

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КРИОЛОГИИ ЗЕМЛИ

УДК 551.48:631.3

**МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННОСТИ
ВОДОТОКОВ НА МЕСТОРОЖДЕНИЯХ С ДЛИТЕЛЬНЫМИ
ПЕРИОДАМИ ЛЕДОСТАВА. I. МОДЕЛЬ**

И.Г. Соловьев, П.В. Пикиноров, Т.А. Шмелева

Институт криосферы Земли СО РАН, 625000, Тюмень, а/я 1230, Россия, pavelpvf1@mail.ru

В работе представлена гидрохимическая модель водотока, на которой основана автоматизированная технология динамического наблюдения за нефтезагрязненностью территорий месторождений, учитывающая упрощенные, физически понятные схемы описания массообменных процессов, сезонные действия главных факторов прямых и вторичных загрязнений.

Водоток, ледовый покров, деструкция, массообмен, модель, залповый сброс

**MATHEMATICAL METHODS OF OIL POLLUTION CONTROLLING IN WATERCOURSES
CONFINED TO OILFIELDS WITH THE LONG PERIODS OF FREEZING-UP. I. MODEL**

I.G. Solovyev, P.V. Pickinorov, T.A. Shmeleva

Earth Cryosphere Institute SB RAS, 625000, Tyumen, P/O box 1230, Russia, pavelpvf1@mail.ru

The work presents a hydrochemical model of the watercourse. The automated technology of the oil deposit dynamic monitoring is based on this model. The model takes into account the physically simplified clear schemes of the mass-transfer process description and the seasonal impact of the principal factors of primary and secondary pollution.

Watercourse, ice cover, destruction, mass-transfer, model, volley discharge

ВВЕДЕНИЕ

Контроль аварийности нефтесборной сети в суровых ландшафтно-климатических условиях Западной Сибири остается проблематичным как для ведомственных, так и для государственных служб охраны окружающей среды [Влияние..., 2001].

Значительная территориальная рассредоточенность, спорадичность, протяженность, труднодоступность сети коллекторов существенно сужают арсенал методов оперативного слежения за аварийностью [О состоянии..., 2004; Пикиноров, Шмелева, 2006].

В этой связи практически надежным индикатором аварийности и в целом загрязненности территории, дренированной сетью водотоков, является показатель качества воды в створах на входе и выходе месторождения. Однако в условиях Западной Сибири длительные периоды ледостава опережают особую специфику расчетных схем описания и оценивания. Наличие ледового покрова, способного удерживать большое количество плес-

ночной нефти, растягивает временную реакцию транспортной гидродинамической системы на аварийное событие от места сброса до контрольного выходного створа, с последующей полной разгрузкой загрязнителя в период весеннего ледохода.

Учет вторичных кумулятивных зон и факторов загрязнения как в зимнее, так и в летнее время имеет важное значение для создания автоматизированных технологий динамического наблюдения за уровнями загрязненности водотоков месторождений. Эффективность такой схемы контроля помимо прочего определяется двумя важными факторами: детальностью представления и адекватностью модельного описания процессов миграции и ассимиляции примесей в водотоках; точностью контроля осредненных входо-выходных состояний качества водной среды, соответствующих принятым модельным описаниям.

Арсенал методов математического описания гидрохимических процессов в водотоках велик [Дружинин, Шишкин, 1989; Cole, Wells] и отражает

большое многообразие механизмов учета транспортировок и ассимиляции загрязняющих веществ (ЗВ) в зависимости от гидродинамических, климатических, ландшафтных условий, а также ингредиентного состава поллютантов [Микляева, 2006].

Можно говорить о двух подходах к построению динамических моделей экологии. Первый – физический, когда основные законы тепло-массо-переноса доуточняются по данным лабораторных испытаний. Второй – феноменологический [Хомяков и др., 2000], когда параметры массообмена вычисляются (идентифицируются) по результатам натуральных наблюдений. В последнем случае говорят о технологиях наблюдения реального времени. Представленная работа во многом ориентирована на второй подход.

Построение модельных систем гидрохимического наблюдения должно учитывать фактический регламент и технические возможности инспекций государственного и ведомственного контроля качества природных вод (Постановление Правительства РФ от 19.12.1996 г. № 1504 “О порядке разработки и утверждения нормативов предельно допустимых вредных воздействий на водные объекты”). В этой связи точность математического представления исследуемых гидрохимических процессов ограничивается, с одной стороны, потенциальными возможностями типового регламента аналитического контроля, с другой – возможностями непрерывной самонастройки (доуточнения) модели по данным текущих измерений.

