k_{iAP} \cdot W_{SiP}, \quad (8)$$

где $W_{SiP} = k_{iSX} \cdot R_{Xi} + k_{iSY} \cdot R_{Yi} + k_{iSL} \cdot R_{Lii}$; k_{iAP} – коэффициент транспирации; k_{isp} – количество воды (водопотребление), расходуемое на образование единицы биомассы растительности типа $P(X, Y, L)$.

Величины R_{Pi} можно аппроксимировать уравнением

$$R_{Pi} = \varepsilon_i \cdot r_{Pi}, \quad (9)$$

где ε_i – доля солнечной энергии, усвояемая при фотосинтезе, или $\varepsilon_i = \varepsilon_{i0} \cdot (1 - \exp(-\varepsilon_{i1} \cdot W_{iS}))$; ε_{i0} – значение ε_i при достаточном количестве воды; ε_{i1} – коэффициент, отражающий падение усвояемости энергии солнечной радиации растениями при уменьшении количества доступной воды.

Скорость физического испарения воды в регионе легко описывается модифицированным уравнением Ольдекопа:

$$W_{SQ} = r_i \cdot \left(1 - \exp \left[- \frac{\frac{E_i \cdot W_{iA}}{\ell_i \cdot E_i(t_0)} \cdot \left(\frac{T_i}{T_i(t_0)} \right)^{0,5}}{r_i} \right] \right), \quad (10)$$

где r_i – годовое количество осадков; E_i – среднееголетнее суммарное испарение с суши; W_{iA} – испаряемость в i -ом регионе за счет осадков; $E_i(t_0)$ – суммарное испарение с суши в расчетном году; ℓ_i – линейный размер i -ого региона или $\ell_i = 2\sqrt{\sigma_i/\pi}$, где σ_i – площадь расчетного региона; T_i и $T_i(t_0)$ – соответственно, среднееголетняя и среднегодовая температура в расчетном году.

II. Функция воздействия солнечной радиации зависит от интенсивности ФАР (E_n) и оптимальной освещенности (E_p).

III. Функция воздействия загрязненности среды

IV. Функция воздействия температуры определяется лимитирующей взаимосвязью температурного и водного режимов с проектированием температурного фактора через температуру растения.

При этом максимальная биопродуктивность достигается при оптимальной температуре растительного покрова, ибо как увеличение, так и уменьшение температуры обуславливает снижение фотосинтеза и, соответственно, биопродуктивности.

В целом температура растительного покрова зависит от уровня транспирации, зависящей от радиационного баланса испаряющей поверхности, т.е.

$$t_P^i = \frac{R_3}{\alpha} \cdot \left(1 - \frac{Q}{R_3} - \frac{E_T \cdot r}{R_3} \right) + t_b^i, \quad (11)$$

где R_3 – величина радиационного баланса; Q – поток тепла в почву; α – коэффициент теплообмена в системе – растение - воздух; E_T – транспирация; t_b^i – показатель температурного режима региона в вегетационный период; r – влажность воздуха.

На рис. 1 представлена обобщенная принципиальная схема системы прогнозирования изменений природной среды, в которой мониторинговая модель входит составной частью.

