ВСЕСОЮЗНЫЙ СОВЕТ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ ОБЩЕСТВ

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СОВЕТА МИНИСТРОВ СССР ПО НАУКЕ И ТЕХНИКЕ

МИНИСТЕРСТВО МЕЛИОРАЦИИ И ВОДНОГО ХОЗЯЙСТВА СССР

ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЙ СЛУЖБЫ ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ СССР

МИНИСТЕРСТВО ЭНЕРГЕТИКИ И ЭЛЕКТРИФИКАЦИИ СССР

МИНИСТЕРСТВО ВЫСШЕГО И СРЕДНЕГО СПЕЦИАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ СССР

ТАЛЛИНСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

ВСЕСОЮЗНАЯ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ ПО ОХРАНЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

г. Таллин, 19—22 сентября 1967 г.

ДОКЛАДЫ И СООБЩЕНИЯ ПО ВОПРОСАМ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДОЕМОВ И СМЕШЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД

(II Всесоюзный симпозиум)

Таллин
1968

XI
А-14678 11

ВСЕСОЮЗНЫЙ СОВЕТ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ ОБЩЕСТВ

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СОВЕТА МИНИСТРОВ СССР ПО НАУКЕ И ТЕХНИКЕ

МИНИСТЕРСТВО МЕЛИОРАЦИИ И ВОДНОГО ХОЗЯЙСТВА СССР

ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЙ СЛУЖБЫ ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ СССР

МИНИСТЕРСТВО ЭНЕРГЕТИКИ И ЭЛЕКТРИФИКАЦИИ СССР

МИНИСТЕРСТВО ВЫСШЕГО И СРЕДНЕГО СПЕЦИАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ СССР

ТАЛЛИНСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

ВСЕСОЮЗНАЯ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ ПО ОХРАНЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

г. Таллин, 19–22 сентября 1967 г.

ДОКЛАДЫ И СООБЩЕНИЯ ПО ВОПРОСАМ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДОЕМОВ И СМЕШЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД

(II Всесоюзный симпозиум)

Таллин
1968

Tartu Riikliku Ülikooli
Raamatukogu
238179

В подготовке конференции принимали участие Комитет ВСНТО по использованию и охране водных ресурсов, Научный совет по проблеме "Комплексное использование и охрана водных ресурсов" Государственного комитета Совета Министров СССР по науке и технике, Государственная инспекция по охране водных источников и Управление науки и техники Министерства мелиорации и водного хозяйства СССР, Таллинский политехнический институт Государственного комитета высшего и среднего специального образования Совета Министров Эстонской ССР, Государственный комитет Совета Министров Эстонской ССР по мелиорации и водному хозяйству, Всесоюзный научно-исследовательский институт водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии, Эстонский республиканский совет НТО, Совет по проблемам водного хозяйства АН СССР, Академия коммунального хозяйства РСФСР имени К.Д. Памфилова Министерства коммунального хозяйства РСФСР, Новочеркасский политехнический институт Министерства высшего и среднего специального образования РСФСР, Гидрохимический и Государственный гидрологический институты Главного управления гидрометеорологической службы при Совете Министров СССР.

ARHIIVKOGU

Редакционная комиссия:

А.М. Айтсам, Л.С. Бердичевский, А.И. Жуков (председатель), В.А. Клячко, Д.М. Минц, К.Л. Попова (секретарь), Г.М. Федоровский, С.Н. Черкинский, К.А. Черноскутов (ответственный редактор), П.Н. Штернов, С.В. Яковлев.

Редактор А.Г. Каск

Доклады Всесоюзной конференции по охране поверхностных и подземных вод публикуются в трех томах. Кроме того, отдельными выпусками печатаются обобщающие доклады пленарного заседания.

В настоящем сборнике публикуются доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод (II Всесоюзный симпозиум).

Все замечания и предложения по данному сборнику просим высылать в адрес Издательства Таллинского политехнического института.

Редактор

О Г Л А В Л Е Н И Е

Стр.

К а р а у ш е в А.В. Расчет разбавления сточных вод в водохранилищах и морских бухтах. 9

В е л ь н е р Х.А. О методике составления схем комплексного использования водных ресурсов с учетом качественных характеристик водоемов. . 18

М е ч и т о в И.И., Г е р ш к о в и ч М.И. Об экономически обоснованном выборе мероприятий по охране водоемов от загрязнения 25

А й т с а м А.М. Математическая модель регулирования качества воды водоемов 29

К а п л и н В.Т. Использование самоочищения водоемов для очистки сточных вод. 36

В е л ь н е р Х.А. Приближенные методы определения качества воды водоемов при водохозяйственном планировании 38

П а а л ь Л.Л. О продольной диффузии веществ загрязнений в малых водотоках 47

П а а л ь Л.Л., Т у т т М.А. О граничных условиях для расчета смешения сточных вод в водотоке. 52

Ф е д о р о в Н.Ф., В о л к о в Л.Е., Ц в е т к о в а Л.И. Загрязнение р.Невы сточными водами и пути улучшения ее санитарной характеристики. 59

П а а л ь Л.Л., Т у т т М.А. О расчете концентрации веществ загрязнения в реках при периодических эпюрах впуска сточных вод 63

Вельнер Х.А., Айтсам А.М. О критериях подобия процессов превращения органических веществ 70

Казарян Б.Г. О некоторых особенностях процессов смешения и самоочищения водотоков в условиях Армянской ССР 73

Каплин В.Т., Панченко С.Е. Загрязнение и самоочищение реки Сунжи. 79

Каплин В.Т. Некоторые вопросы самоочищения водоемов от органических загрязнений 81

Каск А.Г. О методике определения лимитирующего минимального стока при прогнозировании качества воды водотоков. 85

Цветкова Л.И. О роли донных отложений и населяющих их организмов в кислородном балансе водоемов. 95

Вельнер Х.А., Пласт Р.В. О динамике превращения органических веществ в малых реках 101

Айтсам А.М. Расчет самоочищения морских бухт 108

Зац В.И. Некоторые вопросы исследования параметров турбулентной диффузии на поверхности моря для расчетов горизонтального смешения в прибрежной зоне Черного моря. 112

Зац В.И. О предвычислении высоты подъема факела сточных вод в условиях плотностной стратификации с целью предотвращения загрязнения прибрежной полосы Черного моря 118

Лапшев Н.Н. Особенности разбавления сточных вод при применении рассеивающих канализационных выпусков. 124

А с т о к В.К., А й т с а м А.М. Некоторые вопросы расчета спектральной плотности скоростей течений в морских бухтах I29

Ч е р н у с Ю.К. Влияние сточных вод на загрязнение прибрежной полосы моря. I35

А г а л а р о в М.С., Г а с а н о в М.В., М а м е д о в Р.Г. Особенности процесса самоочищения моря при загрязнении его акватории нефтесодержащими и другими сточными водами. I38

К р у п н и к М.Я. К вопросу прогноза поля концентрации неконсервативного загрязнителя для водоемов с относительно прямолинейным берегом (установившаяся задача для полуплоскости). . . I43

А й т с а м А.М., А л л п е р е А.Р. Методика определения главного вертикального составляющего тензора коэффициента турбулентной диффузии пассивных скалярных веществ в морях I47

Т а м с а л у Р.Э. О расчете приливных течений на нелинейной гидродинамической модели при расчете самоочищения морей. I5I

Л а п ш е в Н.Н., К о ж е в н и к о в В.С., Р я з а н о в С.В. Некоторые теоретические положения о смешении сточных вод при береговых выпусках. I55

К а р а б а ш е в Г.С. О применении люминесцентных индикаторов для исследования диффузии примеси в море I6I

К у з ь м и н А.А. Исследование методов автоматического контроля биохимического потребления кислорода сточными водами. I69

нковлев С.В., Фазуллина Э.П. Биофильтры (современное состояние и перспективы развития) 174

Жуков А.И., Скирдов И.Ь. Современные методы и сооружения для очистки воды от грубодиспергированных примесей 182

Тепакс Л.А., Мёлдер Х.А. Гидродинамические условия аэрации и кислородный перенос в аэротенках с низконапорной аэрацией . . . 189

Калицун В.И. Современные песколовки и их расчет 192

А.В. Караушев
Государственный гидрологический институт

РАСЧЕТ РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В ВОДОХРАНИЛИЩАХ И МОРСКИХ БУХТАХ

Основная методика расчета разбавления сточных вод в реках изложена в докладе автора [I], опубликованном Таллинским политехническим институтом в материалах I-го Всесоюзного симпозиума по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод (1965 г.).

Упомянутые методы расчета разбавления сточных вод могут использоваться также для водохранилищ и озер, при наличии в последних заметных устойчивых течений, переносящих сточные воды от источника их поступления в водоеме. В озерах и водохранилищах, однако, может складываться такая гидрометеорологическая обстановка, когда в определенные периоды времени течения на том или ином участке оказываются практически незаметными. В этом случае в месте выпуска сточных вод будет происходить их накопление, сопровождаемое диффузией. Хотя при весьма малых скоростях турбулентность будет малой, но тем не менее случай полного отсутствия турбулентности в более или менее значительном водоеме представляется невозможным.

При рассмотрении задачи о процессах перемешивания, сопутствующих накоплению сточных вод в зоне их выпуска, автор предлагает пользоваться несколько условной, хотя и вполне реальной схемой, согласно которой скорости течения в зоне выпуска сточных вод считаются равными нулю, а турбулентность равной, хотя и малой, но все же конечной величине. Турбулентность обусловлена в этом случае теми тече-

ниями, которые не учитываются ввиду их малости и, главное, изменчивости направления, что приводит к тому, что выход сточных вод все время будет происходить в сильно загрязненные массы воды, т.е. в облако загрязнения, середина которого будет лишь блуждать под влиянием слабых изменяющихся по направлению течений возле места сброса сточных вод и пополняться последними.

Картина такого процесса может быть еще больше схематизирована. Можно принять неподвижность облака загрязнения и считать источник загрязнения расположенным в его центре.

При появлении устойчивых течений облако загрязнения получает поступательное движение и, оторвавшись от места выпуска сточных вод, в процессе перемещения продолжает расширяться за счет диффузии, уменьшая постепенно свою концентрацию.

Процесс накопления, диффузии и перемещения облака загрязнения может быть исследован теоретически. Представим себе область загрязнения в виде полного круга πr^2 (если выпуск сточных вод в озеро или водохранилище производится на некотором удалении от берега или в виде сектора с углом φ (если выпуск производится у берега). Выделим в этой области сектор с углом α, расположенным в точке выпуска сточных вод, и составим для части кольца, заключенного в этом секторе, уравнение баланса вещества. Пусть расход сточных вод постоянен и равен $Q_{ст}$. В сектор с углом α будет поступать расход q_α, определяемый равенством

$$q_\alpha = \frac{\alpha}{\varphi} Q_{ст}. \qquad (I)$$

Расход воды через все дуги выделенного сектора одинаков, т.е. вдоль радиуса r он не изменяется. Расход вещества, равный произведению расхода воды на концентрацию вещества, вдоль радиуса r уменьшается в связи с уменьшением концентрации s.

Выделим внутри рассматриваемого сектора контрольный объем воды в виде части кольца, заключенной между двумя дугами: l_a и l_b и радиусами, образующими сектор с углом α. Очевидно, что

$$\left.\begin{aligned} l_a &= \alpha r_a, \\ l_b &= \alpha r_b. \end{aligned}\right\} \qquad (2)$$

Перенос вещества через дуги определится расходом q_α и турбулентной диффузией. При взятой схеме расход воды через радиус равен нулю, так же как и турбулентный перенос вещества. Последнее обусловлено тем, что изолинии концентрации совпадают с окружностями, т.е. в направлении, нормальном радиусам, концентрация не изменяется.

Поступление вещества в контрольный объем через дугу l_a за время Δt выражается величиной:

$$\left[q_\alpha s_a - \frac{g}{\gamma} A \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_a l_a H\right] \Delta t.$$

Выход вещества из контрольного объема через дугу l_b за то же время будет

$$\left[q_\alpha s_b - \frac{g}{\gamma} A \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_b l_b H\right] \Delta t.$$

Индексами a и b обозначены величины, относящиеся соответственно к дугам a и b. Глубину H и коэффициент турбулентной диффузии $\frac{g}{\gamma} A$ для всей области загрязнения считаем постоянными.

Составим уравнение баланса вещества:

$$\left[q_\alpha s_a - \frac{g}{\gamma} A \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_a \alpha r_a H - q_\alpha s_b + \right.$$
$$\left. + \frac{g}{\gamma} A \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_b \alpha r_b H\right] \Delta t = \Delta P_s. \qquad (3)$$

Здесь ΔP_s – изменение количества вещества в контрольном объеме за время Δt. Заметим, что контрольный объем δV определяется выражением:

$$\delta V = \alpha r \Delta r H,$$

где $\Delta r = r_b - r_a$.

Для упрощения обозначений примем $r_a = r$, $r_b = r + \Delta r$, $s_a = s$. Используя частные производные концентрации s по радиусу r и по времени t, напишем:

$$\Delta P_s = \frac{\partial s}{\partial t} \alpha H r \Delta r \Delta t, \tag{4}$$

$$s_b = s + \frac{\partial s}{\partial r} \Delta r. \tag{5}$$

Можно написать и следующие тождественные равенства:

$$\left.\begin{aligned} \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_a &= \frac{\partial s}{\partial r}, \\ \left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_b &= \frac{\partial s}{\partial r} + \frac{\partial}{\partial r}\left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)\Delta r. \end{aligned}\right\} \tag{6}$$

Подставляя в уравнение (3) соотношения (4), (5), (6), а также значения s_a и r_a, выполняя простые алгебраические преобразования, приходим к следующему виду уравнения:

$$\alpha H r \frac{\partial s}{\partial t} = -q_\alpha \frac{\partial s}{\partial r} + \frac{g}{\gamma} A \alpha H \frac{\partial s}{\partial r} + \frac{g}{\gamma} A \alpha H r \frac{\partial^2 s}{\partial r^2}. \tag{7}$$

Деля это уравнение на $\alpha H r$ и учитывая, что

$$\frac{q_\alpha}{\alpha} = \frac{Q_{cm}}{\varphi},$$

получим следующую окончательную запись дифференциального уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах для случая расположения источника загрязнения в центре координат:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = \left(\frac{g}{\gamma} A - \frac{Q_{cm}}{\varphi H}\right) \frac{1}{r} \frac{\partial s}{\partial r} + \frac{g}{\gamma} A \frac{\partial^2 s}{\partial r^2}. \tag{8}$$

Уравнение (8) может быть записано в форме конечных разностей и использовано для расчета.

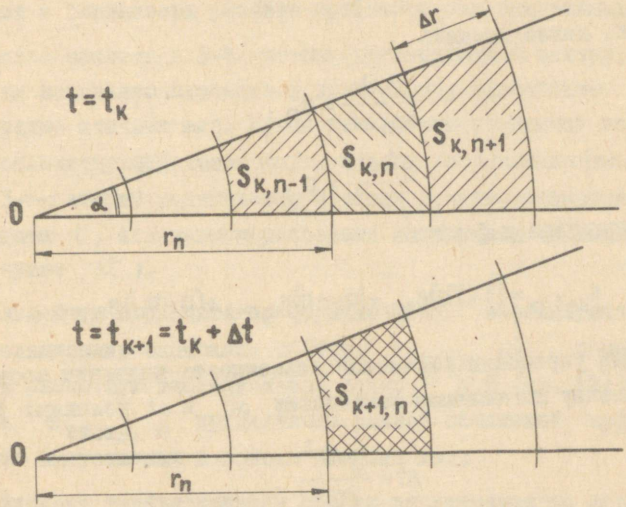

Рис. 1. Схема к расчету процесса накопления и диффузии сточных вод при малых неустойчивых течениях в водоемах.

Обратимся к рис. I, на котором изображен сектор с углом α, выделенный в зоне загрязнения. Источник загрязнения с расходом Q_{cm} находится в центре координат. На рисунке показаны обозначения величин концентрации S для момента времени $t_к$ в центрах тяжести отсеков n-1, n и n+1 (концентрации $s_{к,n-1}$, $s_{к,n}$, $s_{к,n+1}$) и для момента времени $t_{к+1}$ в отсеке n (концентрация $s_{к+1,n}$). Пользуясь этими обозначениями, записываем уравнение (8) в форме конечных разностей таким образом:

$$\frac{1}{\Delta t}\left(s_{к+1,n} - s_{к,n}\right) = \frac{\beta}{2r_n \Delta r}\left(s_{к,n+1} - s_{к,n-1}\right) + \\ + \frac{gA}{\gamma \Delta r^2}\left(s_{к,n+1} + s_{к,n-1} - 2s_{к,n}\right), \qquad (9)$$

где

$$\beta = \frac{g}{\gamma} A - \frac{Q_{cm}}{\varphi H} . \qquad (10)$$

Если, далее принять

$$\frac{\beta \Delta t}{2 r_n \Delta r} = a_n ,$$
$$\frac{g A \Delta t}{\gamma \Delta r^2} = b , \qquad (11)$$

то приходим к формуле

$$s_{k+1,n} = (1-2b) s_{k,n} + (a_n + b) s_{k,n+1} + (b - a_n) s_{k,n-1} . \qquad (12)$$

Для упрощения расчетной зависимости подчиним соотношение между постоянными величинами Δr и Δt условию: $b = \frac{1}{2}$, откуда

$$\Delta t = \frac{\gamma \Delta r^2}{2 g A} . \qquad (13)$$

Вместе с тем имеем равенство $1-2b=0$, поэтому расчетная формула приобретает вид:

$$s_{k+1,n} = \left(\frac{1}{2} + a_n\right) s_{k,n+1} + \left(\frac{1}{2} - a_n\right) s_{k,n-1} . \qquad (14)$$

Радиус каждого отсека можно выразить через приращение Δr, т.е. написать

$$r_n = (n-1) \Delta r .$$

Теперь нетрудно вывести следующую формулу для изменяющейся вдоль r величины a_n:

$$a_n = \left(1 - \frac{\gamma Q_{cm}}{g \varphi H A}\right) \frac{1}{4(n-1)} . \qquad (15)$$

Приступая к расчету, вычисляют коэффициент турбулентного обмена A и затем подбирают оптимальное значение Δr, которое с одной стороны, позволяет получить необходимые значения интервалов времени Δt, а с другой стороны, дает достаточную детализацию распределения s по радиусу и в то же время не приводит к излишней громоздкости расче-

та. При подборе этих величин одновременно следует вычислить α_n и делать пробные расчеты по формуле (I4), чтобы убедиться в сходимости расчета при избранном значении Δr.