МОДЕЛЬ

Практика агрегированного описания гидродинамики водотоков на основе пространственной аппроксимации конечными элементами – камерами широко используется в научных исследованиях [Кучмент и др., 1990]. Точность осредненного анализа повышается с увеличением отношения длина камеры/ширина камеры. При этом пространственная детальность теряется. В практике вычислительного анализа это отношение предпочтительно выбирать от пяти и выше. В представленном примере длина камеры равна 1000 м, ширина камеры 80 м. В основе разрабатываемой однокамерной [Власов, Шмелева, 1998] гидрохимической модели участка реки лежит топологическая схема (рис. 1), поясняющая массообменные процессы для нефтезагрязнителя (НЗ) между обозначенными кумулятивными зонами. На рис. 1 выделяются четыре зоны – вода русла реки, береговая зона, ледовый купол, дно – с соответствующими массами $M_1(t)$, $M_2(t)$, $M_3(t)$, $M_4(t)$ “подвижного” НЗ.

Согласно заложенным механизмам трансформации, со временем распределенная по зонам масса “подвижного” (участвующего в массообменных процессах) загрязнителя либо покидает камеру,

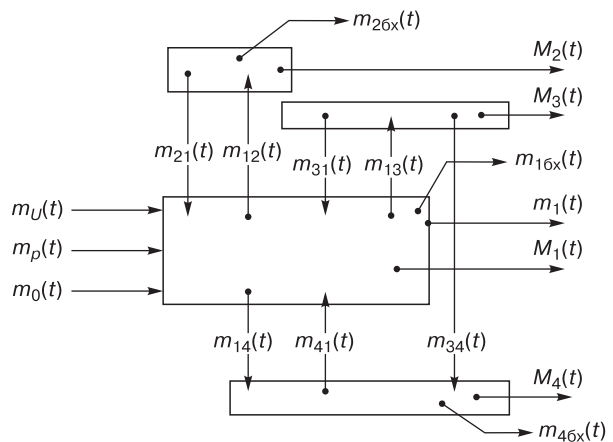


Рис. 1. Топологическая схема массообменных процессов:

$M_1(t)$ – масса нефтезагрязнителя в воде; $M_2(t)$ – масса НЗ, сорбированного береговой зоной; $M_3(t)$ – масса НЗ, захваченного ледовым покровом; $M_4(t)$ – масса НЗ на дне; $m_0(t)$ – масса НЗ во входном потоке; $m_1(t)$ – масса НЗ в выходном потоке; $m_p(t)$ – контролируемое поступление массы НЗ в водоток; $m_p(t)$ – априорно неизвестное поступление НЗ; $m_{46x}(t)$, $m_{26x}(t)$, $m_{46x}(t)$ – расходы массы загрязнителя, трансформированной в пределах водотока, береговой зоны и дна соответственно вследствие действия механизмов биохимической деструкции; $m_{21}(t)$, $m_{31}(t)$, $m_{41}(t)$ – расходы массы загрязнителя, перешедшей в водную среду в результате отдачи с береговой зоны, ледового покрова и дна соответственно; $m_{42}(t)$, $m_{43}(t)$ – расходы массы загрязнителя, перешедшей из водной среды на береговую зону и ледовый покров вследствие сорбции; $m_{44}(t)$, $m_{34}(t)$ – расходы массы загрязнителя, перешедшей на дно из водной среды и со льда в результате осаждения.

либо вследствие биохимических распадов, битумизации (отвердения), погребения наносами и иных механизмов связывания с почвогрунтами переходит условно в “неподвижное” состояние, т. е. выводится из массообменного оборота.

Основная транспортная составляющая массообмена – перенос загрязнителя с водным потоком русла реки со входа камеры $m_0(t) = c_0(t)Q_0(t)$ на выход $m_1(t) = c_1(t)Q_1(t)$, где $c_1(t) = M_1(t)/V_1(t)$ – средняя концентрация НЗ в водной среде камеры объема $V_1(t)$; $c_0(t)$ – концентрация загрязнителя во входном потоке; $Q_0(t)$, $Q_1(t)$ – объемные расходы воды.