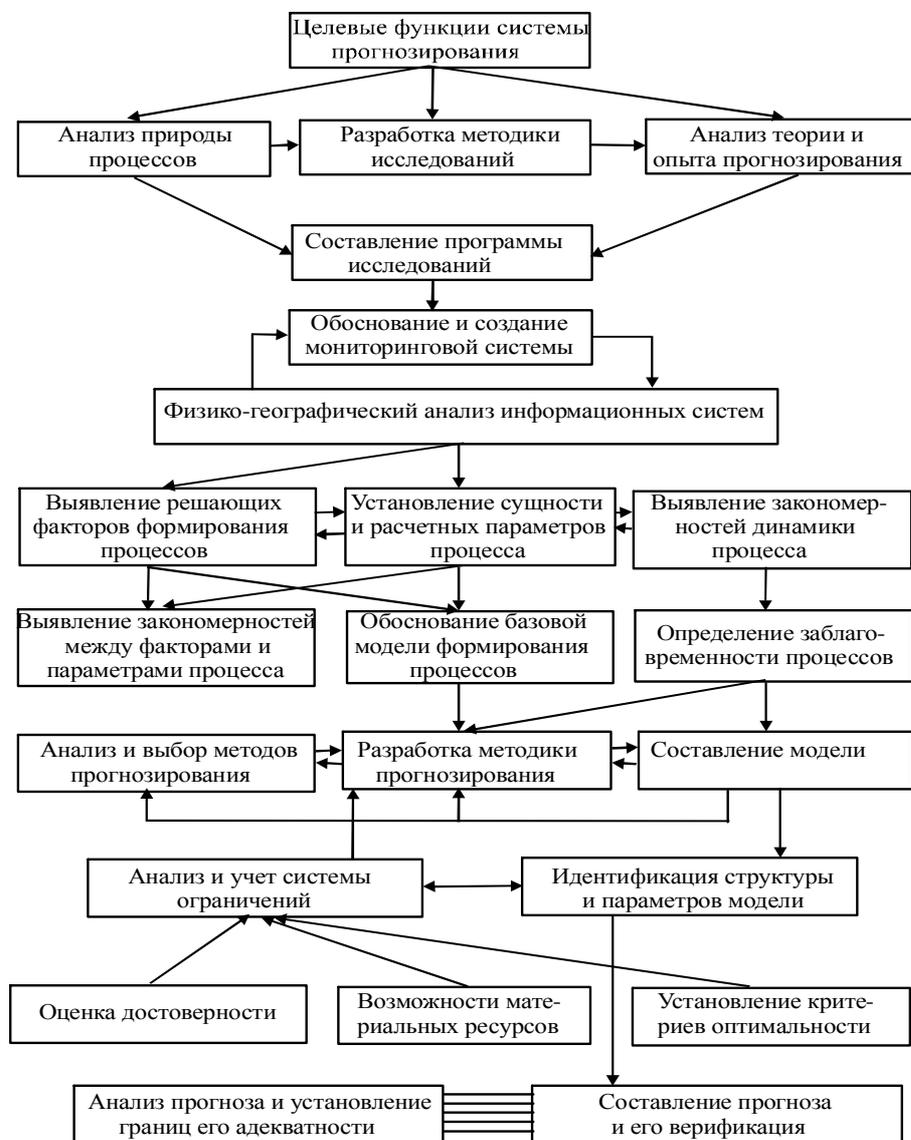


Рис. 1. Принципиальная схема системы прогнозирования изменений природной среды.

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 пространственного (и связанного с ним временного интервала осреднения) масштаба антропогенного влияния на 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 «зон 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} :

$$\frac{dZ_i}{dt} = Z_{kVGi} - Z_{TVi}. \quad (12)$$

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

$$Z_{kVGi} = k_{Zi} \cdot G_i \cdot Z_{VGi}, \quad (13)$$

где

$$Z_{VGi} = Z_{VG}^{\max} \cdot \left(1 - \exp(-U_{ZGi} \cdot V_{RGi})\right) \quad (14)$$

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:

$$Z_{TVi} = Z_{Ti} + Z_{Vi} \quad (15)$$

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

$$Z_{Ti} = \frac{Z_i}{T_{Zi}} \quad (16)$$

Увеличение скорости ассимиляции за счет вкладываемого капитала опишем зависимостью:

$$Z_{Vi} = \frac{U_{ZGi} \cdot V_i}{G_{ZGi}} \quad (17)$$

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:

$$\frac{dB}{dt} = \sum \left(N_{Bj} \cdot Z_j + N_{Aj} \cdot b_{GCj} \cdot G_j \right) + \rho_B \cdot \frac{dT}{dt} - \frac{B}{T_B} + B_n \quad (18)$$

где B – показатель замутненности атмосферы, измеряемый массой 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 естествен-

ного 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 :

$$\frac{1}{(m+1)} \cdot \frac{d}{dt} \sum_{i=0}^m W_{iA} = \rho_B \cdot \frac{dT}{dt}. \quad (19)$$

где ρ_B – отражает скорость загрязнения атмосферы в результате естественных процессов – выветривания, эрозии и т.п. ($\sim 0,78 \text{ т} \cdot \text{км}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$).

При моделировании локальных загрязнений (озера, реки) определенное значение могут иметь модели глобальной циркуляции загрязняющих веществ в регионе. Они помогают в решении ряда задач.

Во-первых, они позволяют оценить глобальный фон (т.е. концентрации элементов в средах, обусловленных как естественными, так и антропогенными источниками, такими, как хвостохранилища БГМК, выветривание почв 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, изменяющихся 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.

Итак, перенос и поступление загрязняющих веществ в оз. Балхаш осуществляются, в основном, в пределах водосборного бассейна. Поэтому оконтуривание рассматриваемого региона осуществляется на бассейновой гидрологической основе с включением примыкающих к бассейну озера тер-

риторий, с которых возможен перенос загрязняющих веществ воздушными потоками. Схема циркуляции загрязняющих веществ в регионе учитывает воздушный перенос, переход из атмосферы на подстилающую поверхность, перенос водными потоками и распространение в водной толще озера.