В начале расчета в 3-4 клетки, примыкающие к центру, вписываем начальное значение концентрации, отвечающее концентрации сточных вод. Время наполнения сточными водами соответствующей части круга в зоне загрязнения (указанных 3-4-х клеток) учитывается и затем приплюсовывается к значениям t, отвечающим расчетным интервалам (находимым по сумме Δt).

В дальнейшем в расчете по формуле (I4) используются экстраполяционные значения s (т.е. $s_{экстр,\ 0}$), помещаемые в расчетную таблицу левее точки $r = 0$ (см. [2]). Величина $s_{экстр,\ 0}$ принимается равной начальной концентрации выпускаемых в водоем сточных вод.

Коэффициент турбулентности обмена вычисляется по формуле (см. [I])

$$A = \frac{\gamma(ch + \pi v^* H)\alpha_э^{1/3}}{b_0 g \pi H^{4/3}},$$

причем, скорость v и элементы волн c и h берутся как средние по данным измерений или по расчету за весь расчетный период времени, соответствующий весьма слабым неустойчивым течениям. При отсутствии волнения A вычисляется по формуле [2]:

$$A = \frac{\gamma H v_{ср}}{MC}.$$

При малонадежных данных о течениях расчет диффузии делается в нескольких вариантах с использованием различных значений скорости.

Для условий ледостава в формулу коэффициента турбулентного обмена вместо глубины подставляется гидравлический радиус R, равный в этом случае половине глубины H, т.е.

$$R=\frac{1}{2}H.$$

В результате расчета, выполненного изложенным выше методом, получают изменение во времени распределения концентрации s по радиусу зоны загрязнения, при этом по всем радиусам распределение s получается одинаковым. Рассмотренный метод расчета позволяет учесть и изменение начальной концентрации во времени. Это делается введением значения $s_{экстр.,0}$, равного начальной концентрации для рассматриваемого расчетного интервала Δt_k.

Если в какой-то момент времени в зоне загрязнения возникло устойчивое течение, благодаря которому облако загрязнения начинает перемещаться и теряет связь с источником загрязнения, то может быть сделан специальный расчет, позволяющий приближенно проследить дальнейший процесс диффузии уже с учетом перемещения облака загрязнения. Такой расчет может быть выполнен по изложенной выше схеме в предположении неизменности формы облака при его перемещении и, соответственно, сохранении максимальной концентрации в центре координат. Координатная система считается перемещающейся вместе с облаком со средней скоростью течения, возникшей в рассматриваемой части озера (или водохранилища).

Расчет, как сказано, выполняется по той же схеме, которая рассмотрена выше с использованием формулы (I4), причем учитывается, что $Q_{cm}=0$. Поэтому a_n вычисляется по соотношению

$$a_n=\frac{1}{4(n-1)}. \qquad (16)$$

Коэффициент турбулентного обмена вычисляется при использовании новой величины скорости течения.

Экстраполяционные значения концентрации $s_{экстр,0}$ для расчетных интервалов принимаются равными, они находятся из равенства

$$S_{к,\,экстр,0} = S_{к,1}\,, \qquad (17)$$

где $S_{к,1}$ – концентрация в первом (считая от центра) расчетном отсеке, полученная по расчету для предыдущего интервала времени.

Перемещение δx облака загрязнения в водоеме за один расчетный интервал вычисляется по формуле:

$$\delta x = v_{ср}\,\Delta t. \qquad (18)$$

Суммируя отрезки δx, получаем путь перемещения облака загрязнения и распределение концентрации в этом облаке для каждого расчетного интервала, отвечающего определенному положению облака в водоеме.

Литература

1. Караушев А.В. О некоторых аспектах проблемы смешения сточных вод и самоочищения потоков. Материалы по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллинский политехнический институт. Таллин, 1965.

2. Караушев А.В. Проблемы динамики естественных водных потоков. Гидрометеоиздат, Л., 1960.

Х.А. Вельнер

Таллинский политехнический институт

О МЕТОДИКЕ СОСТАВЛЕНИЯ СХЕМ КОМПЛЕКСНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ С УЧЕТОМ КАЧЕСТВЕННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДОЕМОВ

Обеспечение водопотребителей и водопользователей водой нужного качества в необходимом количестве приобретает все большую актуальность. Поскольку требования, предъявляемые к водным ресурсам разными отраслями народного хозяйства, различны и часто противоречивы, требуется обобщающая методика водохозяйственного планирования, обеспечивающая в пределах экономического района минимальную себестоимость воды в системе, т.е. минимальные приведенные (расчетные) затраты для проведения водохозяйственных мероприятий при условии полного воспроизводства водных ресурсов.

Если рассматривать экономический район как определенную систему, состоящую из водоемов, приемников сточных вод и сети населенных пунктов и промузлов, то с учетом многогранных факторов, характеризующих водоемы, можно установить при расчетных условиях вдоль рек допустимые нагрузки g_i исходя из лимитирующей категории водопотребления или водопользования. Для всего экономического района допустимая нагрузка будет тогда равна

$$\sum_{i=1}^{m} g_i = G.$$

С другой стороны, в системе устанавливаются перспективные объемы загрязнения r_i, которые направляются в водоемы. Суммарный объем загрязнений данного экономического района равен $\sum_{i=1}^{n} r_i = G_o$.

Далее следует определить оптимальные нагрузки водоемов во всех пунктах района, обеспечивающие наименьшие суммарные приведенные затраты по обеспечению чистоты водоемов во всем экономическом районе. Для этого надо планировать наибольшие объемы загрязнений r_i в те водоемы района, которые имеют наибольший резерв по нагрузке [*].

В первом приближении решение задачи может быть сведено к минимализации нижеприведенной функции суммарных затрат по охране водных ресурсов в системе, используя методы линейного программирования [I]:

$$E = \sum_{i=1}^{m} N_{ik} x_{ik} = (min)_k. \qquad (I)$$

Решение уравнения (I) дается при любом заданном расчетном уровне k.

Граничные условия $x_{ik} \geq 0$,

$$\sum_{i=1}^{m} x_{ik} = (G_o)_k,$$

$$x_{ik} \leq pr_i,$$

причем $pG_o \leq G$,

где m – число источников загрязнения системы;

i – индекс населенного пункта района;

k – индекс определенного уровня роста объема загрязнения в населенном пункте;

N_{ik} – приведенные расчетные затраты для увеличения роста объема сточных вод в "i" пунктах на "k" уровне с одновременным соблюдением допускаемых пределов загрузки водоемов;

---

[*] В условиях Прибалтики наибольший резерв имеет Балтийское море, что и определяет целесообразность отвода сточных вод прибрежных городов и предприятий через глубоководные выпуски в море.

x_{ik} – искомый прирост (в экономических пределах) объема загрязнений в пункте "i" на уровне "к";

p – коэффициент, учитывающий степень очистки сточных вод (определяется расчетами).

В условиях Эстонской ССР поставленная задача в первом приближении решена Ю.Э. Кальюмяэ на уровне 1980 г. при помощи ЭВМ Минск-22.

Одной из наиболее ответственных задач при решении уравнения (I) является определение допускаемых нагрузок g_i рек.

Задачу можно решить графо-аналитическим путем, построив по длине водотоков эпюри (картограммы) нагрузки реки

$$g=f(Q_p, S_p) \ [г/сек],$$

где Q_p – расчетный расход реки в рассматриваемом створе и

S_p – расчетная концентрация изучаемого ингредиента [2], [3].

При определении расчетного расхода малых рек следует исходить из допускаемой продолжительности периода минимального стока при заданной вероятности его повторения. Окончательный выбор производится исходя из технико-экономических соображений [5].

Предварительно должны быть определены и нанесены на картограмму изменения по длине водотока I) расчетного расхода, 2) допустимой нагрузки лимитирующих ингредиентов, отдельно для створов впуска сточных вод и для ство-

ров водопотребления-водопользования, 3) фоновой нагрузки. Кроме того, наносится предельная санитарная нагрузка по принятому ингредиенту [5].

Далее наносятся на картограмму фактические расчетные нагрузки водотока с лимитирующими ингредиентами загрязнения. Для этого наблюдаемые на водотоках ингредиенты загрязнения должны быть предварительно приведены к расчетному расходу реки (Q_p). Специальными исследованиями, проведенными на малых реках Эстонской ССР, были установлены зависимости между ингредиентами загрязнения S (БПК, NH_4 и пр.) и стоком [8], [9].

Расчетный ингредиент S_p может быть определен как

$$S_p = (nS_n)^m - (n-1)S_ф, \qquad (2)$$

где $n = \frac{Q_n}{Q_p}$;

Q_n, S_n – произвольный расход реки и соответствующий ему ингредиент;

Q_p, S_p – расчетный расход реки и соответствующий ему ингредиент;

$S_ф$ – фоновое значение ингредиента;

m – коэффициент, определяемый гидрологическими и биологическими факторами самоочищения ($m \leq 1$). В первом приближении (с учетом лишь одного разбавления) $m = 1$.

Ввиду ряда причин (неравномерность поступления в водаем стоков, погрешность определения и пр.) S_p не получается однозначной. По полученным расчетным величинам строится кривая обеспеченности $S_p = f(p\%)$ и принимается расчетная величина S_p (обычно при $p = 10\%$). При отсутствии достаточного для статистической обработки количества анализов за расчетную величину может быть при-

нято максимальное расчетное значение S_p. Изменение концентрации ингредиентов вдоль водотока определяет закономерности динамики процессов самоочищения водотока [4], [5].

Если существующее загрязнение реки или ее участка превышает допускаемую нагрузку, определяются необходимые водоохранные мероприятия, позволяющие снизить нагрузку до допускаемых пределов. Далее, как было показано выше, путем технико-экономических расчетов определяется дополнительная нагрузка водоемов.

Обычно места водопотребления или водопользования известны. В этом случае удобно определить допускаемую нагрузку водоема, построив для каждого створа водопотребления-водопользования линии влияния нагрузки, показывающие изменение нагрузки в исследуемом створе i-i при передвижении места загрузки реки сточными водами от $l = 0$ до l_i (рис. I).

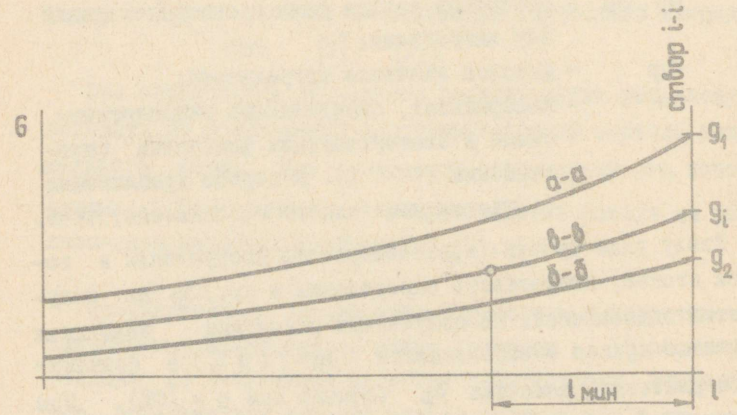

Рис. I.

Кривая а-а на рис. I показывает случай загрузки реки до предельного санитарного состояния водоема (g_1), что

допустимо лишь в отдельных случаях, когда река не используется в хозяйственно-бытовых интересах. Кривая б-б характеризует загрузку реки до нормативного уровня (g_2). Кривая в-в, как промежуточный случай, определяет ближайший к сечению i-i створ, где река может быть загружена до g_i так, чтобы в створе i-i нагрузка была бы допустимой. В случае необходимости загрузки водоема в нескольких створах * выше створа i-i , суммарная нагрузка водоема могла бы быть принята больше, так как процессы самоочищения при этом проходят более интенсивно. При водохозяйственном планировании, однако, желательно в пользу запаса от этого отказаться.

Все расчеты необходимо производить для критических ингредиентов, которыми в условиях Эстонской ССР являются БПК, O_2 и, частично, токсические вещества (феноли, соли тяжелых металлов). Как показали комплексные исследования на реках Эстонской ССР, санитарные правила впуска сточных вод (№ 372-61) требуют уточнения с учетом локальных особенностей [6], [7]. Существенно учитывать и фактор времени при оценке санитарного состояния водоемов. Например, можно допустить понижение концентрации растворенного кислорода (O_2) в течение суток до 2-3 мг/л (до 8 часов), что позволяет при оценке кислородного режима водотока учитывать фотосинтетическую продукцию кислорода. Разработанная для условий Прибалтийских республик классификация качества воды рек представляет интерес и для соседних районов и стран (Ленинградская область, Финляндия) [8].

Нормативы для створа впуска сточных вод должны быть специально разработаны с учетом вещества загрязнения и

* Загрязнение, поступающее с притоком, может рассматриваться как впуск сточных вод.

характера водотока, однако, в первом приближении могут быть приняты на одну категорию менее жесткие нормативы створа водопотребления [8]. Реки, представляющие особый народнохозяйственный интерес (особенно ценные места отдыха, туризма, нагула ценных пород рыб и пр.), целесообразно объявить заповедниками и не загружать до предельного санитарного состояния.

Литература

1. Х.А. Вельнер, Ю. Кальюмяэ. Экономические расчеты при планировании комплексного использования водных ресурсов. М., Научный совет ГК науки и техники, 1967.

2. В.Т. Турчинович, М.И. Лапшин. Основы регулирования качества воды. М., 1959.

3. Х.А. Вельнер, А.М. Айтсам, Л.Л. Пааль. О методике инженерного расчета допустимой нагрузки водоемов. Доклады I Симпозиума по самоочищению водоемов, Таллин, 1965.

4. Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов, Таллин. 1965.

5. Материалы по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965.

6. А.Э. Саава, Х.А. Вельнер. Вопросы санитарно-гигиенической оценки малых рек. Доклады I Симпозиума по самоочищению водоемов. Таллин, 1965.

7. Х.А. Вельнер и др. Основы прогнозирования качества воды водоемов с учетом их самоочищения (на примере ЭССР). Труды ТПИ, № 248, 1967.

8. H.Velner, A.Kask. Vesistöjen sallitun jätevedenkuormituksen laskelmaperusteet Neuvosto-Eestissä, Vesitalous Nr.5/6, Helsinki, 1966.

9. А.Саава, Х.А.Вельнер. Суточный и сезонный ход загрязнения рек Педели и Вяйке-Эмайыги. Доклады по использованию и охране водных ресурсов ЭССР. Таллин, 1965.

И.И. Мечитов, М.И. Гершкович

Грузинский научно-исследовательский институт энергетики им. А.И. Андебулидзе

ОБ ЭКОНОМИЧЕСКИ ОБОСНОВАННОМ ВЫБОРЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ОХРАНЕ ВОДОЕМОВ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Строительство очистных сооружений связано с большими капиталовложениями, поэтому при решении конкретных задач по выбору мероприятий по очистке сточных вод вопрос экономической обоснованности выбора требует особого внимания.

Прежде всего должна быть установлена необходимая степень снижения загрязненности водотока, определяемая требованиями, предъявляемыми к качеству воды объектами народного хозяйства, расположенными на рассматриваемом водотоке.

Ввиду разнохарактерности этих требований, не может существовать единого показателя качества воды.

В самом общем виде вода по своему качеству может быть классифицирована на чистую, малозагрязненную, загрязненную, недопустимо загрязненную.

Недопустимо загрязненная вода непригодна для народнохозяйственного использования без предварительной водоподготовки.

Загрязненная вода может быть использована для сельскохозяйственного орошения, для промышленности, не требующей воды питьевого качества, для водного транспорта, лесосплава.

Воздействие водопотребителей на вектор-функцию $\vec{\varphi}$ можно представить в виде блок-схемы (рис. I).

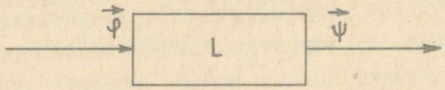

Рис. I. Блок-схема воздействия водопотребителя на вектор-функцию водных ресурсов.

В общем случае оператор L является сложным нелинейным оператором, состоящим из многих элементарных операторов.

При наличии многих водопотребителей и водопользователей в области DCG вектор-функция $\vec{\varphi}$ определяется суммарным воздействием операторов всех водопотребителей и водопользователей:

$$\vec{\psi}_D = \prod_{j=1}^{K} L_j \vec{\varphi} , \qquad (3)$$

где L_j – оператор потребителя j ;

D_j – область действия оператора L_j ; причем

$$D_1 \supset D_2 \supset D_3 \supset D_4 \ldots\ldots D_K .$$

Следует отметить, что оператор Π не подчиняется закону куммулятивности.