Параметризация функциональных коэффициентов модели кинетики первого порядка в приведенных ниже уравнениях массообмена во многом заимствована из литературных источников [Вавилин, 1983; Страшкраба, Гнау, 1989]. Анализ ландшафтных характеристик и натуральных данных о характере и режимах нефтезагрязнения рек бассейна Среднего Приобья позволил ограничиться учетом важнейших (по нашему мнению) факторов, оказывающих на них влияние.

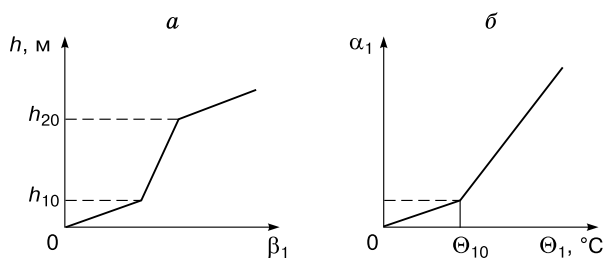


Рис. 2. Виды нелинейных функций:

a – функция приемистости берега $\beta_1(h)$; *b* – функция деструкции $\alpha_1(\Theta_1)$.

Известно, что растворимость нефти в воде невелика, поэтому основная часть загрязнителя транспортируется в виде поверхностной пленки, определенная часть которой сорбируется в летнее время ($E(t) = 1$) береговой полосой. Процесс сорбции НЗ береговой зоной описывается моделью кинетики первого порядка*:

$$m_{12}(t) = \beta_1(h)M_1(t), \quad (1)$$

где $m_{12}(t)$ – расход массы загрязнителя, перешедшей из водной среды на берег вследствие сорбции. Функция приемистости берега $\beta_1(h)$ (рис. 2, *a*), пропорциональная его пологости (площади смачивания) у кромки воды, определяется уровнем воды в русле $h(t)$:

$$\beta_1(h) = \beta_1^T \mathbf{w}_1(t) = \beta_{12}(h(t) - h_{10})_+ E(t) + \beta_{22}(h(t) - h_{20})_+ E(t),$$

где введены векторные обозначения:

$$\beta_1^T = [\beta_{12} \ \beta_{22}],$$

$$\mathbf{w}_1^T(t) = [(h(t) - h_{10})_+ E(t) \ (h(t) - h_{20})_+ E(t)];$$

β_{12}, β_{22} – коэффициенты наклона функции, определяющие интенсивность ее действия; h_{10}, h_{20} – лимитирующие значения функции, определяющие момент изменения ее наклона.

Первоначальная настройка параметров функции смачивания $\beta_{12}, \beta_{22}, h_{10}, h_{20}$ осуществляется по анализу профиля створа в пределах рассматриваемой камеры. Численные значения и размерности коэффициентов представлены в таблице. Наличие функции сезонного снеготаяния $E(t)$ (рис. 3, *a*) указывает на циклический характер действия механизмов береговой сорбции ($E(t) = 1$ летом, $E(t) = 0$ зимой, $0 < E(t) < 1$ в переходные периоды).

В зимнее время ($E(t) = 0$) часть НЗ сорбируется поверхностью ледового купола и береговыми наледями, что также назначается моделью первого порядка:

$$m_{13}(t) = \beta_3 M_1(t)(1 - E(t)), \quad (2)$$

где $m_{13}(t)$ – расход массы загрязнителя, перешедшей из водной среды на лед вследствие сорбции; β_3 – настраиваемый коэффициент сорбции.

Тяжелые фракции углеводородов, находящиеся в водной среде и сорбированные ледовым покровом, коагулируются и выпадают в осадок, что приводит к формированию слоя донных отложений. Эти процессы описываются моделями вида

$$m_{14}(t) = \beta_4 M_1(t), \quad m_{34}(t) = \alpha_3 M_3(t), \quad (3)$$

где $m_{14}(t), m_{34}(t)$ – расходы массы загрязнителя, перешедшей на дно из водной среды и ледового покрова соответственно вследствие действия гравитационной составляющей; β_4, α_3 – коэффициенты