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 по 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, происходящий 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

$$\frac{Q_s}{Q} = \frac{1}{2 \cdot \bar{u} \cdot \tau} \cdot \int_0^R \exp\left(-\frac{r}{\bar{u} \cdot \tau}\right) dr = \frac{1}{2} \cdot \exp\left(-\frac{R}{\bar{u} \cdot \tau}\right), \quad (20)$$

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 (20) введен коэффициент $1/2$.

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 по-

ток загрязняющего вещества на единицу площади и в единицу времени в точке на расстоянии r от точки выноса вычисляется по формуле

$$q(r) = \frac{8 \cdot f_i \cdot Q_s}{2 \cdot \pi \cdot r_0 \cdot r} \cdot \exp\left(-\frac{r}{r_0}\right), \quad (21)$$

где f_i – повторяемость направлений переноса данного румба, $r_0 = \bar{u} \cdot \tau$. Осредняя вычисленное значение $q(r)$ по площади и учитывая (21), приходим к формуле для расчета средней плотности выпадений

$$q = \frac{Q}{2} \cdot \exp\left(-\frac{R}{r_0}\right) \cdot \frac{1}{S} \cdot \int_S q(r) dS, \quad (22)$$

где S – площадь, по которой производится осреднение.

Параметром, подлежащим оценке в формуле (21), является, $r_0 = \bar{u} \cdot \tau$. Однако, осредненные по большим пространственным промежуткам, они дают слабое представление о зонах влияния отдельных антропогенных источников. В задачах 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 – площадь части сферы радиуса r , пересекающей зону факела распространения выброса. Тогда поток q загрязняющего вещества через $S(r)$ равен

$$q(r) = \bar{c}(r) \cdot \bar{u} \cdot S(r), \quad (23)$$

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

$$q(r) = Q \cdot \exp\left(-\frac{r}{u \cdot \tau}\right), \quad (24)$$

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 (22) и (23) следует, что

$$k = \frac{\bar{u} \cdot S(r)}{V_{cm}} \cdot \exp\left(\frac{r}{u \cdot \tau}\right). \quad (25)$$

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

$$k_0 = \frac{\bar{u} \cdot S(R)}{V_{cm}} \cdot \exp\left(\frac{R}{u\tau}\right). \quad (26)$$

В частном случае при глубинном сбросе и большой глубине в районе сброса $S(r) = \theta r^2$, где θ – угол рассеивания, определяемый условиями турбулентного перемешивания. Последнее условие имеет место для выпуска сточных вод БГМК. 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:

$$M = \int_{V(R)} \frac{Q}{\bar{u} \cdot S(r)} \cdot \exp\left(\frac{r}{u \cdot \tau}\right) dr, \quad (27)$$

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

$$Z_{m,i}^t = X_{m,i}^t \cdot V_i, \quad (28)$$

где V_i – объем воды в i -м районе.

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

$$g_{m,i} = \frac{1}{V} \cdot F_{m,i}. \quad (29)$$

Введем в рассмотрение коэффициенты распада вещества за счет биохимического окисления β (сут^{-1}) имеем

$$R_m^n = \exp(-k_n \cdot \beta_m^n), \quad (30)$$

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 \bar{X}^t и \bar{Y}^t – имеет вид

$$f_i = k_1 \cdot x_i - k_2 \cdot y_i, \quad (31)$$

где k_1 – доля вещества, осаждающегося из 1 м^3 воды на 1 м^2 дна; k_2 – доля вещества, поступающего с 1 м^2 поверхности донных отложений в 1 м^3 поверхностных вод, можно записать следующие соотношения для концентрации \bar{X}^{t+1} , \bar{Y}^{t+1} :

$$\left. \begin{aligned} \bar{X}^{t+1} &= (\bar{X}^t \cdot A + \bar{g} - f)R, \\ \bar{Y}^{t+1} &= (\bar{Y}^t + \bar{f} - k^* \cdot v_{\text{Д}} \cdot y_{\text{сдв}}^{-t}) \cdot R_{\text{Д}}, \end{aligned} \right\} \quad (32)$$

где $R_{\text{Д}}$ – коэффициент сохранения загрязняющего вещества в донных отложениях, $R_{\text{Д}} = \exp(-k_n \cdot \beta_{\text{Д}})$. Полагая $\beta_{\text{Д}} = k_4 \cdot \beta$, будем иметь

$$R_{mД}^n = \exp(-k_n k_4 \beta) \cdot (R_m^n)^{k_4}. \quad (33)$$

Очевидно, $k_4 \leq 1$, v_d – скорость перемещения частиц грунта в донных отложениях; $v_d = k_4 \cdot v$, где v – скорость течения реки. Величина v_d 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 (рис. 2).