Оператор L с единой системой водоснабжения в общем случае состоит из суммы трех операторов:

$$L_D = L_d + L_t + L_{\bar{d}} , \qquad (4)$$

где L_D – оператор, действующий на вектор-функцию водоема ψ_E в области D(DCG);

L_t – оператор, действующий на вектор-функцию водоема в области t , определяемой территорией водопотребителя от места водозабора до водосброса в водоем, $t \not\subset G$;

L_d – оператор, действующий в области водоема от

водозабора до водосброса $d \subset DcG$
и $d + \bar{d} \cup d = (D \setminus t)$;

$L_{\bar{d}}$ – оператор, действующий в области водоема ниже водосброса водопотребителя.

Операторы $L_d, L_t, L_{\bar{d}}$ определены при таком условии

$$L = \begin{cases} L & \bar{r} \in d, t, \bar{d} \\ 0 & \bar{r} \notin d, t, \bar{d}. \end{cases} \qquad (5)$$

В виде блок-схемы изображено действие водопотребителя на вектор-функцию $\bar{\psi}$ на рис. 2.

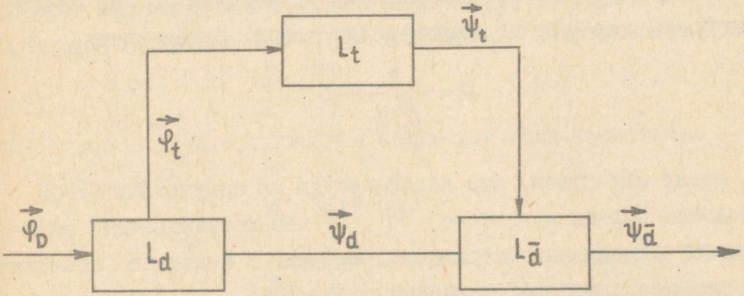

Рис. 2. Воздействие водопотребителя на вектор-функцию качества воды водоема.

Оператор L_d действует в большинстве практических случаев лишь на количественные характеристики водотока.

Оператор L_t является суммарным оператором, характеризующим воздействие на вектор-функцию качества воды системы водоснабжения (водоочистная станция), водопотребителей и канализационной системы, включая очистные сооружения.

Скалярные составляющие s_i вектор-функции $\vec{\varphi}$ водных ресурсов не определены однозначно координатами $\vec{r}$ и t, а им свойствен флуктуационный характер. Причинами этого являются недетерминированность качественных и количественных характеристик сбрасываемых в водоем сточных вод и турбу-

Ввиду того, что с убыванием P_i функции G_i монотонно возрастают, в условии (2) неравенство можно снять, т.е.

$$\sum_{i=1}^{n} P_i = N. \qquad (2^I)$$

Решив эту оптимизационную задачу, получим для новых концентраций следующее выражение:

$$P_i = \frac{\frac{g_i}{\ln r_i}}{\sum_{i=1}^{n} \frac{g_i}{\ln r_i}}. \qquad (4)$$

В случае, если g_i указаны для одинаковых t_i и, следовательно, все $\ln r_i$ равны между собой, будем иметь

$$P_i = \frac{g_i}{\sum_{i=1}^{n} g_i} N. \qquad (5)$$

Может случиться, что какое-нибудь из полученных P_i окажется больше исходного P_i°, что противоречит физическому смыслу рассматриваемой задачи. В принципе возможно заранее ввести ограничения $P_i \leq P_i^\circ$, но значительно удобнее учитывать их в процессе решения. Так, если для каких-нибудь объектов получается $P_i > P_i^\circ$, автоматически полагаем $P_i = P_i^\circ$ и для оставшихся объектов проделываем вычисления заново (правомерность такого приема математически доказана).

А.М. Айтсам
Таллинский политехнический институт

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РЕГУЛИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЕМОВ

Водные ресурсы водоемов характеризуются их количественными и качественными показателями. Следовательно, водные ресурсы водоемов можно охарактеризовать n - мерной вектор-функцией в области G и четырёхразмерного пространства $\vec{r}, t$

$$\vec{\varphi} = \vec{\varphi}\{s_1, s_2 \ldots\ldots s_n\}, \qquad (I)$$

где $s_1 \ldots\ldots s_n$ - скалярные аргументы вектор-функции.

При этом

$$s_i = s_i(\vec{r}, t),$$

где $\vec{r}$ - трехразмерный вектор координат в области E_3 эвклидова пространства, определяемого геометрическими границами водоема $r \epsilon G \epsilon E_3$;

t - время $t \epsilon T$.

Вектор-функцию $\vec{\varphi}(\vec{s})$ можно назвать вектор-функцией водных ресурсов.

Вода используется различными водопотребителями и водопользователями. При этом водопользователи изменяют качественные характеристики воды, а водопотребители - как качественные, так и количественные.

Воздействие водопотребителей на вектор-функцию водных ресурсов $\vec{\varphi}$ можно описать оператором L, действующим в области DCG, причем $D + \bar{D} = G$. Обозначив значение вектор-функции после действия оператора $L\vec{\psi}$, можно написать

$$\psi_D = L\vec{\varphi}. \qquad (2)$$

Малозагрязненная вода, кроме того, пригодна для водоснабжения животноводства, для рыбоводства (за исключением лососевых рыб), удовлетворяет интересы туризма.

Чистая вода пригодна для всех объектов народного хозяйства (кроме случаев, предъявляющих специальные требования).

Классификация воды проведена в соответствии с объективными требованиями отраслей народного хозяйства; поэтому проверка удовлетворительности качества воды заключается в установлении классности воды и сравнении ее с классностью, требуемой конкретными объектами народного хозяйства.

Таким образом, классность воды является объективным показателем, определяемым по результатам анализа качества воды, а удовлетворительность воды - относительным показателем, определяемым только после установления классности и сравнения ее с классностью воды, требуемой объектом.

В случае неудовлетворительности качества воды показатели загрязнения следует довести до таких значений, которые обеспечат принадлежность воды к требуемому классу.

Выбор мероприятий для улучшения качества воды должен определяться экономическими соображениями.

Пусть имеется n объектов народного хозяйства, чьи сточные воды содержат некоторый загрязнитель, суммарная концентрация которого P° в исследуемом створе превосходит норматив N, т.е. $P^{\circ} > N$.

Очевидно, что

$$P^{\circ} = \sum_{i=1}^{n} P_i^{\circ},$$

где P_i° - концентрация загрязнителя в исследуемом створе, вызываемая стоками i-го объекта народного хозяйства.

Обозначим через P_i новую концентрацию загрязнителя в исследуемом створе, полученную в результате мероприятий по охране чистоты воды, вызываемую стоками i-го объекта народного хозяйства.

Необходимо выполнение условия $\sum_{i=1}^{n} P_i \leq N$.

Наборы P_i, удовлетворяющие этому условию, будем называть допустимыми.

Из числа допустимых наборов P_i необходимо выбрать экономически наиболее оправданный, т.е. требующий наименьших приведенных затрат G для своего осуществления. Для этого необходимо знать зависимость между приведенными затратами и степенью очистки $G_i(P_i^\circ, P_i)$, где G_i – приведенные затраты по i-му объекту народного хозяйства на доведение концентрации загрязнителя от P_i° до P_i.

Пусть приведенные затраты по i-му объекту на снижение концентрации на каждые t_i процентов составляют g_i рублей. Иными словами, чтобы получить концентрацию

$$P_i = P_i^\circ \left(1 - \frac{t_i}{100}\right)^{x_i},$$

необходимо затратить $G_i = g_i x_i$ руб.

Таким образом,

$$G_i = g_i \log_{r_i} \frac{P_i}{P_i^\circ}, \qquad (I)$$

где $r_i = 1 - \frac{t_i}{100}$.

Задача формулируется следующим образом. Найти набор таких P_i, $i = 1, \ldots, n$, чтобы

$$\sum_{i=1}^{n} P_i \leq N \qquad (2)$$

и

$$\sum_{i=1}^{n} G_i(P_i) = \min \qquad (3)$$

лентность вод водоемов, в которых вещества загрязнения распространяются.

Следовательно, вектор-функция качества воды водоемов $\vec{\varphi}$ и ее составляющие S_i являются случайными функциями в четырехразмерном пространстве $\vec{r}, t$

$$\vec{\Phi} = \vec{\Phi}(S_1, S_2 \ldots\ldots S_n),$$
$$S_i = S_i(\vec{r}, t),$$

где большими буквами обозначены случайные функции.

С математической точки зрения водные ресурсы водоемов описываются, следовательно, случайным n-размерным векторным полем в пространстве E_3, t.

Воздействие водопотребителей и водопользователей на вектор-функцию водных ресурсов учитывалось оператором L. Оператор водопотребителей и водопользователей зависит от характера и режима работ последних; следовательно, также оператор L не является детерминированным функциональным оператором, а случайным. Под случайным оператором подразумеваем оператор, числовые параметры которого могут принимать в ходе опыта то или иное значение, заранее неизвестно какое именно, при этом тип оператора остается неизменным.

Случайная вектор-функция водных ресурсов водоема должна соответствовать у водопотребителей и водопользователей некоторым определенным нормами характеристикам.

При этом следует отметить, что нормативные характеристики случайной вектор-функции водных ресурсов следует определить исходя из закономерностей теории вероятностей.

Элементарным циклом изменения вектор-функции водных ресурсов водоема является область водоема, расположенная между двумя водопотребителями или водопользователями. Следовательно, элементарный цикл изменения функции водных ресурсов состоит из сбросной части выше расположенного водопотребителя,

части водоема и водоприемной части ниже расположенного водопотребителя.

Сооружение водопотребителей и создание соответствующих условий водопользователем связано с определенными материальными расходами. Как и всякие инженерные сооружения, так и сооружения для водопотребления и водопользования должны соответствовать некоторым экономическим критериям, которые кратко можно сформулировать следующим образом: обеспечение водопотребителей и водопользователей при минимальных затратах.

Инженерная задача расчета элементарного цикла изменения вектор-функции водных ресурсов водоемов сводится к оптимизации системы с распределенными параметрами.

Объект управления, т.е. изменение вектор-функции водных ресурсов элементарного цикла, описывается следующей системой дифференциальных уравнений в частных производных:

$$f(r,t,\vec{\varphi},\frac{\partial\vec{\varphi}}{\partial r},\frac{\partial\vec{\varphi}}{\partial t},\vec{u})=0, \qquad (6)$$

где $\vec{u}$ - вектор-функция управления системой.

На вектор-функции водных ресурсов и на управляющую функцию могут при этом быть наложены некоторые дополнительные ограничения. Одним из таких ограничений является ограничение области действия вектор-функции управления, например областью $\bar{d}\subset G$.

Ограничения могут быть введены также в виде лимитирования величин функции управления и ее производных.

Одним из существенных ограничений является условие минимальной стоимости всего комплекса сооружений. Условие минимальной стоимости можно вывести исходя из осредненных значений функции водных ресурсов за какой-то определенный период эксплуатации.

Задачу оптимального управления стоимости можно сформулировать следующим образом: найти управляющие воздействия, чтобы при выполнении всех наложенных на систему дополнительных ограничениях, а также граничных и начальных условиях, заданный функционал J достиг бы минимального значения.

$$J = J\left(r, t, \psi, \frac{\partial \psi}{\partial r}, \frac{\partial \psi}{\partial t}, u\right). \qquad (7)$$

В виде критерия J следовало бы пользоваться статистическими оценками расхождения характеристик вектор-функции с заданными нормативными характеристиками в области ниже расположенного водопотребителя или водопользователя. Соответствующие критерии могут быть написаны в виде интегральных критериев следующим образом:

$$J = \int_{t_{i+1,2}} \left| F(\psi - F^*(\psi) \right|^{\nu} w(r;t)\, dr\, dt, \qquad (8)$$

где $F(\psi)$ – характеристика случайной вектор-функции водных ресурсов в области $t \subset t_{i+1,2}$;

$F^*(\psi)$ – нормированная характеристика случайной вектор-функции водных ресурсов в области $t \subset t_{i+1,2}$;

$\nu \geq 1{,}0$;

$w(r,t)$ – весовая функция; если $w(r,t) = w(r)\,\delta(r)$, где

$\delta(r)$ – функция Дирака, то происходит пространственное осреднение, а если $w(r,t) = w(t)\,\delta(r)$, происходит осреднение по времени.

Если принимать $w(r,t) = 1{,}0$, $dr = 1{,}0$, $F = 1{,}0$, $\nu = 2$, то получим известную из теории вероятностей среднеквадратическую ошибку отклонения.

В случае если $\vec{U} = 0$, данная задача превращается в обычную статическую задачу минимальной стоимости сооружений.

Вышеописанная задача об оптимизации элементарного цикла изменения вектор-функции водных ресурсов водоема является основной задачей расчета регулирования качества воды водоема. При постановке задачи мы условно изолировали элементарный цикл изменения $\vec{\varphi}$ от соседних элементарных циклов, в действительности же они находятся во взаимосвязи, и оптимизацию задачи пришлось бы вести для всего водоема или даже для всей системы водоемов.

Итак, можно сделать вывод, что для оптимального решения элементарного цикла изменения $\vec{\varphi}$ необходимо решить совместно задачу и оптимального регулирования качества воды, минимального для двух рядом расположенных водопотребителей или водопользователей. Используемые на практике решения задачи лишь для сбросной линии одного водопотребителя до приемной линии второго водопотребителя не приводят всегда к оптимальным решениям.

В.Т. Каплин
Гидрохимический институт

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДОЕМОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Охрана водоемов от загрязнения может быть успешно решена при рациональном использовании всех средств, которыми располагает в настоящее время наука и техника, в том числе использование интенсификации процесса естественного самоочищения водоемов от загрязнений органического и неорганического происхождения.

Технически очень сложно и практически трудно проводить химическую, биологическую или механическую очистку сточных вод до такой степени, чтобы физические свойства и химический состав очищенных стоков были близки к таковым для незагрязненной природной воды. Даже с очищенными сточными водами будет поступать в водоемы некоторое количество загрязняющих веществ. Каждый водоем в зависимости от размеров, гидрологического режима и комплекса физико-географических условий его водосборной площади может естественным путем "переработать" определенное количество загрязнений. Эффективное использование процесса самоочищения позволяет с минимальными материальными затратами на очистку загрязненных стоков поддерживать водоемы в хорошем санитарном состоянии в местах спуска сточных вод.

Применение промежуточных прудов-отстойников, прудов-накопителей, прудов усреднителей и т.п., в которых выдерживают определенное время сточные воды перед сбросом их в водоемы, позволяет эффективно использовать процесс естественного самоочищения. Зная закономерности процесса само-

очищения водоемов от загрязнений, вносимых отдельными видами сточных вод, можно управлять этим процессом и контролировать его.

В зависимости от количества и состава сточных вод применяют различные типы промежуточных прудов: осадочные, адсорбционные и биологические. В холодное время года, когда процессы самоочищения протекают медленно, целесообразно применять длительное отстаивание сточных вод в прудах-отстойниках. Адсорбционные пруды дают лучший эффект при очистке сточных вод, содержащих загрязнения неорганического происхождения. Биологические пруды используют для "переработки" органических загрязнений хозяйственно-бытовых вод, а также сточных вод предприятий пищевой, бумажной, нефтяной и химической промышленности.

Изучение процессов самоочищения р. Кубани (район города Краснодара), р. Сунжи (район г.Грозного) и ряда водоемов промышленного Донбасса показывает эффективность процессов самоочищения природных вод от загрязнений и целесообразность их применения для очистки загрязненных вод. Зарегулирование речного стока, строительство искусственных перекатов, применение системы прудов с последовательной передачей загрязненной воды от пруда в пруд и другие мероприятия способствуют использованию замечательной способности вод к самоочищению в борьбе за чистоту наших водоемов.

Х.А. Вельнер
Таллинский политехнический институт

ПРИБЛИЖЕННЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЕМОВ ПРИ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОМ ПЛАНИРОВАНИИ

При составлении водохозяйственных схем необходимо иметь, помимо количественных балансов стока, балансы качества воды. Это требует простых методов прогнозирования качества воды.

В условиях малых рек ($F \leq 1000 \div 2000$ км^2) можно использовать для определения концентрации либо уравнения баланса вещества загрязнений [1], либо одноразмерное уравнение турбулентной диффузии [2]. При этом принято, в первом приближении, что распределение концентрации в створе выпуска равномерное, а коэффициент диффузии задается постоянной величиной. Такая постановка допустима, так как установлено, что в условиях малых рек полное смешение сточных вод происходит на расстоянии до 0,5 км от выпуска. Многочисленными исследованиями в Эстонской ССР доказано, что при сбросе неочищенных сточных вод городов и предприятий наблюдается существенная суточная и недельная неравномерность показателей качества сточных вод и воды водоемов [3]. Расчеты качества воды могут быть проведены путем решения уравнения турбулентной диффузии для известных схем выпуска сточных вод по Л.Л. Паалю [4], [5]. Такой способ расчета обязателен при решении конкретных задач проектирования канализационных очистных сооружений. Однако он достаточно трудоемкий и требует знания целого ряда исходных данных, часто неизвестных при водохозяйственных расчетах. С другой сто-

роны, неравномерность показателей загрязнения в водоеме уменьшается при поступлении сточных вод после очистки, как это и предусматривается при водохозяйственных расчетах. Поэтому в первом приближении можно расчеты вести при стационарных условиях загрузки реки сточными водами (исключая отдельно стоящие предприятия с цикличным графиком нагрузки). Расчеты следует производить при расчетном летнем (+20° С) и зимнем (+0,5° С) меженных режимах по лимитирующим ингредиентам БПК, O_2, токсическим веществам. При этом необходимо учитывать основные факторы, определяющие самоочищающую способность водоема (разбавление, превращение веществ, фотосинтетическая аэрация и пр.). Как показали расчеты на реках Эстонской ССР, отказ от учета факторов самоочищения приводит к перестраховке до 5 раз при планировании водоохранных мероприятий [6].