Параметры гидрохимической модели

I. Биохимической деструкции										
α_{11}	α_{12}	α_{21}	α_{22}	α_{41}	α_{42}	α_{23}	α_3	α_{43}	α_{24}	α_{44}
$10^{-3} (\text{ч} \cdot \text{°C})^{-1}$						10^{-3}ч^{-1}			$10^{-3} (\text{ч} \cdot \text{м})^{-1}$	
0,40	2,00	0,001	0,005	0,002	0,01	0,005	0,05	0,01	0,25	0,80
II. Массообменных процессов										
β_{12}	β_{22}	λ_{21}	λ_{22}	λ_{23}	β_3	β_4	λ_3	λ_4	λ_{24}	
$10^{-3} (\text{ч} \cdot \text{м})^{-1}$					10^{-3}ч^{-1}			$10^{-3} (\text{ч} \cdot \text{мм})^{-1}$		
4,0	24,0	0,05	0,3	0,5	50,0	2,0	5,0	0,2	0,02	
III. Нелинейных функций										
h_{10}	h_{20}	\bar{h}_p			Θ_{10}					
м				°C						
7,0	10,0	0,05			10,0					

* Используются следующие обозначения [Малоземов, Певный, 1986]: $(a)_+ = \{a, \text{ если } a \geq 0; 0, \text{ если } a < 0\}$; \mathbf{a}^T – операция транспонирования вектор-столбца, т. е. $\mathbf{a}^T = [a_1 \dots a_n]$.