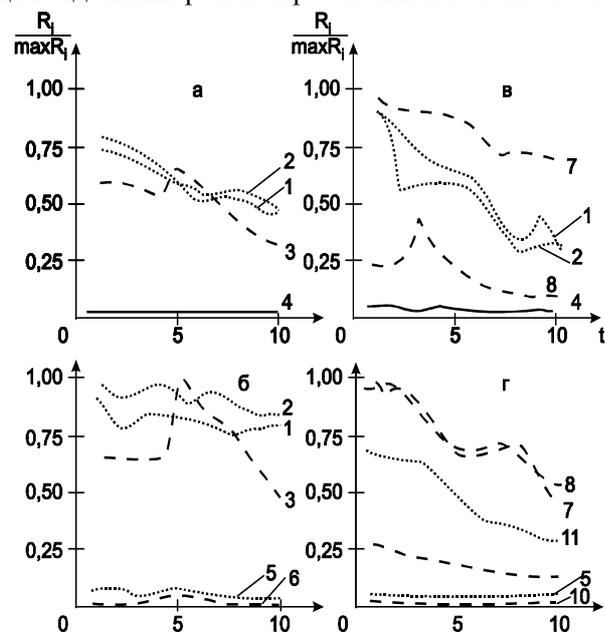


Рис. 2. Нормированные на свои максимальные значения концентрации нефти (1) и фенола (2) по сезонам года и районам. а – район устья; в и б – средние районы; г – район верховья; 1 – концентрация фенола на дне реки зимой; 2 – концентрация фенола на поверхности реки зимой; 3 – концентрация нефти на поверхности и дне реки зимой; 4 – концентрация нефти и фенола на поверхности и дне реки летом; 5 – концентрация фенола на дне и поверхности реки летом; 6 – концентрация нефти на дне и поверхности реки летом; 7 – концентрация нефти на поверхности реки зимой; 8 – концентрация нефти на дне реки зимой; 9 – концентрация нефти на поверхности реки летом; 10 – концентрация нефти на дне реки летом; 11 – концентрация фенола на дне и поверхности реки зимой.

В заключение отметим, что современная теория прогнозирования – предполагает непрерывный анализ причинно-следственных связей предска-

зуемых 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.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бурлибаев М.Ж., Волчек А.А., Шведовский П.В. Проблемы оптимизации природопользования и природообустройства в математических методах и моделях. – Алматы, Каганат, 2003. – 525 с.
2. Бурлибаев М.Ж., Достай Ж.Д., Турсунов А.А. Арало-Сырдарьинский бассейн (гидроэкологические проблемы, вопросы вододеления). – Алматы: Дәуір, 2001. – 180 с.
3. Бурлибаев М.Ж., Нурмаганбетов Д.Ш., Волчек А.А. Теоретические и прикладные основы проблем планирования и управления природопользованием и охраной природы. – Алматы: Каганат, 2007. – 360 с.

Казахстанское Агентство Прикладной Экологии, г. Алматы

Казахский Национальный Университет им. аль-Фараби, г. Алматы

Полесский Аграрно-Экологический Институт НАН, Республика Беларусь

ЖЕР БЕТІНДЕГІ ЭКОСИСТЕМАЛАРДЫҢ БАРЛАУЫНЫҢ БАЗИСТІК ҮЛГІЛЕРІ ТУРАЛЫ

Техн. ғылымд. докторы	М.Ж. Бурлибаев Д.М. Бурлибаева
Геогр. ғылымд. докторы	А.А. Волчек Ан.А. Волчек

Дәл қазір жер бетіндегі экосистемалардың барлауды базистік үлгісі туралы даулар және пікірталастар жүреді, қалай ол болуы керек болатынын демек: интегралды табиғаттың компоненттерінің барлық жиынтығы немесе дифференциалдалған жекені әрбір компонентке. Қоршаған ортаның күйін бүтіндік және нақты суреттің алуына барлаудың интегралды көрсеткіштері алуға керегетінде көрінеді. Мұндай қоршаған ортаның күйі және нәтижелерді қорытудың интегралды көрсеткіштері жер бетіндегі экосистемалардың барлауының математикалық үлгілерін кең қолдануға керек алу үшін сол үшіндер. Бұл мәселеге осы бап арналады.