Расчеты водоема по лимитирующим ингредиентам могут производиться согласно

$$\frac{S}{S_o} = \frac{q_o + Q}{q_o + Q + \alpha x} e^{-\frac{K}{V}x} + \frac{S_p}{S_o}, \qquad (I)$$

где S и S_o – концентрации лимитирующего ингредиента в реке и сточных вод, мг/л;

q_o, Q – расходы соответственно сточных вод и реки, л/сек;

S_p – концентрация ингредиента (например, БПК) выше впуска сточных вод, мг/л;

V – средняя скорость потока, м/сек;

X – продольная координата, м;

K – коэффициент скорости превращения органического вещества $\left[\frac{1}{t}\right]$;

α – коэффициент, учитывающий прирост расхода реки.

При отдельно стоящем предприятии, в условиях прямоугольной эпюры впуска сточных вод, решение имеет вид со-

гласно

$$\frac{S}{S_0} = \exp\frac{x}{2D}\left[v - \sqrt{v^2+4D_к}\right]\frac{1}{2}\left[\Phi^*\left(\frac{x - t\sqrt{v^2+4D_к}}{2\sqrt{Dt}}\right) - \right.$$

$$\left. - \Phi^*\left(\frac{x-(t-\tau)\sqrt{v^2+4кD}}{2\sqrt{D(t-\tau)}}\right)\right], \qquad (2)$$

где τ – продолжительность впуска, сутки;

t – время добегания, сутки;

D – коэффициент продольной диффузии, $м^2$/сек;

$\Phi^*(y) = I - \varphi(y)$, где $\varphi(y)$ – функция ошибок.

(Уравнение (2) нами номограммировано.)

Для произведения расчетов надо предварительно разбить реку на расчетные участки. Для условий Эстонии, а также Прибалтики в целом, малые реки или их участки могут быть разбиты на три категории: реки со средней скоростью $v < 0,I$ м/сек; $v = 0,I \div 0,4$ м/сек и $v > 0,3 \div 0,5$ м/сек. Время добегания может в первом приближении определяться по средним скоростям, а коэффициент продольной диффузии как $D = I,5\, v \cdot B^n$, где v – в м/сек, B – ширина реки в м, n – опытный коэффициент [6]. В условиях малых рек по Л.Л. Паалю $D = 0,2 \div 2$ $м^2$/сек.

Динамика превращения органических веществ зависит помимо характеристик водотоков от свойств и характера впуска сточных вод в водоем. Превращение в малых реках Эстонии (при наличии достаточной аэрации потока) протекает значительно интенсивнее, чем в лабораторных статических условиях. Скорость превращения изменяется вдоль водотока, причем максимальная скорость наблюдается на начальном участке после впуска сточных вод, что следует учитывать при расчетах [I2]. Для сточных вод городов,

пищевой и местной промышленности в условиях малых, хорошо аэрированных рек коэффициент превращения можно принять равным (при +20° С) 0,6÷1,0. На участке непосредственно за выпуском сточных вод (в течение первых 12–24 часов) К=1,2 ÷ 1,8 и более. Для сланцевой и химической промышленности (при +20° С) К = 0,2÷0,3. В зимних условиях (при +0,5° С) соответственно можно принять К = 0,3÷0,35 и К = 0,1 [8]. Необходимо учесть, что коэффициенты скорости превращения органических веществ учитывают помимо процессов окисления также процессы осаждения, коагуляции, диффузии вещества и пр. Это значит, что приведенные коэффициенты непосредственно не сопоставимы с коэффициентами биохимического окисления, установленными стандартной методикой. Существенное влияние оказывает на результаты расчета избранная методика самого расчета коэффициента К [2]. Очевидно, что более обоснованное описание процессов превращения может быть достигнуто при одновременном учете химических и микробиологических факторов [9].

Из формулы (1) вытекает исключительное значение правильного определения фоновой характеристики S_p для рек данного водохозяйственного района. По Эстонской ССР для оценки $БПК_5$ установлено два типа рек: реки с повышенным содержанием гуминовых веществ с $БПК_5$ = 3,0 мг/л; прочие реки – 2,0 мг/л [10].

Превращение органических веществ требует наличия растворенного в воде кислорода. Поэтому проверка кислородного режима водоемов имеет решающее значение. Предполагая равномерное поступление в реку загрязнений, решение уравнения кислородного баланса определяется в первом приближении как

$$D = \frac{K}{K_2 - K}\left[\left(S_0 - S_p\right)\frac{Q}{q} - S_p\right]\left[e^{-\frac{K}{V}x} - e^{\frac{K_2}{V}x}\right] + S_p\left(1 - e^{\frac{K_2}{V}x}\right)\frac{K}{K_2} + D_0 e^{-\frac{K_2}{V}x} - \alpha R, \qquad (3)$$

где k_2 – коэффициент атмосферной аэрации, $\frac{1}{t}$;

$D_б$ – кислородный дефицит в створе выпуска, мг/л;

αR – фотосинтетическая аэрация, которой в первом приближении можно пренебречь в пользу запаса;

$\frac{k_2}{K}$ – может определяться по Фэру (от 0,5 до 5,0 и больше) [6].

При неравномерном поступлении загрязнений в водоток расчет кислородного режима значительно усложняется и при составлении водохозяйственных схем не рассматривается.

В зависимости от характера сточных вод и реки, куда стоки сбрасываются, минимум кислорода может иметь место в створе впуска сточных вод, либо будет иметь место так называемый кислородный прогиб [6]. Критерием отсутствия кислородного прогиба является неравенство

$$L_{tб} \leq \frac{k_2}{K} D_б - (D_б - D_р) \frac{v_б}{K} \frac{Q}{Q_б + q_о} - \alpha R, \qquad (4)$$

где $v_б$ – средняя скорость течения в створе выпуска;

$D_р$ – кислородный дефицит выше впуска сточных вод.

В условиях малых рек Эстонской ССР, при отсутствии ледяного покрова, критическим створом является именно створ впуска сточных вод. При наличии ледяного покрова содержание кислорода в воде уменьшается, однако ввиду наличия порогов, перепадов и подледной аэрации содержание кислорода в воде малых рек не падает ниже 30–40% предела насыщения.

На берегу Балтийского моря расположен ряд крупных городов и предприятий. Это позволяет предвидеть глубоководные морские выпуски (г.Таллина, Сланцевого бассейна и пр.).

Задаемся условием, что прибрежная полоса шириной не менее I км должна быть при расчетных условиях чистая, т.е. качество морской водм должно отвечать санитарным правилам № 483-64 г*.

При составлении водохозяйственных схем распространение загрязнения может быть в первом приближении представлено по А.М. Айтсаму [IO] в виде

$$S = S_m \Phi\left(\frac{B}{2\sqrt{D\frac{x}{v}}}\right), \qquad (5)$$

где $S_m = 5{,}2\, S_o \frac{d}{h}$;

S_o – концентрация ингредиента на выпуске сточных вод, мг/л;

S_m – концентрация пятна на поверхности моря в мг/л определяется в условиях мелководья Балтийского побережья без учета вертикального разбавления;

d – диаметр выпуска в м при заданной скорости на выпуске v_d = 0,5–0,8 м/сек;

h – глубина выпуска, м;

B – половина ширины пятна, м;

v – скорость постоянного течения (~ 0,I м/сек в условиях побережья Финского залива);

D – коэффициент диффузии по А.М. Айтсаму 0,05 $м^2$/сек (до 0,5);

x – координата длины, км;

Ф(y) – интеграл вероятности (функция ошибок).

(Для облегчения расчетов уравнение (5) номограммировано.)

На рис. I представлена в качестве примера зависимость $L = f(S_o, h)$ для морских выпусков сланцехимической про-

---

* Согласно исследованиям И.Велдре допускаемая концентрация сланцевых фенолов в морской воде 0,05 мг/л.

мышленности Эстонской ССР (при d = 800 мм), где S_o - концентрация фенолов в мг/л на выпуске, h - глубина выпуска в [м], L - длина выпуска в км.

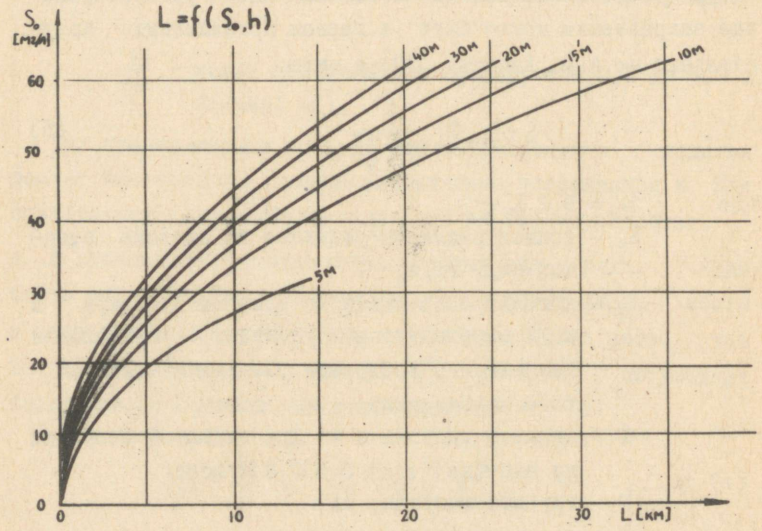

Рис. I

Вопрос о соотношении между степенью очистки сточных вод, их разбавления и пр. и длиной морского выпуска в каждом конкретном случае должен решаться технико-экономическими расчетами.

Литература

I. А.М. Айтсам, Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль. О расчете кислородного баланса водотоков, загрязняемых сточными водами. Труды ТПИ, № 212, Таллин, 1964.

2. Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965.

3. Х.А. Вельнер, А.Э. Саава. Суточный и сезонный ход загрязнения рек Педели и Вяйке-Эмайыги. Доклады по использованию и охране водных ресурсов Эстонской ССР. Таллин, 1965.

4. А.М. Айтсам, Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль. О расчете продольного смешения вещества загрязнения в водотоках. Труды ТПИ, № 247, Таллин, 1967.

5. Л.Л. Пааль. О расчете смешения сточных вод при некоторых эпюрах загрузки водотоков. Труды ТПИ, № 247, Таллин, 1967.

6. А.М. Айтсам, Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль. О инженерном расчете допусимых нагрузок загрязнения водотоков. Материалы по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965.

7. Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль, Л.Л.Рохусаар. К вопросу экспериментального исследования коэффициента продольной диффузии на малых реках. Труды ТПИ, № 248, Таллин, 1967.

8. J.J.Gannon.River and Laboratory BOD Rate Considerations.Journal of Sanitary Engineering Division ASCE, vel.92 Nr.1,1966.

9. А.И. Кёстнер, В.В. Реммель, М.М. Аарма. Лабораторные исследования биохимического окисления сахарозы в воде реки Лейвайыги. Труды ТПИ, № 247, Таллин, 1967.

10. Х.А. Вельнер и др. Основы прогнозирования качества воды водоемов с учетом их самоочищения (на примере Эстонской ССР). Труды ТПИ, № 248, Таллин, 1967.

11. А.М. Айтсам. Двухразмерная диффузия веществ загрязнения в водоемах при отказе от учета продольной диффузии. Труды ТПИ, № 247, Таллин, 1967.

I2. Х.А. Вельнер, Р.В. Плате. О динамике превращения органического вещества в малых реках. (См. статью настоящего сборника).

Л.Л. Пааль

Таллинский политехнический институт

О ПРОДОЛЬНОЙ ДИФФУЗИИ ВЕЩЕСТВ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В МАЛЫХ ВОДОТОКАХ

При расчете самоочищения водотоков основной интерес представляет изменение концентрации вещества загрязнения вдоль реки за счет смешения, выделения и видоизменения. При этом определяется допустимая нагрузка водоема и степень необходимой очистки сточных вод в искусственных очистных сооружениях, чем обеспечивается экономное и комплексное использование водотока. Для более детальной характеристики водотока требуется определить также продолжительность волны загрязнения с определенной концентрацией в конкретном створе водотока. Вид волны загрязнения, в свою очередь, зависит от эпюры впуска сточных вод в водоток. Наиболее напряженное положение в водоеме создается во время прохождения пика загрязнения, который ввиду диффузии вдоль реки трансформируется.

Процесс самоочищения водотока в условиях одноразмерной продольной турбулентной диффузии достаточно точно характеризуется уравнением

$$\frac{\partial S}{\partial t} + v\frac{\partial S}{\partial x} - D\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + kS = 0, \qquad (I)$$

где S – концентрация вещества загрязнения;
x – продольная координата водотока;
v – средняя скорость потока;
D – коэффициент продольной турбулентной диффузии;
k – коэффициент неконсервативности.

Для решения уравнения (I) требуется определить следующие исходные данные: начальное и граничное условия; среднюю скорость водотока; коэффициент продольной турбулетной диффузии.

В качестве начального условия принимаем $S_{|t=0} = 0$.

Граничное условие в створе выпуска (x=0) зависит от эпюры впуска сточных вод в водоток.

Средняя скорость потока определяется данными гидрометрических исследований водотока. Вопросу определения коэффициента продольной диффузии в естественных руслах, к сожалению, до сих пор уделялось мало внимания, и поэтому нет формул, пригодных для его определения. Формулы Г.И. Тейлора, И.В. Эльдера и некоторые другие, полученные в лабораторных условиях, являются непригодными для определения коэффициента продольной диффузии в условиях естественных русел.

Для уточнения величины коэффициента продольной диффузии нами были проведены полевые исследования на малых реках Эстонской ССР (расход до 2 $м^3$/сек). В качестве индикатора в водоток впускался в течение определенного времени раствор поваренной соли, и в ранее установленных створах реки измерялась электропроводность воды, т.е. концентрация соли. В тех случаях, когда расход воды вдоль реки менялся, величины концентрации были приведены к начальному расходу створа впуска соли. Створы измерения концентрации были выбраны на расстоянии друг от друга 0,5-I,5 км с таким расчетом, чтобы между отдельными створами характер течения был бы приблизительно постоянный.

На реках, имеющих расход более 2 $м^3$/сек, применение поваренной соли в качестве загрязнителя имеет определенную трудность (большой расход соли и т.д.). В таком случае нами применялись красители, в том числе родамин Б.

В результате экспериментального исследования получена приближенная формула для определения коэффициента диффузии в виде

$$D = 1{,}5\,vB, \qquad (2)$$

где B – ширина русла.

Эта формула получена при расходе 2 м^3/сек, средней скорости потока от 0,06 до 0,30 м/сек и ширине реки до 20 м.

Для расчета изменения вдоль водотока волны загрязнения приводится решение уравнения (I) при некоторых элементарных эпюрах впуска сточных вод. Для решения дифференциального уравнения применялись преобразования Лапласа. Граничные условия определялись при помощи единичной функции Хевисайда. Решение уравнения (I) получено для следующих элементарных эпюр впуска вещества загрязнения прямоугольной эпюры, равнобедренного, прямоугольного и разностороннего треугольника, трапеции и для пикообразной эпюры. Последние эпюры впуска сточных вод имеют место при аварийном впуске, при регулировании впуска сточных вод в водоток, а также при впуске ливневых вод.

Полевыми исследованиями установлено, что при впуске в водоток соли по прямоугольной эпюре экспериментальные данные хорошо сочетаются с теоретическими. При этом относительное расхождение не превышает 5–7%.

При впуске в водоток сточных вод из городских коллекторов или очистных сооружений изменение концентрации вещества загрязнения во времени имеет разнообразный характер. Как показывают проведенные исследования, на разных коллекторах г. Таллина в течение суток наблюдается один или два пика концентрации вещества загрязнения (по взвеси, БПК и др.), причем ночью концентрация в 2–8 раз ниже, чем днем. Так как эти эпюры загрязнения не имеют строгой геометрической

формы, мы предлагаем для расчета продольной диффузии представить эти эпюры в виде ряда Фурье с периодом в одни сутки. Из соответствующих расчетов видно, что достаточно иметь только первые три или четыре члена ряда Фурье, определяемые с интервалом в два часа. Такой подход к решению вопроса о продольной диффузии вещества загрязнения в водотоках разрешает использовать в качестве граничного условия любые эпюры выпуска сточных вод.

Имея граничные условия в виде ряда Фурье, решение уравнения для неконсервативного вещества можно представить в виде:

$$S=\exp\left[\frac{x}{2D}\left(v-\sqrt{v^2+4kD}\right)\right]\left[S_o+\sum_{n=1}^{4}a_n\left(A_n\cos\frac{2\pi nt}{T}+\right.\right.$$

$$\left.\left.+B_n\sin\frac{2\pi nt}{T}\right)+\sum_{n=1}^{4}b_n\left(A_n\sin\frac{2\pi nt}{T}-B_n\cos\frac{2\pi nt}{T}\right)\right], \qquad (3)$$

где a_n и b_n – коэффициенты ряда Фурье;

T – период разложения;

A_n и B_n – коэффициенты, определяемые специальными формулами.

Результаты расчета по формуле (3) показывают, что влияние продольной диффузии на изменения концентрации вещества загрязнения вдоль водотока имеет большое значение при расчете самоочищения водотоков. Так, например, при впуске в водоток (v = 0,1 м/сек, D = 1,0 м^2/сек) консервативного вещества загрязнения по эпюре, имеющего в течение суток отношение максимальной и минимальной концентрации 7,6 на расстоянии 70 км от створа впуска по формуле (3), получим, что это отношение имеет величину 3,2. На основании вышеизложенного видно, что при расчете самоочищения водотока нельзя пренебрегать влиянием продольной диффузии. В условиях неконсервативного вещества это отношение зависит от величины коэффициента неконсервативности K.