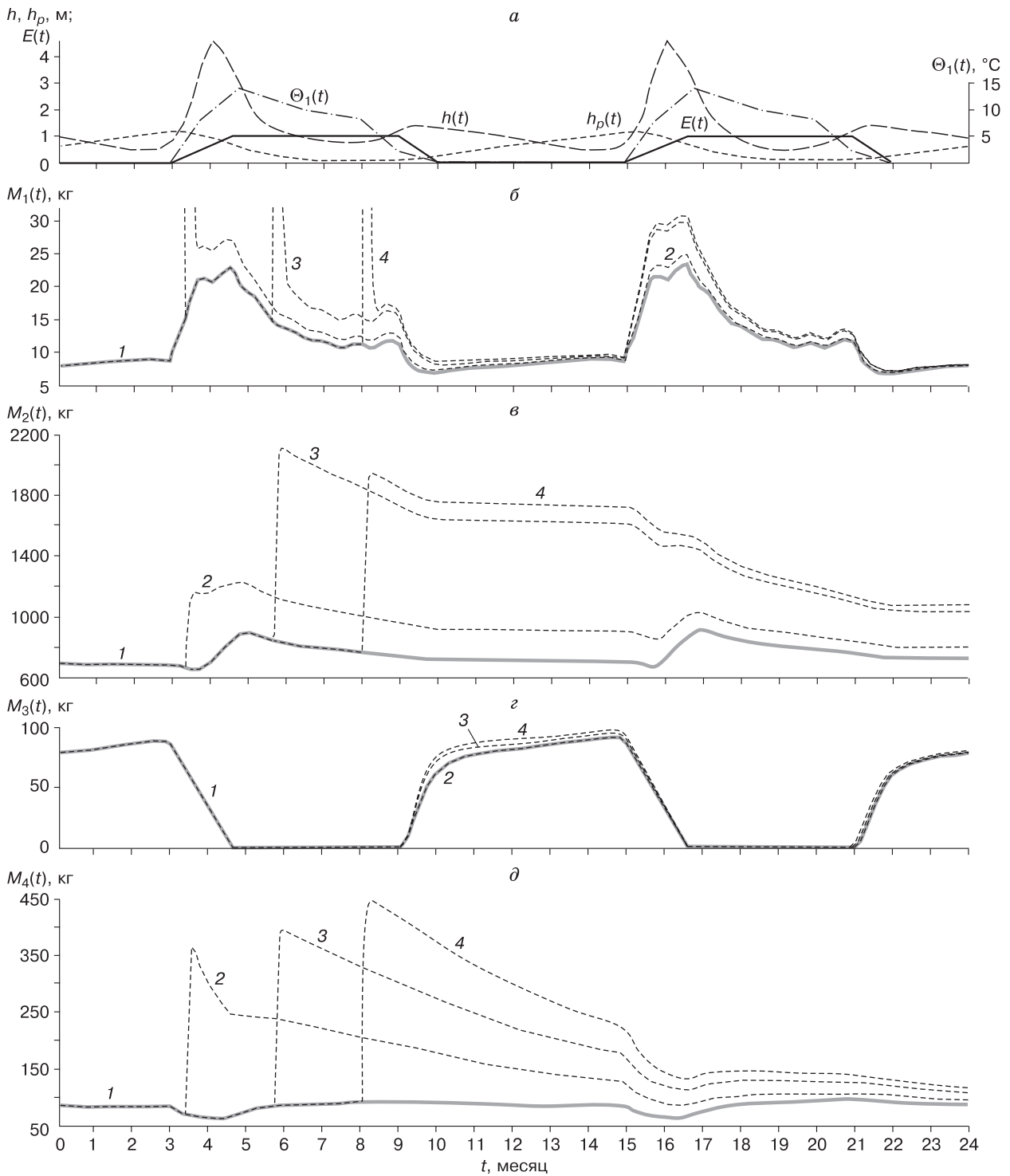


Рис. 3. Основные гидрометеохарактеристики модели и динамика загрязненности кумулятивных зон.

Динамика: *a* – основных гидрометеосоставляющих модели, *б* – нефтезагрязненности воды, *в* – береговой зоны, *г* – ледового покрова, *д* – дна; 1 – фоновое состояние загрязненности; залповый разлив происходит на: 2 – 100-й день, 3 – 170-й день, 4 – 240-й день.

енты, характеризующие действие указанных факторов для водного раствора и льда соответственно.

Окаймляющие русло кумулятивные зоны являются источниками вторичных загрязнений. Динамика обратного стока НЗ с береговой полосы описывается моделью первого порядка:

$$m_{21}(t) = \lambda_2(h, h_p, e^\downarrow)M_2(t), \quad (4)$$

где $m_{21}(t)$ – расход массы загрязнителя, перешедшей в водную среду с берега вследствие поверхностного стока; $\lambda_2(h, h_p, e^\downarrow)$ – функция интенсивности стока:

$$\begin{aligned} \lambda_2(h, h_p, e^\downarrow) &= \lambda_2^T \cdot \mathbf{w}_2(t) = \\ &= \lambda_{21}(h(t) - h_{10})_+ E(t) + \lambda_{22}(h(t) - h_{20})_+ \times \\ &\times E(t) + \lambda_{23}(h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t) + \lambda_{24}e^\downarrow(t)E(t). \end{aligned}$$

Здесь введены векторные обозначения:

$$\begin{aligned} \lambda_2^T &= [\lambda_{21} \ \lambda_{22} \ \lambda_{23} \ \lambda_{24}], \\ \mathbf{w}_2^T(t) &= [(h(t) - h_{10})_+ E(t) \ (h(t) - h_{20})_+ E(t) \\ &\ (h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t) \ e^\downarrow(t)E(t)], \end{aligned}$$

λ_{21} , λ_{22} , λ_{23} , λ_{24} , \bar{h}_p – настраиваемые параметры функции интенсивности стока.

Подобно $\beta_1(h)$ $m_{12}(t)$ зависит от уровня воды $h(t)$, уровня поверхностной влаги на примыкающей площади водосбора $h_p(t)$, а также от среднестатистической балансовой составляющей: $e^\downarrow(t) = e_1(t) - e_2(t)$, где $e_1(t)$ – данные о выпадении осадков на годовом цикле наблюдений; $e_2(t)$ – динамика испарения влаги в пределах площади водосбора [Михайлов, Добровольский, 1991].

Вторичное загрязнение зимнего периода учитывается балансовым соотношением

$$m_{31}(t) = \lambda_3(1 - E(t))M_3(t) + \Delta M_3(t)(\dot{E}(t))_+, \quad (5)$$

где $m_{31}(t)$ – расход массы загрязнителя, перешедшей в водную среду со льда вследствие осаждения; λ_3 – коэффициент, характеризующий интенсивность смыва НЗ с ледового покрова в воду. Из выражения (5) следует, что остаточное содержание отсорбированного ледовой поверхностью загрязнителя $\Delta M_3(t)$ в период снеготаяния полностью переходит в воду.

Вторичное загрязнение воды с донных отложений описывается моделью

$$m_{41}(t) = \lambda_4 M_4(t), \quad (6)$$

где $m_{41}(t)$ – расход массы загрязнителя, перешедшей в водную среду с донных отложений вследствие отдачи; λ_4 – коэффициент, характеризующий интенсивность отдачи НЗ со дна в воду.

Как отмечалось выше, трансформация НЗ (вывод из массообмена) связывается с процессами биохимического распада. Для водной среды имеем

$$m_{16x}(t) = \alpha_1(\Theta_1(t))M_1(t), \quad (7)$$

$$\alpha_1(\Theta_1) = \alpha_1^T \cdot \mathbf{V}_1(t) = \alpha_{11}\Theta_1(t)_+ + \alpha_{12}(\Theta_1(t) - \Theta_{10})_+$$

с векторными обозначениями

$$\alpha_1^T = [\alpha_{11} \ \alpha_{12}], \quad \mathbf{V}_1^T(t) = [\Theta_1(t)_+ \ (\Theta_1(t) - \Theta_{10})_+].$$

Здесь $m_{16x}(t)$ – расход массы загрязнителя, трансформированной в водной среде вследствие действия механизмов биохимической деструкции; $\alpha_1(\Theta_1)$ – функция деструкции (см. рис. 2, б), характеризующая скорость трансформации НЗ в водной среде при положительных температурах $\Theta_1(t)$. Зависимость температуры воды $\Theta_1(t)$ на годовом цикле представлена на рис. 3, а. Настройка функции осуществляется посредством коэффициентов α_{11} , α_{12} , Θ_{10} .

Для береговой зоны и дна помимо температурной составляющей процесса деструкции учитывается действие механизмов отвердевания и погребения паводковыми наносами, что характеризуют модели кинетики вида

$$m_{26x}(t) = \alpha_2(\Theta_2, h_p)M_2(t),$$

$$\alpha_2(\Theta_2, h_p) = \alpha_2^T \cdot \mathbf{V}_2(t) =$$

$$= \alpha_{21}\Theta_2(t)_+ + \alpha_{22}(\Theta_2(t) - \Theta_{10})_+ + \quad (8)$$

$$+ \alpha_{23} + \alpha_{24}(h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t),$$

$$m_{46x}(t) = \alpha_4(\Theta_1, h_p)M_4(t),$$

$$\alpha_4(\Theta_1, h_p) = \alpha_4^T \cdot \mathbf{V}_4(t) =$$

$$= \alpha_{41}\Theta_1(t)_+ + \alpha_{42}(\Theta_1(t) - \Theta_{10})_+ +$$

$$+ \alpha_{43} + \alpha_{44}(h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t),$$

где $m_{26x}(t)$, $m_{46x}(t)$ – расходы массы загрязнителя, трансформированной на береговой зоне и дне соответственно вследствие действия механизмов биохимической деструкции; $\Theta_2(t)$ – температура поверхности береговой зоны; α_{21} , α_{22} , α_{23} , α_{24} и α_{41} , α_{42} , α_{43} , α_{44} – коэффициенты, определяющие интенсивность влияния указанных факторов. Здесь введены векторные обозначения:

$$\alpha_2^T = [\alpha_{21} \ \alpha_{22} \ \alpha_{23} \ \alpha_{24}],$$

$$\mathbf{V}_2^T(t) = [\Theta_2(t)_+ \ (\Theta_2(t) - \Theta_{10})_+ \ 1 \ (h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t)],$$

$$\alpha_4^T = [\alpha_{41} \ \alpha_{42} \ \alpha_{43} \ \alpha_{44}],$$

$$\mathbf{V}_4^T(t) = [\Theta_1(t)_+ \ (\Theta_1(t) - \Theta_{10})_+ \ 1 \ (h_p(t) - \bar{h}_p)_+ E(t)].$$

В рамках введенных обозначений объединенная динамика массообменных процессов в водотоке описывается уравнениями вида

$$\begin{cases} \dot{M}_1(t) = m_0(t) + m_U(t) + m_p(t) - m_1(t) - m_{46x}(t) - \\ - m_{12}(t) - m_{13}(t) - m_{14}(t) + m_{21}(t) + m_{31}(t) + m_{41}(t), \\ \dot{M}_2(t) = -m_{26x}(t) + m_{12}(t) - m_{21}(t), \\ \dot{M}_3(t) = -m_{31}(t) + m_{13}(t) - m_{34}(t), \\ \dot{M}_4(t) = -m_{46x}(t) + m_{14}(t) - m_{41}(t), \end{cases} \quad (9)$$

где $m_U(t)$ – контролируемое поступление массы НЗ в водоток; $m_p(t)$ – априорно неизвестное (скрытое) поступление НЗ, представляемое в общем случае моделью временного ряда:

$$m_p(t) = \alpha_u^T \cdot \mathbf{u}(t) = \alpha_{u1}u_1(t) + \dots + \alpha_{ui}u_i(t) \quad (10)$$

($\mathbf{u}(t)$ – вектор базисных функций).