Полученные расчетные формулы продольной диффузии вещества загрязнения применимы в случае, если расход вдоль водотока увеличивается (в условиях мелиорации) или уменьшается (в условиях ирригации), а также в случае поступления в водоток притока.

TRU Raamatukogu

Л.Л. Пааль, М.А. Тутт
Таллинский политехнический институт

О ГРАНИЧНЫХ УСЛОВИЯХ ДЛЯ РАСЧЕТА СМЕШЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В ВОДОТОКЕ

Сточная вода, поступающая в водоток из коллекторов или из очистной станции, имеет определенную неравномерность по расходам и по показателям загрязнений. Как показывают исследования коллекторов г. Таллина, проводимые в НИЛ санитарной техники ТПИ, суточная неравномерность ингредиентов сточной воды в несколько раз превышает неравномерность расходов.

В работах [1] и [2] нами были решены уравнения турбулентной диффузии при разных элементарных граничных условиях, т.е. при элементарных эпюрах впуска сточных вод в водоток. В настоящей статье сделана попытка дать обобщенную методику и конкретные примеры определения граничных условий для решения уравнения турбулентной диффузии при любых эпюрах впуска сточных вод в водоток. Для решения поставленной задачи использовались экспериментальные данные исследования коллекторов г. Таллина и в качестве показателя загрязнения применяли $БПК_5$.

Анализ кривых хода $БПК_5$ сточной воды в разрезе от нескольких суток до недели показывает, что изменение $БПК_5$ во времени не имеет определенного периода. Кривая хода может иметь в разрезе суток один или два пика независимо от дня недели. Закономерность изменения $БПК_5$ выражается только в том, что ночью величина $БПК_5$ сточной воды имеет минимальное значение, а днем появляется один или два максимума. С точки зрения процесса самоочищения и санитарно-

го состояния водоема критической эпюрой впуска сточных вод являются эпюры с наивысшими максимумами показателей загрязнения.

В первом приближении кривую хода показателя загрязнения можно рассматривать как периодическую функцию с периодом в одни сутки, причем расчетной эпюрой в разрезе этих суток является действительная кривая хода с наивысшим максимумом. Для оценки действительных величин показателя загрязнения сточных вод рекомендуется построить на основе экспериментальных данных известную в статистике кривую обеспеченности показателя загрязнения. На рис. I приведена кривая обеспеченности $БПК_5$ сточной воды одного коллектора.

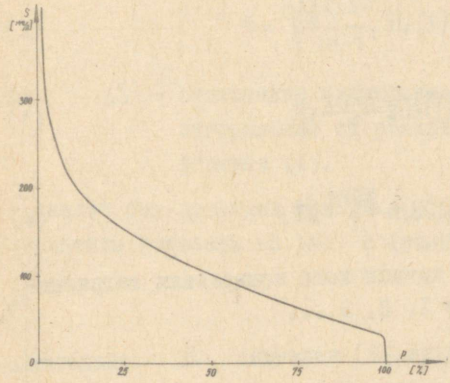

Рис.I Кривая обеспеченности $БПК_5$ сточной воды.

Кривая хода показателя загрязнения в течение одних суток является сложной функцией, и ее применение в качестве граничного условия при решении задач диффузии связано с большими трудностями. К решению поставленной задачи можно приступить двояко: выразить кривую хода через аналитическую функцию или применить приближенный метод решения уравнения турбулентной диффузии. Нам кажется, что первый метод является для инженеров более обзорным и применим без особого труда для практических расчетов самоочищения водотоков.

Предположим, что кривая хода показателя загрязнения $S = f(t)$ является периодической функцией с периодом $T = 24$ часа и разлагается в тригонометрический ряд.

$$S(t) = S_0 + \sum_{n=1}^{\infty} \left(a_n \cos \frac{2\pi n t}{T} + b_n \sin \frac{2\pi n t}{T} \right). \qquad (I)$$

Это означает, что ряд (I) сходится и суммой его является функция $S(t)$. Основная задача заключается в том, чтобы определить коэффициенты S_0, a_n и b_n этого ряда, исходя из кривой хода $S(t)$ показателя и загрязнения.

В ряду (I) коэффициенты Фурье S_0, a_n и b_n определяются следующими интегралами:

$$S_0 = \frac{1}{T} \int_0^T S(t)\, dt, \qquad (2)$$

$$a_n = \frac{2}{T} \int_0^T S(t) \cos \frac{2\pi n t}{T} dt, \qquad (3)$$

и

$$b_n = \frac{2}{T} \int_0^T S(t) \sin \frac{2\pi n t}{T} dt, \qquad (4)$$

где $S(t)$ – ордината кривой хода показателя загрязнения $n = 1, 2, 3 \ldots$

Определяемая по формуле (2) величина S_0 является средней величиной показателя загрязнения. Коэффициенты Фурье a_n и b_n можно определить по формулам (3) и (4), используя численные методы интегрирования. Применяя известную формулу прямоугольника, получим вместо (3) и (4) следующие приближенные формулы:

$$a_n = \frac{2}{m} \sum_{k=1}^{m} S\left(\frac{2k-1}{2} \Delta t\right) \cos \frac{2\pi n}{T} \left(\frac{2k-1}{2} \Delta t\right) \qquad (5)$$

и

$$b_n = \frac{2}{m}\sum_{k=1}^{m} S\left(\frac{2k-1}{2}\Delta t\right)\sin\frac{2\pi n}{T}\left(\frac{2k-1}{2}\Delta t\right). \qquad (6)$$

В последнем случае промежуток интегрирования разбивается на $m-1$ равных частей Δt и концы промежутка интегрирования являются узлами интерполирования. Точность определения коэффициентов Фурье зависит, по-видимому, также от шага интегрирования Δt, т.е. от числа разбиваемых частей. Для выяснения последнего фактора мы определили указанные коэффициенты a_n и b_n при разных шагах Δt и для оценки точности применяли среднюю квадратичную ошибку, определяемую по формуле:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{1}^{m}(\Delta S)^2}{m-1}}, \qquad (7)$$

где ΔS – отклонение наблюдаемого значения показателя загрязнения от расчетного, полученного по формуле (I).

Анализ был проведен при Δt = 0,5; I,0; 2,0 и 4,0 часа. Результаты показаны на рис. 2 (опыт № I), причем средняя квадратичная ошибка σ приведена в зависимости от n при разных шагах интегрирования.

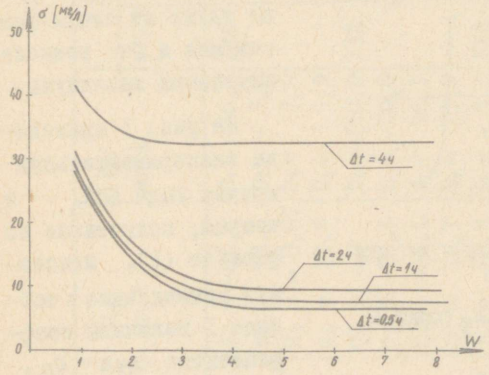

Рис.2 Влияние величины m и n на точность расчета.

Из рис.2 видно, что точность расчета мало зависит от m при малых Δt. Так, например, при Δt =0,5; I,0 и 2,0 часа ошибка изменяется мало. Для практического

использования формул (5) и (6) достаточно принять $m = 12$, т.е. $\Delta t = 2$ часа. Увеличение числа равных частей мало изменяет результаты расчета, увеличивается только объем работы.

Результаты, приведенные на рис. 2, позволяют сделать еще другой вывод: для расчета показателя загрязнения по формуле (I) достаточно принять $n \leq 4$. Дальнейшее увеличение слагаемых имеет для точности расчета малое значение.

В качестве иллюстрации установленной методики для определения граничных условий при расчете самоочищения водотоков приводим некоторые характерные примеры и расчетные коэффициенты. Требуемые коэффициенты a_n и b_n, входящие в формулу (I), приведены в таблице I.

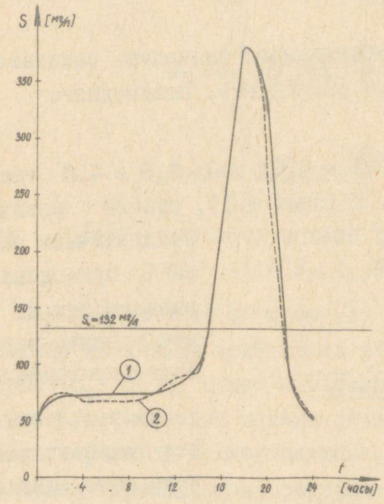

Рис.3 Кривая хода $БПК_5$ (опыт 2)
I – опытная кривая,
2 – кривая при $n = 4$.

Следует отметить, что величины коэффициентов a_n и b_n зависят не только от максимальных и минимальных значений показателя загрязнения, но также от числа максимумов и от времени появления максимума.

На рис. 3 приведена экспериментальная кривая хода $БПК_5$ и кривая, полученная по формуле (I), используя приведенные в таблице I величины коэффициентов a_n и b_n.

Интересно отметить, что независимо от максимальных и минимальных значений по-

Таблица I

Расчетные данные

№ опыта	a_n мг/л	b_n мг/л	S_o		$S_{макс}$		$S_{мин}$		Примечание
			мг/л	обеспеченность, %	мг/л	обеспеченность, %	мг/л	обеспеченность, %	
I.	$a_1 = -8I,8$	$b_1 = -36,6$	I26	36	250	6	42	89	I максимум в I2 часов
	$a_2 = 48,3$	$b_2 = -7,0$							
	$a_3 = -0,67$	$b_3 = 7,5$							
	$a_4 = I3,7$	$b_4 = 5,9$							
2.	$a_1 = 0$	$b_1 = -II0,0$	I32	34	380	2	50	83	I максимум в I8 часов
	$a_2 = -77,5$	$b_2 = -I0,0$							
	$a_3 = -I8,3$	$b_3 = 46,3$							
	$a_4 = I6,I$	$b_4 = II,7$							
3.	$a_1 = -28,3$	$b_1 = -3,3$	II0	44	I50	26	80	62	I максимум в I4 часов
	$a_2 = I0,5$	$b_2 = 4,7$							
	$a_3 = -I,3$	$b_3 = -2,7$							
	$a_4 = -I,8$	$b_4 = 2,0$							
4.	$a_1 = -38,4$	$b_1 = -3,6$	III	44	I70/I30	I9/34	50	83	2 максимума в II и I8 часов
	$a_2 = 0,6$	$b_2 = -25,I$							
	$a_3 = -4,5$	$b_3 = 2,3$							
	$a_4 = 2,2$	$b_4 = -7,I$							

казателя загрязнения средняя величина S_0 изменяется мало. С точки зрения санитарного состояния водотока опасным среди приведенных примеров является опыт № 2, имеющий максимум обеспеченности 2%.

Приведенная методика для определения граничного условия применима для любого показателя загрязнения (взвеси, хлоридов и т.д.), которые по данным проведенных исследований состава сточных вод коллекторов имеют также значительную неравномерность в течение суток.

Литература

I. А.М. Айтсам, Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль. О расчете продольного смешения вещества загрязнения в водотоках. Труды ТПИ, серия А, № 247, 1966.

2. Л.Л. Пааль. О расчете смешения сточных вод при некоторых эпюрах загрузки водотоков. Труды ТПИ, серия А, №247, 1966.

Н.Ф.Федоров, Л.Е.Волков, Л.И.Цветкова
Ленинградский инженерно-строительный институт

ЗАГРЯЗНЕНИЕ р.НЕВЫ СТОЧНЫМИ ВОДАМИ И ПУТИ УЛУЧШЕНИЯ ЕЕ САНИТАРНОЙ ХАРАКТЕРИСТИКИ

Река Нева имеет большое народнохозяйственное значение как крупная судоходная магистраль и как источник водоснабжения населения и многочисленных предприятий Ленинграда и других городов и населенных пунктов; велико ее рыбохозяйственное значение и роль в архитектурном облике Ленинграда. Поэтому санитарное состояние этого водоема требует особо пристального внимания.

Изучение санитарно-технического состояния р.Невы начато еще в первой половине XIX века. Однако многочисленные исследования, проводившиеся с различными целями для решения отдельных конкретных задач, не дали полного представления о санитарном состоянии реки.

В 1964-1967 гг. рядом организаций были выполнены физико-химические, бактериологические и гидробиологические исследования р. Невы. При проведении исследований было выбрано 19 створов с 56 точками для отбора проб воды, грунта и донных отложений. Определялись общесанитарные показатели воды и содержание в ней некоторых вредных веществ: металлов, нефтепродуктов. При микробиологических исследованиях определялось число сапрофитных бактерий, коли-титр и изучалось влияние загрязнений на микробиологические процессы. В процессе гидробиологических исследований изучалось изменение состава донных отложений по сезонам года, влияние деятельности олигохет на процесс

минерализации отложений, влияние загрязнений на состав и распределение донной фауны р. Невы, условия развития обрастаний на дне водоема.

Исследования показали значительное ухудшение показателей санитарного состояния р. Невы: за последние 70 лет окисляемость повысилась (в мг/л) с 5,8 - 8,2 до 9,8-14,1; содержание аммиака - с 0,045-0,13 до 0,1-0,86; хлоридов - с 3,4 до 7,5; плотного остатка - с 45,2-59,2 до 61,2-71,3. Велико содержание в воде нефтепродуктов. Донные отложения сильно загрязнены осадками сточных вод: содержание нефтепродуктов, например, достигает 10 г в 100г сухого грунта. Загрязненность дна сказывается и на видовом составе бентоса: в верховьях бентос представлен олигосапробными организмами, вниз по течению в его составе повышается роль бета-мезосапробных организмов, а ниже впадения р. Ижоры и в черте Ленинграда преобладают альфа-мезосапробы. Бактериологические исследования показали, что даже в верховьях реки содержится до 1,7 млн. бактерий в мл, а в пределах Ленинграда их число достигает 20 млн. в мл. Содержание гетеротрофных микроорганизмов в истоке составляет 600-1000 клеток в мл; по мере впадения в реку притоков оно резко увеличивается и достигает 40000 клеток в мл. В воде содержится большое количество нефтеокисляющих микроорганизмов, достигающее 100000 в мл.

Одной из главных причин угрожающего санитарного состояния р. Невы является загрязнение ее сточными водами, поступающими от жилых домов и промышленных предприятий; только в пределах Ленинграда насчитывается 900 выпусков канализации. Кардинальным решением для оздоровления реки Невы и ее дельты явится осуществление разработанного проекта городской канализации Ленинграда, предусматривающего отключение всех выпусков в водоемы и направление сточ-

ных вод на механические и биологические очистные сооружения с последующим сбросом их в Невскую губу Финского залива.

Однако даже при наличии городских очистных сооружений сохраняет актуальность вопрос очистки промышленных стоков на локальных очистных установках промышленных предприятий. Сейчас особое внимание уделяется внедрению очистки стоков от эмульгированных нефтепродуктов на флотационных установках, успешно эксплуатируемых в Ленинграде на заводах "Красный выборжец", "Большевик" и некоторых других предприятиях, а также организации сбора и регенерации отработанных масел. В качестве важнейшей задачи рассматривается вопрос разработки методов обезвоживания и утилизации осадков, образующихся на нейтрализационных установках многочисленных цехов гальванических покрытий предприятий радиотехнической, металлообрабатывающей, химической и других отраслей промышленности. Обработку сточных вод и кубовых остатков, образующихся в технологических процессах предприятий химической промышленности и содержащих большое количество органических примесей, целесообразно проводить, по примеру Охтинского химического комбината, в пламенных печах, обслуживающих отдельные группы предприятий.

Для отработки оптимальных технологических режимов эксплуатации локальных очистных установок, имеющихся на многих промышленных предприятиях, рекомендовано значительно расширить наладочную группу "Промэнергогаза", выделив ее в самостоятельный трест. Необходимо обязать промпредприятия благоустроить свои территории, организовать складирование сыпучих сырьевых материалов и химических отходов производства, мойку тары и внедрить другие мероприятия по предупреждению поступления в водоемы загрязнений с дождевыми стоками. Большую роль в вопросе прекращения загряз-

нения р. Невы стоками промышленных предприятий играет отношение к нему всего коллектива работников, что вызывает необходимость в широкой разъяснительной работе среди инженерно-технического персонала и рабочих.

Определенное значение придается вопросу очистки дна водоема от иловых отложений, являющихся источником вторичного загрязнения воды продуктами разложения органических веществ.

Л.Л. Пааль, М.А. Тутт
Таллинский политехнический институт

О РАСЧЕТЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЕЩЕСТВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В РЕКАХ ПРИ ПЕРИОДИЧЕСКИХ ЭПЮРАХ ВПУСКА СТОЧНЫХ ВОД

При расчете самоочищения водотоков основной интерес представляет изменение вдоль водотока концентрации вещества загрязнения за счет смешения, выделения и видоизменения. Кроме того, требуется определить также продолжительность волны загрязнения с определенной концентрацией в конкретном створе водотока. Продолжительность волны загрязнения, в свою очередь, зависит от эпюры впуска сточных вод в водоток. Для решения поставленной задачи нами были ранее приведены решения уравнения турбулентной диффузии при элементарных эпюрах впуска сточных вод в водоток [1], [2].

В данной статье приводится решение уравнения турбулентной диффузии при действительных эпюрах загрязнения, которые представляются в виде периодических функций [3]. Исходным уравнением, как и ранее, является уравнение одноразмерной турбулентной диффузии в виде [1]:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + V\frac{\partial S}{\partial x} - D\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + \kappa S = 0, \qquad (1)$$

где S – концентрация вещества загрязнения;
x – продольная координата водотока;
V – средняя скорость течения в водотоке;
D – коэффициент турбулентной диффузии;
κ – коэффициент неконсервативности.