АНАЛИЗ

Несмотря на упрощенные, физически понятные схемы линеаризованного описания массообменных процессов, предложенная модель учитывает в динамике сезонные действия основных факторов прямых и вторичных загрязнений водотоков, что характерно для гидрохимических условий Среднего Приобья.

Суть процедуры динамического наблюдения за состоянием загрязненности территории, приуроченной к водосборной зоне рассматриваемого участка реки, в непрерывной оценке объемов поступлений скрытых сбросов $m_p(t)$, представленной моделью ряда (10) по замерам нормативных сбросов $m_U(t)$, средних концентраций $c_0(t)$, $c_1(t)$ и объемным расходам $Q_0(t)$ и $Q_1(t)$ воды в входо-выходных створах участка. На рис. 3 представлены результаты моделирования различных ситуаций для модели с параметрами, приведенными в таблице (I–III).

Учет механизмов вторичного загрязнения существенно усложняет решение поставленной задачи. Заложенная в модель (9) схема массообменов создает многообразие входо-выходных реакций гидрохимической системы при одних и тех же формах сбросов, но реализованных в различные гидрографические периоды времени.

Сравниваются четыре графика динамики загрязненности кумулятивных зон подвижным НЗ на периоде в два года. Это зависимости $M_1(t)$ – массы НЗ в водотоке (см. рис. 3, б), $M_2(t)$ – массы НЗ, сорбированного береговой полосой (см. рис. 3, в), $M_3(t)$ – массы НЗ, связанного льдом (см. рис. 3, г), $M_4(t)$ – массы НЗ в донных отложениях (см. рис. 3, д). На рис. 3 кривая 1 отражает “нормальное” состояние загрязненности, определяемое динамикой фона, кривые 2–4 – к фоновой составляющей добавляется аварийный сброс $m_p(t)$, который в суммарном зачете достигает 8000 кг и

продолжается 10 дней. Сравниваются реакции на сбросы в моменты времени (день) $t_1 = 100$, $t_2 = 170$, $t_3 = 240$ соответственно.

На приведенных рисунках видно, что в “фоновом” режиме величина НЗ, захваченного береговой зоной, в начале и в конце года примерно одинаковая (700 кг). Максимальная загрязненность берега достигается во время весеннего таяния снегов (период половодья). В этот период водоток освобождается от ледового покрова и вся масса накопленного им НЗ стравливается в воду (см. рис. 2, з), что приводит к увеличению массы нефтезагрязнителя в водотоке (см. рис. 2, б). Значительная часть находящегося в воде НЗ сорбируется береговой зоной за счет высокого уровня воды в водотоке (см. рис. 2, в), поскольку происходит затопление пойменной части русла реки и увеличивается площадь берега, способная захватывать НЗ из водотока.

В летний период активно действуют механизмы биохимической деструкции, зависящие от температуры окружающей среды, процессов гравитационного осаждения и последующего связывания со скелетом почвогрунтов. В это же время начинают проявляться механизмы вторичного загрязнения (смыв НЗ с береговой зоны в водоток), что выражается в более высоком (относительно зимнего периода) содержании НЗ в водотоке и постепенном уменьшении массы НЗ, захваченного береговой зоной.

С наступлением зимы все массообменные и деструкционные процессы для береговой зоны замораживаются. Начинается накопление НЗ ледовым покровом, разгрузка которого произойдет следующей весной.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изложенный вариант конструирования модели ассимиляции НЗ в водотоке надежно воспроизводит многофакторную динамику массообменных процессов между основными кумулятивными зонами.

Результаты модельных расчетов, представленные секторными диаграммами распределения массы НЗ по кумулятивным зонам на конец второго года наблюдений (рис. 4), свидетельствуют, что при прочих равных условиях итоговые пропорции между остаточным количеством “подвижного”, трансформируемого и вынесенного загрязнителя неодинаковы для односторонних аварийных сбросов, реализованных в разные моменты времени.

Параметрическая настройка многофакторных моделей подобного класса возможна лишь на основе создания алгоритмов идентификации по данным регулярных наблюдений качества воды во входо-выходных створах на годовых и/или сезонных циклах.

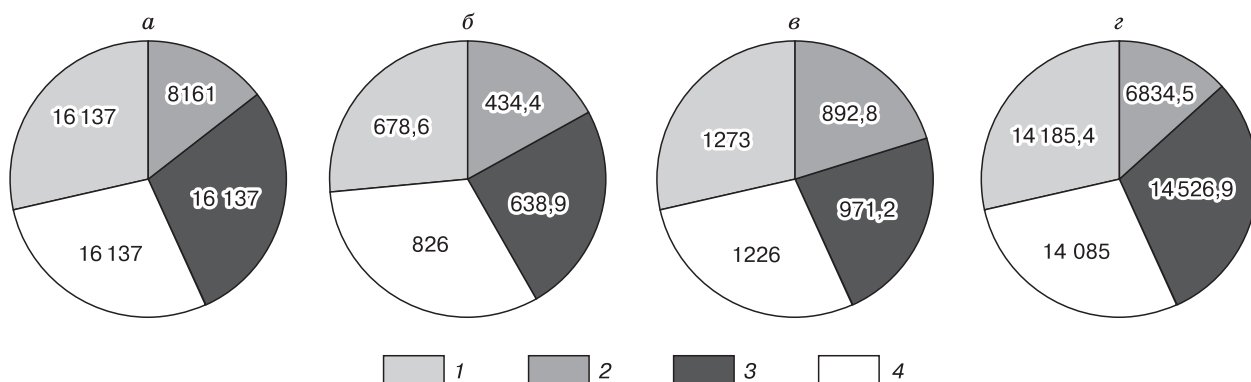


Рис. 4. Долевое распределение массы поступившего нефтезагрязнителя в кумулятивных средах.

Масса нефтезагрязнителя: *a* – поступившего за два года, кг; *б* – претерпевшая химико-биологическое разложение, кг; *в* – “подвижного” нефтезагрязнителя (осталось в системе на конец второго года), кг; *г* – покинувшего камеру, кг; 1 – фоновое состояние загрязненности; залповый разлив происходит на: 2 – 100-й день, 3 – 170-й день, 4 – 240-й день.

Литература

Вавилин В.А. Нелинейные модели биологической очистки и процессов самоочищения в реках. М., Наука, 1983, 158 с.

Власов Е.В., Шмелева Т.А. Информационные технологии слежения и прогнозирования гидрологических режимов рек в задачах экологии // Криосфера Земли, 1998, т. II, № 3, с. 44–47.

Влияние нефтегазовой промышленности на окружающую среду // Бюл. “Использование и охрана природных ресурсов в России”, 2001, № 3–4, с. 5–12.

Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. Л., Гидрометеиздат, 1989, 391 с.

Кучмент Л.С., Мотовилов Ю.Г., Назаров Н.А. Чувствительность гидрологических систем. М., Наука, 1990, 144 с.

Малоземов В.Н., Певный А.Б. Полиномиальные сплайны. Л., Ленингр. ун-т, 1986, 120 с.

Микляева Е.С. Исследования поведения нефтяного загрязнения при низких положительных и отрицательных значениях температуры // Материалы Междунар. конф. “Теория

и практика оценки состояния криосферы Земли и прогноз ее изменений”. Тюмень, Нефтегаз. ун-т, 2006, т. I, с. 161–164.

Михайлов В.Н., Добровольский А.Д. Общая гидрология. М., Высш. шк., 1991, 368 с.

О состоянии окружающей природной среды Ханты-Мансийского автономного округа – Югры в 2003 году // Информ. бюл. Ханты-Мансийск, НПЦ Мониторинг, 2004, 160 с.

Пикинеров П.В., Шмелева Т.А. Моделирование нефтезагрязненности водотоков, расположенных на территории месторождений // Вестн. кибернетики. Тюмень, 2006, № 5, с. 10–15.

Страшкраба М., Гнаук А. Пресноводные экосистемы, математическое моделирование. М., Мир, 1989, 374 с.

Хомяков П.М., Конищев В.Н., Пегов С.А. и др. Моделирование динамики геоэкосистем регионального уровня. М., Изд-во Моск. ун-та, 2000, 382 с.

Cole T.M., Wells S.A. A two-dimensional, Laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model // <http://www.ce.pdx.edu/w2>.

Поступила в редакцию
1 июня 2007 г.