Как было показано ранее [2], уравнение (I) получено при следующих допущениях:

I) концентрация вещества S распределена по живому сечению водотока равномерно;

2) коэффициент турбулентной диффузии D является постоянной величиной и не зависит от x;

3) средняя скорость течения V вдоль реки не изменяется.

Для решения уравнения (I) предположим, что в начальный момент времени $t = 0$ водоток не загрязнен, т.е.

$$S|_{t=0} = D. \qquad (2)$$

В качестве граничного условия в начальном сечении реки применимы действительные эпюры впуска сточных вод, полученные на основе экспериментального исследования состава сточных вод одного коллектора г. Таллина. Эти эпюры, как мы уже установили, описываются хорошо в виде ряда Фурье [3]. Таким образом, при любых периодических эпюрах впуска сточных вод в водоток граничное условие выражается в виде:

$$S|_{x=0} = S(t) = S_o + \sum_{n=1}^{\infty} \left(a_n \cos \frac{2\pi n t}{T} + b_n \sin \frac{2\pi n t}{T}\right) \qquad (3)$$

при $t \geq 0$.

В формуле (3) приняты следующие обозначения:

S_o – средняя величина показателя загрязнения;

a_n и b_n – коэффициенты Фурье;

T – период разложения в ряду Фурье, который при действительных эпюрах желательно принять $T =$ = 24 часа [3].

Для решения уравнения (I) при заданных начальных (2) и граничных условиях (3) применим преобразование Лапласа.

Применив преобразование Лапласа, получим изображающее уравнение при начальном условии (2) в виде:

$$\frac{d^2\bar{S}}{dx^2} - \frac{V}{d}\frac{d\bar{S}}{dx} - \frac{P+K}{D}\bar{S} = 0 . \qquad (4)$$

Общий интеграл уравнения (4) имеет вид:

$$\bar{S} = c_1 \exp\left[\frac{Vx}{2D} + x\left(\frac{V^2}{4D^2} + \frac{P+K}{D}\right)^{1/2}\right] + c_2 \exp\left[\frac{Vx}{2D} - x\left(\frac{V^2}{4D^2} + \frac{P+K}{D}\right)^{1/2}\right]. \qquad (5)$$

Для определения постоянных интегрирования учтем, что при $x \to \infty$ функция S, а значит и функция $\bar{S}$ должны быть ограничены. Следовательно, $c_1 = 0$ и постоянная интегрирования c_2 равняется изображению граничного условия (3).

Так как [4]

$$L\left[\cos\frac{2\pi nt}{T}\right] = \frac{p}{p^2 + \left(\frac{2\pi n}{T}\right)^2} \qquad (6)$$

и

$$L\left[\sin\frac{2\pi nt}{T}\right] = \frac{\frac{2\pi n}{T}}{p^2 + \left(\frac{2\pi n}{T}\right)^2}, \qquad (7)$$

то уравнение (5) переписывается в виде:

$$\bar{S} = \exp\left[\frac{Vx}{2D} - x\left(\frac{V^2}{4D^2} + \frac{P+K}{D}\right)^{1/2}\right]\left[\frac{S_0}{p} + \sum_{n=1}^{\infty}\left(a_n \frac{p}{p^2 + \left(\frac{2\pi n}{T}\right)^2} + b_n \frac{\frac{2\pi n}{T}}{p^2 + \left(\frac{2\pi n}{T}\right)^2}\right)\right]. \qquad (8)$$

Для определения оригинала уравнения (8) применим известные в литературе формулы преобразования Лапласа [4] и

теорему свертывания. В этом случае оригинал уравнения (8) определяется как

$$S=\frac{S_0}{2}\exp\frac{x}{2D}\left(V-\sqrt{V^2+4Dk}\right)\left\{\Phi^*\left(\frac{x-t\sqrt{V^2+4Dk}}{2\sqrt{Dt}}\right)+\right.$$
$$+\sum_{n=1}^{\infty}\frac{x}{2\sqrt{\pi D}}a_n\left[\cos\frac{2\pi nt}{T}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau\sqrt{V^2+4Dk}-x)^2}{4D\tau}}\cos\frac{2\pi n\tau}{T}d\tau+\right.$$
$$+\sin\frac{2\pi nt}{T}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau\sqrt{V^2+4Dk}-x)^2}{4D\tau}}\sin\frac{2\pi n\tau}{T}d\tau\Big]+$$
$$+\sum\frac{x}{2\sqrt{\pi D}}b_n\left[\sin\frac{2\pi nt}{T}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau\sqrt{V^2+4Dk}-x)^2}{4D\tau}}\cos\frac{2\pi nt}{T}d\tau-\right.$$
$$\left.\left.-\cos\frac{2\pi nt}{T}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau\sqrt{V^2+4Dk}-x)^2}{4D\tau}}\sin\frac{2\pi nt}{T}d\tau\right]\right\},\qquad(9)$$

где $\Phi^*(y)=1-\Phi(y)$, $\Phi(y)$ – функция ошибок.

Проведенный анализ интегралов в формуле (9) показывает, что интегрирование представляет определенные трудности.

Введем обозначения:

$$A_n=\frac{x}{2\sqrt{\pi D}}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau V-x)^2}{4D\tau}}\cos\frac{2\pi n\tau}{T}d\tau\qquad(10)$$

и

$$B_n=\frac{x}{2\sqrt{\pi D}}\int_0^t\frac{1}{\tau^{3/2}}e^{-\frac{(\tau V-x)^2}{4D\tau}}\sin\frac{2\pi n\tau}{T}d\tau.\qquad(11)$$

В последних формулах (10) и (11) принято, учитывая малость величины k, что $\sqrt{V^2+4Dk}\approx V$.

Последнее упрощение не оказывает существенного влияния на результаты расчета, и ошибка остается в пределах точности определения средней скорости течения потока. Тогда, используя формулы (9), (10) и (11), получим формулу для расчета концентрации неконсервативного вещества загрязнения в виде:

$$S=\exp\left[\frac{x}{2D}\left(V-\sqrt{V^2+4Dk}\right)\right]\left\{\frac{S_0}{2}\Phi^*\left[\frac{x-t\sqrt{V^2+4Dk}}{2\sqrt{Dt}}\right]+\right.$$

$$+\sum_{n=1}^{\infty}a_n\left[\left(A_n\cos\frac{2\pi nt}{T}+B_n\sin\frac{2\pi nt}{T}\right)+\right.$$

$$\left.\left.+b_n\left(A_n\sin\frac{2\pi nt}{T}-B_n\cos\frac{2\pi nt}{T}\right)\right]\right\}, \qquad (12)$$

где a_n и b_n определяются граничным условием;
A_n и B_n – формулами (10) и (11).

Для расчета изменения концентрации консервативного вещества загрязнения по длине водотока можно использовать формулу (12) при $k = 0$.

Для определения коэффициентов A_n и B_n по формулам (10) и (11) в зависимости от точности решения задачи следует использовать численные методы интегрирования, т.е. применять либо формулу прямоугольников, либо трапеций. Независимо от точности решения, вышеуказанный метод для практических инженерных расчетов является все же трудоемким. Поэтому нами рекомендуются приближенные формулы определения коэффициентов A_n и B_n :

$$\begin{matrix}A_1\\B_1\end{matrix}=\exp\left[-\frac{0{,}486x}{\left(50\frac{V}{\sqrt{D}}\right)^{1{,}37}VT}\right]\begin{matrix}\cos\\\sin\end{matrix}\frac{2\pi x}{VT}\ ; \qquad (13)$$

$$\begin{matrix} A_2 \\ B_2 \end{matrix} = \exp\left[-\frac{2{,}608x}{\left(50\frac{V}{\sqrt{D}}\right)^{1{,}66}VT}\right]\begin{matrix}\cos \\ \sin\end{matrix}\frac{4\pi x}{VT}; \qquad (I4)$$

$$\begin{matrix} A_3 \\ B_3 \end{matrix} = \exp\left[-\frac{8{,}480x}{\left(50\frac{V}{\sqrt{D}}\right)^{1{,}87}VT}\right]\begin{matrix}\cos \\ \sin\end{matrix}\frac{6\pi x}{VT}; \qquad (I5)$$

$$\begin{matrix} A_4 \\ B_4 \end{matrix} = \exp\left[-\frac{18{,}88x}{\left(50\frac{V}{\sqrt{D}}\right)^{2{,}00}TV}\right]\begin{matrix}\cos \\ \sin\end{matrix}\frac{8\pi x}{VT}; \qquad (I6)$$

где T – период разложения в ряду Фурье, сек;
V – средняя скорость водотока, м/сек;
x – расстояние от впуска до рассматриваемого створа, м.

Как было показано уже ранее [3], для определения граничных условий при помощи ряда Фурье достаточно принять только первые четыре члена. Проведенный нами анализ показал, что и здесь, не нарушая точности результатов расчета, не требуется в ряду более трех или четырех членов.

Учитывая приведенные формулы (I3–I6) и имея в виду, что сточная вода впускается в водоток неравномерно по закону (3), расчетные формулы упрощаются. Таким образом, вместо формулы (I2) для расчета концентрации неконсервативного вещества загрязнения имеем

$$S = \exp\left[\frac{x}{2D}\left(V-\sqrt{V^2+40K}\right)\right]\left[S_0+\sum_{n=1}^{4}a_n\left(A_n\cos\frac{2\pi nt}{T}+\right.\right.$$

$$\left.\left.+B_n\sin\frac{2\pi nt}{T}\right)+\sum_{n=1}^{4}b_n\left(A_n\sin\frac{2\pi nt}{T}-B_n\cos\frac{2\pi nt}{T}\right)\right]. \qquad (I7)$$

Соответственная формула для расчета концентрации консервативного вещества переписывается в виде:

$$S = S_0 + \sum_{n=1}^{4} a_n \left(A_n \cos \frac{2\pi n t}{T} + B_n \sin \frac{2\pi n t}{T} \right) + \\ + \sum_{n=1}^{4} b_n \left(A_n \sin \frac{2\pi n t}{T} - B_n \cos \frac{2\pi n t}{T} \right). \qquad (18)$$

Для расчета самоочищения водотоков по вышеприведенной методике, имея в виду большой объем вычислительных работ, можно успешно применять ЭВМ.

Литература

1. А.М. Айтсам, Х.А. Вельнер, Л.Л. Пааль. О расчете продольного смешения вещества загрязнения в водотоках. Труды ТПИ, серия А, № 247, 1966.

2. Л.Л. Пааль. О расчете смешения сточных вод при некоторых эпюрах загрузки водотоков. Труды ТПИ, серия А, № 247, 1966.

3. Л.Л. Пааль, М. Тутт. О граничных условиях для расчета смешения сточных вод в водотоках. (См.статью настоящего сборника).

4. В.А. Диткин, А.П. Прудников. Справочник по операционному исчислению. М., 1965.

Х.А. Вельнер, А.М. Айтсам
Таллинский политехнический институт

О КРИТЕРИЯХ ПОДОБИЯ ПРОЦЕССОВ ПРЕВРАЩЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ

При описании динамики процессов биохимического окисления органических веществ используется коэффициент скорости биохимического окисления K_1, определяемый стандартными скляночными опытами. Многочисленными натурными наблюдениями доказано, что процессы самоочищения проходят значительно интенсивнее, чем это можно было бы предполагать по скляночным опытам.

Вельц, Ганнон [1] и К. Бошко [2] предлагают определить коэффициент скорости превращения органических веществ, применяемый при расчетах процессов самоочищения, как

$$K = K_1 + \frac{v}{H} \cdot \eta = K_1 + K', \qquad (1)$$

где v – скорость течения потока;
H – глубина водоема;
η – безразмерный коэффициент, учитывающий роль ложа водоема.

К. Бошко [2] предполагает при этом, что $\eta = f(Fr)$, причем при числах Фруда порядка 0,25 – 0,48 η = 0.2 – 0,5. Подсчеты показывают, что K' доходит в водоемах до 2,0 и более.

Проведенный нами анализ размерностей позволяет представить динамическую составляющую K' процесса самоочищения для заданного вещества в универсальном виде

$$\frac{K'}{\frac{v}{R}} = f\left(Re_v, Re_D, \frac{B}{R}, \frac{\Delta}{R}\right) \qquad (2)$$

или при широких руслах как

$$\frac{\kappa'}{\frac{v}{H}} = f\left(Re_\nu, Re_D, \frac{B}{H}, \frac{\Delta}{H}\right), \qquad (2')$$

где $Re_\nu = \frac{vH}{\nu}$; $Re_D = \frac{vH}{D}$;

B – ширина русла;
R – гидравлический радиус;
Δ – линейный размер шероховатости русла;
D – коэффициент турбулентной диффузии;
ν – кинематический коэффициент вязкости;

Принимая $f(\ldots) = \eta$, получаем формулу (I). Как видно из (2), η является функцией Re. Существенное влияние на κ' оказывают дополнительные сопротивления (растительность, ледяной покров, донные отложения и пр.), влияние которых требует специальных исследований. В первую очередь, однако, требуется определение зависимости

$$\kappa' = f\left(Re, \frac{v}{H}\right). \qquad (3)$$

В настоящее время в Таллинском политехническом институте проводятся лабораторные исследования на динамической кольцевой модели по установлению зависимости $\kappa' = f\left(Re_\nu, \frac{v}{H}\right)$ при $\frac{B}{H} = \text{const}$, $\frac{\Delta}{H} = \text{const}$ и $Re_D = \text{const}$ [3]. Получаемые зависимости имеют вид, представленный на рис. I. Правильность выдвинутых предпосылок проверяется натурными экспедиционными исследованиями.

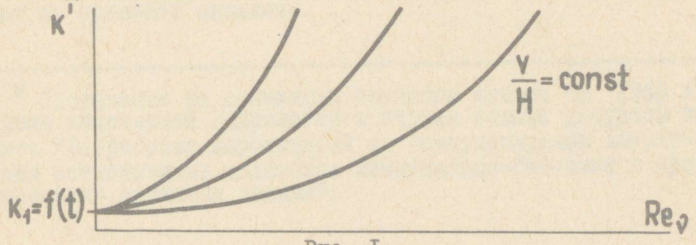

Рис. I.

Литература

1. C.I. Velz , I. I. Gannon. Biological Extraction and Accumulation in Stream Selfpurification. Inter - nat. J. Air and Water Pollut. Nr. 6- 7, 1963.

2. K. Boško. Discussion - paper 1 - 2. Third International Conference on Water Pollution Research. Munich, 1966.

3. Х.А. Вельнер, Р.В. Платс. О динамике превращения органического вещества в малых реках. (См.статью настоящего сборника).

Б.Г. Казарян
НИИ водных проблем и гидротехники Армянской ССР

О НЕКОТОРЫХ ОСОБЕННОСТЯХ ПРОЦЕССОВ СМЕШЕНИЯ И САМООЧИЩЕНИЯ ВОДОТОКОВ В УСЛОВИЯХ АРМЯНСКОЙ ССР *

Вопросы смешения сточной воды с речной и их самоочищения актуальны и требуют быстрого решения для условий Армянской ССР, так как все возрастающее количество сточных вод приводит к угрожающему состоянию загрязненности наших водотоков.

Для получения некоторых характеристик процессов смешения и самоочищения в специфических условиях Армянской ССР (большие уклоны, жаркий климат и др.) институтом были организованы наблюдения в натурных условиях над типичными водотоками республики. Таковыми для исследований по смешению были выбраны два участка осушительных коллекторов Араратской равнины, которые характеризуют средние условия горных рек.

Прежде чем начать эксперименты, было проведено подробное гидрологическое и морфометрическое обследование участков с целью выявления причин, наиболее сильно влияющих на процессы смешения.

---

* Составлено на основании научного отчета за 1966 г. отдела инженерной гидрологии и охраны водных ресурсов по теме: "Разработка мероприятий по предупреждению загрязнения естественных водотоков коммунально-бытовыми и промышленными сточными водами".

Исследования велись по методике впуска насыщенного раствора хлористого натрия в водоток и определения изменения электропроводности воды солемером "ВСЕГИНГЕО" в процессе перемешивания рассола с водой водотока. За весь период исследований было проведено 25 серий опытов, причем разбавления колебались в пределах 200-1080.

На основе проделанных опытов были рассчитаны величины коэффициентов смешения для всех створов до створа полного смешения для обоих участков. Результаты расчетов показали, что смешение на водотоках подобного типа, которые распространены в равнинных частях Армянской ССР, происходит на расстояниях, измеряемых десятками метров, что подтверждается и исследованиями других авторов [2], [3]. При рассмотрении факторов, влияющих на смешение, выяснилось, что наиболее сильное воздействие на ускорение процесса оказывают извилистость береговых линий, выкладка дна и берегов и скорость.

Интересно отметить, что при проверке соответствия существующих расчетных зависимостей для определения расстояния до створа полного смешения и максимальной концентрации загрязнений в любом створе до створа полного смешения натурным результатом, выявилось, что рассчитанные величины в несколько десятков и даже сотен раз превышают те же, измеренные в натуре.

Исключение составляет метод А.Е. Карашева, пользование которым затруднительно из-за необходимости проведения большой вычислительной работы. Применяя этот метод Г.М.Риммар составил известную номограмму, по которой графическим путем легко можно найти расстояния до створа полного смешения при русловом впуске для нешироких рек. Применение номограммы в наших условиях дает отличную сходимость величин, взятых по ней и измеренных в натуре.

Таким образом, можно заключить, что для определения расстояния до створа полного смешения в горных водотоках наиболее точные величины дает номограмма Г.М. Риммара.

Продолжением работ по смешению явились экспериментальные исследования по самоочищению, так как эти процессы взаимосвязаны (перемешивание значительно активизирует окисление органических загрязнений).

Объектом для исследований был выбран 25-километровый участок горной р. Раздан ниже места спуска неочищенных сточных вод г. Еревана, количество которых колебалось от I,5 до 2,2 $м^3$/сек, между тем как расход в реке в среднем составлял I,0 $м^3$/сек. Предварительно было проведено обследование участка исследований, в результате которого выяснилось, что каждые 50-I50 м река течет, чередуя так называемые быстротоки с прудами. Время добега воды до створов было определено методом окрашивания.

Исследования велись в летний период, когда в реке были минимальные расходы, что наиболее опасно с точки зрения загрязненности, по показателям пятисуточной биохимической потребности в кислороде ($БПК_5$) и растворенному кислороду (O_2). Всего было отобрано 84 пробы воды, причем отбор производился с учетом времени добега воды. Анализы проб воды производились по стандартной методике. Следует отметить, что в основном исследовались первые I0 км, так как после предварительных анализов выяснилось, что на этом участке река перерабатывает свыше 90 % загрязнений. Для контроля было взято несколько проб воды с 22-го и 25-го км, которые показали, что здесь очистились все поступающие загрязнения.

Результаты анализов показали, что на расстоянии первых I0-и км река очищает воду почти как аэротенк (табл.I).

Таблица I

Расст. до створ. в км.	I	2	3	4	5	6	7	8	9	IO
Время добега воды в час	0,4	I,0	I,8	2,7	2,7	4,7	5,6	6,5	7,5	8,5
К-во переработ. загр. в %	36,7	56,7	66,7	74,4	80,0	83,3	85,6	87,8	89,4	90,6

Такое явление можно объяснить тем, что в период исследований здесь была сильно развита погруженная и прибрежная растительность, особенно в прудовых участках. Часть водных организмов, по-видимому, питалась непосредственно органическим веществом. Постоянное же поступление в реку большого количества питательных веществ сильно увеличивает объем микрофлоры, играющей роль активного саморегенерирующегося ила, который в виде тонкой пленки и ворсистых отложений покрывает дно, берега и водоросли, что заметно на первых 2-3 км участка даже невооруженным глазом.

Наибольший эффект самоочищения получается именно летом, когда расход и глубина малые, температура воды высокая и на единицу объема загрязнений приходится бóльшая поверхность дна, берегов и водорослей, покрытых активным илом. Наличие же в воде I% активного ила ускоряет процесс биологического окисления до 5-8 раз [3],[5]. Усилению хода биохимического окисления способствует также интенсивное перемешивание на участках упомянутых выше быстротоков, которое создает равномерные по всему живому сечению реки условия для обмена веществ водорослей и микроорганизмов и ускоряет сам процесс окисления до IO раз [2],[3],[5].

При расчете константы скорости потребления кислорода K_I для участка исследований выявилось понижение его во времени (табл. 2).

Таблица 2

Время, час	2	4	6	8	I0	I2	I4	I6	I8	20
K_I	6,28	4,20	3,30	2,87	2,57	2,45	2,30	2,28	2,I2	2,04

При постановке опыта на ход биохимического окисления в лабораторных условиях при постоянной температуре в закрытых бутылках величина K_I получилась равной 0,I, т.е. в несколько десятков раз меньше, чем в натуре, что подтверждается и исследованиями других авторов [5].

Следует отметить, что высокие величины K_I не случайны, так как по исследованиям института и городской СЭС в I964 г. [I],[4] для верхних участков р. Раздан величина K_I составляла соответственно 2,0 - 2,5 и 2,2 - 6,I.

При исследовании кислородного режима выяснилось, что минимум O_2 имеет место в створе полного смешения, а кислородного прогиба не наблюдается, что говорит об интенсивном перемешивании и бурной аэрации на участке исследований.

Был произведен расчет величины константы скорости аэрации K_2, в результате которого величина K_2 получалась равной 2,4.

Таким образом, высокая самоочищающая способность реки Раздан, характеризующаяся величинами K_I, равными 2,0 - 6,3 и K_2, равной 2,4, может быть результатом специфической схемы течения "быстроток-пруд-быстроток".

Исходя из вышесказанного можно заключить, что при разработке необходимых мероприятий по предупреждению за-

грязнения естественных водотоков коммунально-бытовыми и промышленными сточными водами необходимо использовать способность горных водотоков к самоочищению следующим образом: I) комплексное сочетание ее с индустриальными методами очистки сточных вод; 2) установление зон санитарной охраны рек на участках их самоочищения; 3) определение необходимой степени разбавления очищенных стоков с речной водой; 4) выбор мест забора воды из реки ниже створа спуска сточных вод для повторного использования ее на орошение, причем в каждом отдельном случае подход должен соответствовать конкретным специфическим условиям течения водотока и виду поступающей в него сточной жидкости.

Литература

I.Гукмджян С.М., Казарян Б.Г., Казарян Э.Х. К вопросам смешения и самоочищения сточных вод в условиях Армянской ССР. Труды НИИ водных проблем и гидротехники. Т.I(УI), Ереван, I967.

2. Драчев С.М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми сточными водами. "Наука", М.-Л., I964.

3. Научные доклады по вопросам самоочищения водоёмов и смешения сточных вод. (I Всесоюзный симпозиум, 7 - I0 июля) Таллин, I965.

4. Санитарно-гигиеническая и эпидемиологическая характеристика водоемов Армянской ССР. Ереван, I964.

5. Gannon J.J. River and Laboratory BOD Rate Considerations. Journal of the Sanitary Engineering Division. PASCE.,vol.92, No SA1,1966.

В.Т. Каплин, С.Е. Панченко
Гидрохимический институт

ЗАГРЯЗНЕНИЕ И САМООЧИЩЕНИЕ РЕКИ СУНЖИ

Река Сунжа получает основное загрязнение в черте г.Грозного от предприятий нефтяной и химической промышленности. Общий объем сточных вод этих заводов составляет 800 - 850 тыс.м^3/сутки.

Промышленные сточные воды характеризуются неприятным запахом бензина и нефти, грязно-бурым цветом, высоким содержанием взвешенных веществ (до 650 мг/л) и низкой величиной pH (до 5,0). Содержание эфирорастворимых веществ достигает 600, летучих фенолов - свыше I,0, нелетучих фенолов - около 4,5 мг/л. Процент насыщения кислородом отдельных стоков составляет менее 20%. Величина бихроматной окисляемости колеблется в пределах 0,40 - I,6 г/л. В р. Сунжу поступает большое количество загрязнений с водой таких притоков, как реки Нефтянка, Аргун, Джалка и Белка. В воде рек Нефтянка и Аргун установлена высокая концентрация нефтепродуктов (до I7,0 мг/л). Вода рек Белка и Джалка характеризуется высоким значением бихроматной окисляемости - около 400-600 мг/л.

Изучение самоочищения р. Сунжи от органических загрязнений, вносимых промышленными сточными водами г.Грозного и водами притоков, проводили на I2 створах в следующие гидрологические фазы: начало половодья (апрель), пик половодья (июнь) и осенняя межень (октябрь). Установлена количественная характеристика самоочищающей способности отдельных участков р. Сунжи. Вычислена общая скорость снижения концентрации фенольных соединений и нефтепродуктов в р. Сунже в результате процесса самоочищения. В пе-

риод половодья самоочищение р. Сунжи на участке протяженностью 94 км происходит от летучих фенолов на 80-90 %, от нелетучих фенолов - на 46-52%, от нефтепродуктов - на 68-73%. В меженный период самоочищение р. Сунжи значительно ниже: от летучих фенолов - 82%, от нелетучих фенолов - 40%, от нефтепродуктов - 62%.

Эффект самоочищения воды р. Сунжи в значительной мере определяется соотношением объемов сточных вод и речной воды. Найдена зависимость скорости процесса самоочищения от гидрологических факторов (расхода воды в реке и ее скорости), концентрации загрязняющих веществ, температуры речной воды, концентрации растворенного в воде кислорода и содержания взвешенных веществ.

В.Т. Каплин
Гидрохимический институт

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДОЕМОВ ОТ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Развитие отраслей синтетической химии, нефтехимии, целлюлозно-бумажной промышленности и различных производств по переработке сельскохозяйственных продуктов, широкое применение органических удобрений и ядохимикатов в сельском хозяйстве, все большее использование синтетических продуктов в быту (моющие вещества, красители и др.) - все это определяет увеличение количества сточных вод, содержащих загрязнения главным образом органического происхождения.

Поступление в водоем органических загрязнений отрицательно сказывается на его биоценозе, а также на химическом составе и физических свойствах воды. Путем лабораторного моделирования количественно оценивалось влияние отдельных классов органических веществ на химический состав воды следующих типов водоемов: малопроточные водоемы (пруды, озера, некоторые водохранилища); водотоки со слабым контактом воды с донными отложениями (крупные равнинные реки, например, Волга, Дон, Лена и др.); водотоки с хорошим контактом воды с донными отложениями и высоким содержанием взвешенных веществ (большинство мелких рек и горные реки, например Терек, Кура и др.).

Летучие фенольные соединения в больших концентрациях токсичны для микроорганизмов. При низком содержании в воде одноатомных фенолов микроорганизмы используют их как энергетический и строительный материал. Поступление в водоем летучих фенолов снижает концентрацию растворенного в воде

кислорода и тормозит процесс нитрификации. Распад карболовой кислоты, крезолов и ксиленолов является реакцией первого порядка. Константы скорости распада индивидуальных фенольных соединений в малопроточных водоемах изменяются в широком интервале. Сравнительно быстро распадается карболовая кислота, медленнее других идет распад 2,3-ксиленола, что обусловлено спецификой структуры и различной токсичностью отдельных летучих фенолов.

В природных водах диоксибензолы и нафтолы тормозят процессы биохимического окисления органических веществ. Эти соединения характеризуются высокой токсичностью по отношению к растительным и животным микроорганизмам. Поступая в водоем, полифенолы нарушают нормальный кислородный режим и тормозят процессы оборачиваемости некоторых биогенных элементов.

Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) "ухудшают" физические свойства и химический состав природной воды. Алкилсульфаты обуславливают дефицит растворенного в воде кислорода, особенно в начальный период их поступления в водоем. Скорость распада алкилсульфатов сравнительно высокая.

Алкилсульфонаты нарушают нормальную реаэрацию воды, повышают биологическую потребность воды в кислороде и тормозят процессы нитрификации. Распад алкилсульфонатов при тех же условиях протекает более медленно, чем алкилсульфатов.

Алкиларисульфонаты устойчивы к биохимическому окислению. Эти СПАВ обуславливают дефицит растворенного в воде кислорода и торможение процессов нитрификации в течение длительного времени. В значительной мере скорость распада алкиларисульфонатов в воде определяется структурным строением индивидуальных соединений, и особенно пространственным расположением и длиной боковой алкильной цепи.

Неионогенные СПАВ типа ОП-7 и ОП-10 очень устойчивы к биологическому окислению. Присутствие в воде этих веществ нарушает нормальную жизнедеятельность водоемов: уменьшается скорость реаэрации, тормозятся процессы нитрификации, повышается мутность и вспениваемость воды. Концентрация ОП-7 и ОП-10 снижается очень медленно.

Неионогенные СПАВ типа "синтанол" и "проксанол" распадаются в условиях природных водоемов примерно с такой же скоростью, как и анионоактивные СПАВ типа алкилсульфонатов. "Синтанол" и "проксанол" не оказывают значительного влияния на процесс нитрификации.

Формальдегид распадается в природной воде очень быстро. Интенсивное окисление формальдегида приводит к резкой убыли концентрации растворенного в воде кислорода и повышению величины БПК. Процессы нитрификации заметно тормозятся лишь при содержании в воде формальдегида выше 20 мг/л. При низких температурах воды (2-5^{0} С) биохимическое окисление формальдегида происходит медленно.

Летучие жирные кислоты распадаются в природных водоемах сравнительно медленно. Процессы окисления жирных кислот отрицательно сказываются на кислородном режиме водоемов. При распаде уксусной и масляной кислот наблюдается торможение процесса нитрификации. Процесс нитрификации при окислении пропионовой кислоты практически не изменяется.

Максимальная скорость самоочищения водоемов от органических загрязнений установлена на моделях водотоков, имеющих хороший контакт воды с донными отложениями и со значительным содержанием взвешенных веществ. За счет сорбции и соосаждения на глинистых минералах (каолинит, монтмориллонит, гидрослюда) и на гидроокисях металлов (железа, алюминия, марганца) убыль органических веществ в воде сравнительно невелика и в лучшем случае может со-

ставлять в среднем 20-30% от исходной концентрации соединений в воде. За счет "илового эффекта", определяемого главным образом активностью бактериальной среды, развивающейся на частичках взвешенных веществ и донных отложений, скорость самоочищения водоемов от органических загрязнений заметно возрастает.

В водоемы поступает со сточными водами целый "букет" загрязнений, в том числе и разнообразные органические вещества. Скорость распада органического соединения в присутствии ряда других загрязняющих веществ замедляется. Суммарное загрязнение особенно отрицательно сказывается на физических свойствах воды, кислородном режиме и на процессах оборачиваемости некоторых биогенных элементов. Результаты лабораторного моделирования распада смеси летучих фенольных соединений, а также смеси летучих жирных кислот совпадают в первом приближении с материалами натурных наблюдений за самоочищением водоемов от загрязнений, среди которых были летучие фенолы и летучие жирные кислоты.

А.Г. Каск
Таллинский политехнический институт

О МЕТОДИКЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЛИМИТИРУЮЩЕГО МИНИМАЛЬНОГО СТОКА ПРИ ПРОГНОЗИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОТОКОВ

В практике исследования качества воды загрязненных рек только в редких случаях удается взять пробы воды для химанализа в критических условиях, т.е. при таких условиях, когда в водотоке наблюдается расход воды, близкий к расчетному, лимитирующему минимальному стоку. Поэтому немалый интерес представляет вопрос, каким образом прогнозировать качество воды в водотоке при критических расчетных условиях на основании анализов воды, взятых при расходах, значительно превышающих расчетные. Дальше, если правильно удастся предвидеть положение в водотоке при лимитирующем расходе и если расчеты покажут, что загрязнение превышает допустимое, возникает новый вопрос: какими мероприятиями ликвидировать опасное положение, т.е. что предпринять, чтобы качество воды в водоеме было бы в пределах нормативного. Разрешение этого вопроса необходимо не только для правильной оценки и регулирования существующего положения, но и для решения вопросов, связанных с планированием дальнейшего развития промышленности и народного хозяйства в целом.

В наиболее простом случае можно описать соотношение между наблюдаемой в реке концентрацией какого-либо загрязнителя и его расчетной величиной при помощи следующей дробно-линейной зависимости

$$S_i = \frac{S_p}{n}, \qquad (1)$$

где S_i – наблюдаемая концентрация загрязнителя в водотоке при расходе воды Q_i;

S_p – расчетная концентрация при расчетном расходе Q_p;

n – соотношение между наблюдаемым и расчетным расходом, $n = \frac{Q_i}{Q_p}$.

Формула (I) относится к створу полного смешения и справедлива в условиях, когда в воде водоема выше спуска сточных вод (в фоне) данный ингредиент отсутствует или же когда его объем $G = S_ф \cdot Q = const$, т.е. $S_ф = \frac{G}{Q}$. В случае, когда концентрацию рассматриваемого ингредиента выше спуска при любом расходе можно считать практически неизменной, т.е. $S_ф = const$ (как это наблюдается, например, при БПК), можно вышеприведенное соотношение выразить в следующем виде:

$$S_i = \frac{S_p + (n-1)S_ф}{n}, \qquad (2)$$

где $S_ф$ – концентрация загрязнителя в воде водотока выше спуска сточных вод (концентрация фона).

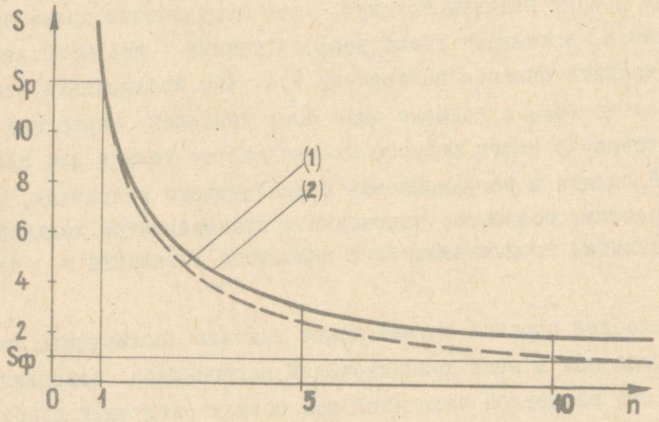

Рис.I. Схема зависимости концентрации загрязнителя (S)от степени разбавления (n).

На рис. I показаны кривые зависимости концентрации загрязнителя от степени разбавления. При использовании вышеприведенных зависимостей для предварительного определения расчетной концентрации получим соответствующие расчетные формулы:

$$S_p = nS_i \qquad (Ia)$$

и

$$S_p = nS_i - (n-1)S_ф. \qquad (2a)$$

Как уже сказано, при помощи этих формул лишь приближенно можно получить представление о расчетной концентрации загрязнения, так как они не учитывают процессов самоочищения водоемов, вернее не учитывают то различие, которое наблюдается в процессе самоочищения в зависимости от различного времени добегания воды при больших и малых расходах, от различия между температурами воды и т.д.[4].

Для прогнозирования расчетного качества воды при помощи зависимостей (Ia, 2a) необходимо знать прежде всего степень разбавления (n), поскольку остальные величины (включая и расход воды Q_i) можно непосредственно определить.

Для того, чтобы правильно определить степень разбавления n, необходимо правильно, всесторонне продуманно определить лимитирующий расчетный минимальный расход Q_p. Нам кажется, что в зависимости от применяемых различных инженерных мероприятий в борьбе против загрязнения водоемов, необходимо дифференцированно определить и соответствующие гидрологические характеристики водотоков, в том числе и величину расчетного минимального расхода Q_p.

Чтобы избежать загрязнения водотоков, можно использовать три пути, которые принципиально отличаются друг от друга.

I. Увеличение эффекта очистки на очистных сооружениях.

2. Регулирование стока реки в целях увеличения расчетного минимального расхода (создание водохранилищ).

3. Регулирование стока сточных вод при помощи создания бассейнов и прудов для удерживания стока сточных вод.

Первый способ разрешения вопроса – увеличение эффективности очистки сточных вод – часто связан с очень большими капиталовложениями для строительства и эксплуатации дорогих биологических очистных сооружений с высокой степенью очистки. В то же время (ввиду весьма большого колебания незарегулированных суточных расходов в реке в годовом и в многолетнем разрезе) периоды, когда действительно нужен полный эффект очистки, часто довольно короткие, а во время многоводных периодов высокая степень очистки сточных вод является практически излишней. Как показывают наши исследования [I], для определения расчетного минимального расхода в таких случаях необходимо знать, кроме величины расхода и его статической обеспеченности, еще длительность и повторяемость периодов стояния минимального стока.

Весьма перспективным является второй способ – регулирование стока реки в целях увеличения минимального стока и тем самым увеличения степени разбавления сточных вод. Регулирование стока путем создания водохранилищ дает возможность не только снизить стоимость очистных сооружений на всех расположенных вдоль реки ниже водохранилищ промышленных и жилых центров, но, кроме того, увеличение минимального стока одновременно создает условия для разрешения и ряда других водохозяйственных вопросов, связанных с водопотреблением и водопользованием. Разрешение вопросов, связанных с регулированием стока, в первую очередь требует наличия данных о дефиците стока во время маловодных периодов. Методика определения дефицита стока и других гидрологических характеристик, связанных с проблемами регулирования стока, изложена нами заранее [2], [3] и здесь не повторяется.

Третьим способом спасения водоемов от недопустимого загрязнения во время маловодных периодов является регулирование стока сточных вод. Положительной стороной этого способа является тот момент, что одновременно с удерживанием сточных вод в бассейне-хранителе происходят биологические процессы разложения органического вещества загрязнения. Выбор водоохранных мероприятий должен, в конечном счете, осуществляться путем комплексных технико-экономических расчетов данной водохозяйственной системы [5]. Наши исследования на реках Эстонской ССР показывают, что при наличии бассейнов сточных вод, обеспечивающих месячное регулирование стока сточных вод, величину расчетного минимального расхода можно увеличить в 1,5... 3 раза против обыкновенного. Гидрологической основой при способе регулирования спуска сточных вод в водоемы, по нашему мнению, является внутримесячные закономерности распределения стока. Такие исследования нами проведены на основании стоковых данных 34-х водомерных постов Эстонской ССР. Поскольку применяемая нами методика обработки стоковых данных в месячном разрезе заранее не описана, то необходимо ниже коротко остановиться на основных моментах этого способа, а также отметить некоторые полученные результаты.

В основном методика определения стоковых характеристик по месяцам имеет сходство с ранее описанной [1], [2]. Как в годовом, так и в месячном разрезе определяются следующие величины:

1) обеспеченность (P) модуля стока (q) по отдельным месяцам ($q_{p\%\ I...XII}$);

2) сумма дней (T) за месяц, в течение которых расход воды равен или менее заданного ($Q_i \leq Q_{зад}$);

3) повторяемость (S) периодов минимального стока (T) при различной обеспеченности (P); определение зависимости $T = f(P, S)$.

Обработка стоковых данных для определения этих параметров выполняется по следующим этапам:

а) задаются расходы ($Q_{1...5}$) отдельно для каждого месяца с таким расчетом, чтобы диапазон минимального стока в пределах от P = 60...80% до P = 97...99% был бы распределен на более-менее равномерные интервалы;

б) для каждого заданного расхода ($Q_{1...5}$) определяется за весь период наблюдения (желательно не менее 15 лет) отдельно для каждого месяца сумма дней (T), в течение которых расход воды равен или менее заданного ($Q_i \leq Q_{1...5}$);

в) определяется обеспеченность заданных расходов

$$P = 100 - \frac{\Sigma T}{n} \cdot 100\%, \qquad (3)$$

где n – общее число дней данного месяца за весь период наблюдений;

г) производится построение кривых обеспеченности модулей стока (отдельно для каждого месяца)

$$q_{1...5} = f(P);$$

д) производится построение графических зависимостей $T = f(P)$ и определяется при помощи их число дней с минимальным стоком при обеспеченности P = 75, 90, 95 и 97%;

е) определяется повторяемость (S) появления периодов минимального стока (T) по формуле

$$S = \frac{m - 0,3}{N + 0,4} \cdot 100\%, \qquad (4)$$

где m – порядковый номер периода (в уменьшающемся порядке),

N – число лет наблюдений;

к) устанавливаются графические зависимости в виде

$$T = f(P,S)$$

и определяется соотношение T/S.

Интеграл функции $T = f(P,S)$ представляет собой площадь вероятности появления минимального стока. Так как $T_{макс} \leq$ числу дней данного месяца (28, 29, 30 или 31), то можно полученные площади схематично изобразить или треугольниками (если $T_{макс} <$ 28, 29, 30 или 31 дней) или же трапециями (если $T_{макс}$ = 28, 29, 30 или 31 дней). Соотношение $T_{макс}/S$ представляет из себя тангенс прямоугольного треугольника или соответственно тангенс угла между наклонной гранью и основанием трапеции.

Поскольку площадь, ограниченная линией функции $T = f(P,S)$ и координатными осями (T,S), при данной обеспеченности P расхода является константной величиной, можно при помощи параметра T/S однозначно характеризовать распределение минимального стока по времени. На основании этого можно графически изобразить обобщенные закономерности распределения минимального стока по месяцам (рис. 2).

В качестве примера на рис. 2 показано наиболее часто наблюдаемое типовое распределение минимального стока месячной обеспеченности P = 75, 90, 95 и 97% рек Эстонской ССР. Из этого видно, что, начиная с июня месяца (в мае, как правило, минимальные расходы настолько велики, что распределение их не изучалось) до октября, соотношение T/S постепенно увеличивается, а дальше, до марта месяца, сохраняется приблизительно одинаковым $(T/S_{X...III} = const)$. Резкий спад наблюдается только в апреле. Это значит, что в условиях Эстонской ССР для весны и лета характерны более короткие, но зато более часто повторяемые периоды минимального стока, когда осенью и зимой встречаются длительные и глубокие минимумы, хотя повторяемость их в многолетнем ряду наблюдения не велика. При помощи найденных параметров можно более обоснованно определить расчетный мини-

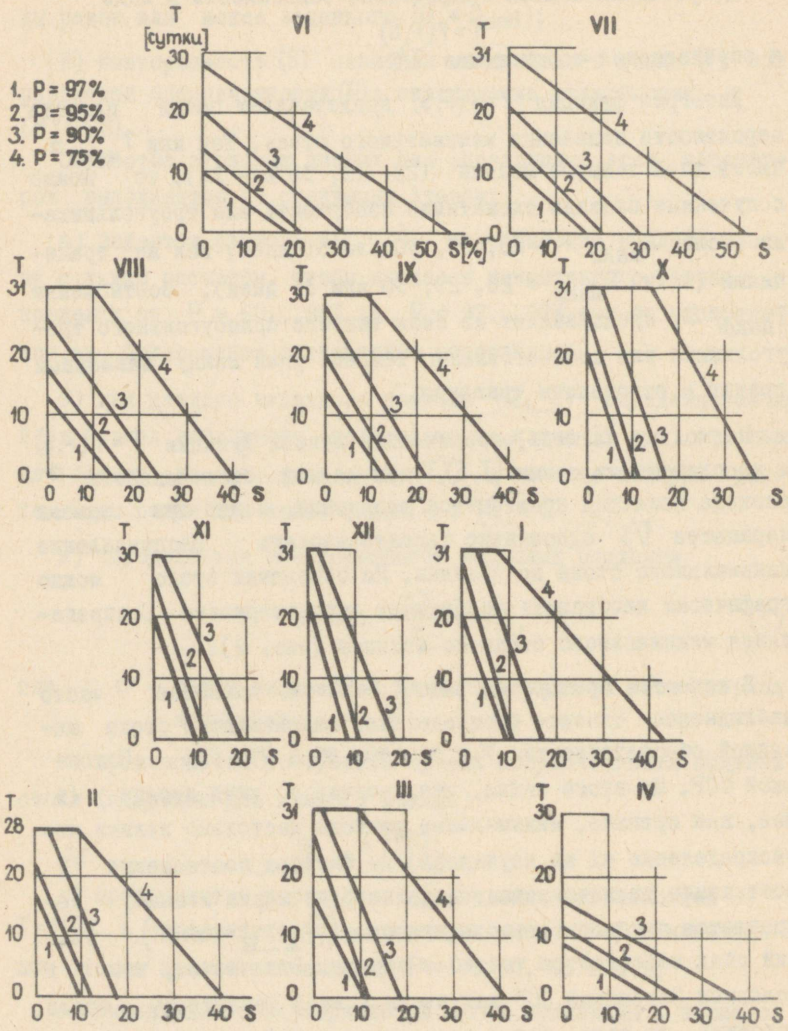

Рис.2. Типовое распределение периодов минимального стока по месяцам.

мальный расход Q_p отдельно для каждого месяца и в то же время, зная закономерность повторения периодов маловодья, правильно определить необходимую емкость пруда-накопителя сточных вод. Таким образом:

I. При прогнозировании качества воды необходимо знать степень разбавления (n), величина которой зависит от расчетного расхода Q_p.

2. Для правильного определения Q_p в каждом конкретном случае необходимо учесть кроме закономерностей распределения по времени минимального стока данной реки еще и применяемые при борьбе против загрязнения водоемов сточными водами инженерные мероприятия.

3. В зависимости от того, предвидится ли увеличение эффекта очистки сточных вод, регулирование стока рек или сточных вод, Q_p определяется дифференцированно.

4. Методические основы для выбора Q_p для случаев, когда качество воды в реке зависит от степени очистки сточных вод, а также для случаев, связанных с регулированием минимального стока рек, даны заранее [I], [2], [3]. В данной статье рассмотрена методика расчета для случая месячного регулирования стока сточных вод и приведены некоторые результаты исследований закономерностей распределения периодов появления минимального стока в месячном разрезе на реках Эстонской ССР.

Литература

I. А.Г. Каск. Об изучении продолжительности периодов минимального стока небольших рек. Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965.

2. Х. Вельнер, А. Каск. Определение стоковых характеристик методом горизонтальной срезки гидрографа при решении водохозяйственных задач. Труды ТПИ, №248, Таллин, 1967.

3. А. Каск, М. Наруск. К вопросу регулирования минимального стока рек Эстонской ССР. Труды ТПИ, серия А, №248, Таллин, 1967.

4. Х.А. Вельнер. О методике составления схем комплексного использования водных ресурсов с учетом качественных характеристик водоемов (См. статью настоящего сборника).

5. Х.А. Вельнер. Приближенные методы определения качества воды водоемов при водохозяйственном планировании (См. статью настоящего сборника).

Л.И. Цветкова
Ленинградский инженерно-строительный институт

О РОЛИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ И НАСЕЛЯЮЩИХ ИХ ОРГАНИЗМОВ В КИСЛОРОДНОМ БАЛАНСЕ ВОДОЕМОВ

В течение трех лет, начиная с 1964 г., Ленинградским инженерно-строительным институтом проводилось обследование санитарного состояния р. Невы, рукавов ее дельты и устьевых участков основных притоков. Согласно программе обследования источников водоснабжения (ГОСТ 2761-57), а также программе, прилагаемой к пособию по методам санитарно-химического исследования воды, выпущенного в 1963 г. Министерством здравоохранения РСФСР, в водоемах, помимо санитарно-лабораторных исследований воды, должно устанавливаться наличие донных отложений, их примерное количество, характер и состав. Однако конкретных рекомендаций по методам этих исследований программы не содержит. В связи с этим в состав работ, проведенных на р. Неве и прилегающих водоемах, было включено обследование дна с целью получения его санитарной характеристики и разработки методики исследований.

Известные из литературных источников данные свидетельствуют о том, что донные отложения, служащие часто источниками вторичного загрязнения воды, особенно опасны в отношении влияния их на кислородный режим водоемов. Учитывая это, анализ отложений, в первую очередь, производился по показателям, характеризующим их в отношении потребления кислорода: общее количество органических веществ, ХПК, $БПК_5$.

Кроме того, в пробах грунтов определялось содержание нефтепродуктов, которые являются основными загрязняющими веществами в условиях р. Невы. При проведении работ, во время первых рекогносцировочных выездов, в донных отложениях, образованных осаждением взвесей сточных вод, в массовом количестве были обнаружены сапробные черви-олигохеты, в основном из семейства тубифицид. Численность их в отдельных участках достигала I млн. экз/м^2, а биомасса более одного кг/м^2. Имея ввиду то, что олигохеты, как утверждают многие исследователи, ускоряют процессы минерализации илов, а также то, что они сами являются непосредственными потребителями кислорода, было очевидно, что при рассмотрении вопроса о влиянии донных отложений на кислородный режим обследуемых водоемов необходимо учитывать наличие олигохет и их удельный вес в потреблении кислорода.

Поэтому в программу исследований дополнительно были включены работы по определению численности олигохет в обследуемых участках водоемов, по исследованию условий, определяющих их массовое развитие, а также экспериментальные исследования с целью определения степени влияния жизнедеятельности олигохет на потребление кислорода донными отложениями. Пробы для химического анализа грунтов и определения численности олигохет отбирались на створах, расположенных в зависимости от источников загрязнения. Всего было обследовано 54 участка, отобрано и проанализировано 280 проб грунта и 400 проб воды.

Обследование донных грунтов р. Невы, ее дельты и устьевых участков основных притоков показало, что из 54 обследованных участков IO относятся к чистым, I7 - к умеренно загрязненным, IO - к загрязненным и I7 - к грязным, т.е. 50% обследованных участков характеризуются значительным загрязнением дна и только I8% практически не испытывают загрязнения.

Количественное распределение олигохет очень хорошо иллюстрировало картину загрязнения дна органическими веществами. Путем статистической обработки всех полученных данных были выявлены зависимости между количеством олигохет и степенью загрязненности донных отложений по отдельным химическим показателям. Корреляционный анализ показал, что при увеличении общего количества органических веществ до 18–20 % количество олигохет в грунтах возрастает, при дальнейшем увеличении органики – число их снижается. Аналогично изменялось количество олигохет в грунте и в зависимости от увеличения содержания кислородпотребляющих органических веществ, т.е. в зависимости от величины ХПК грунтов. Количество олигохет возрастало при увеличении ХПК до 7,0 г/100 г, свыше этого предела – число их снижалось. Возникает вопрос, что препятствовало их развитию при превышении названных пределов: вредное влияние продуктов распада или возникающий в этих условиях дефицит кислорода в воде. Аналогичная зависимость была найдена по данным, полученным только по р. Б.Неве, где за период исследований концентрация растворенного кислорода ни разу не была ниже 75%. В данном случае между этими величинами наблюдалась прямая корреляционная зависимость. Количество олигохет не снижалось даже при ХПК, равном 12 г/100 г. Следовательно, можно предполагать, что снижение количества олигохет в первом случае обусловлено дефицитом кислорода в воде, возникающим в малых водоемах при большом содержании на дне органических веществ.

Действительно, аналогичная обработка данных показала, что при концентрациях кислорода ниже 4 мг/л развитие олигохет затормаживается. Фактором, тормозящим развитие олигохет, является также содержание в грунтах нефтепродуктов свыше 600 мг/л.

Следовательно, на основании статистической обработки данных, полученных при обследовании водоемов, можно утверж-

дать, что в водоемах, при концентрации кислорода в воде не менее 4 мг/л увеличение кислородпотребляющих органических веществ на дне обуславливает массовое развитие олигохет. Концентрация растворенного кислорода – 4 мг/л и содержание в грунтах нефтепродуктов – 0,6% являются крайними пределами для этих показателей, при превышении которых даже тубифициды начинают выпадать из донных биоценозов.

При проведении экспериментальных исследований по определению степени влияния олигохет на потребление кислорода донными отложениями было поставлено 110 различных опытов; отобрано и проанализировано 850 проб воды и грунтов. Опыты показали, что суточное потребление кислорода илами с олигохетами в 3–4 раза превышало потребление кислорода илами без олигохет. Разница между этими величинами (ниже обозначена через " l ") колебалась от 4,9 до 12,3 мг при наличии фотосинтеза в аквариумах; и от 16,6 до 26,2 мг при отсутствии его.

Можно предположить, что величина l складывается из 2-х составляющих:

$$l = m + n,$$

где m – суточное потребление кислорода олигохетами на дыхание;

n – величина, характеризующая интенсификацию биохимического окисления илов в результате жизнедеятельности олигохет.

Очевидно, что некоторая часть органических веществ ассимилируется в теле животных и не участвует в потреблении кислорода – величина, которая должна была бы участвовать в правой части приведенного равенства с отрицательным знаком. Но, как показали дальнейшие опыты, она столь незначительна (1–3%), что ею можно пренебречь.

Опыты по определению расхода кислорода на дыхание олигохет показали, что суточное потребление кислорода на ды-

хание (т.е. величина " m ") находится в линейной зависимости от количества олигохет. Величина m в различных опытах составляла от 51,7 до 58,8% от величины l, а n соответственно - от 41,1 до 48,3%, т.е. величина l складывалась в среднем на 55% за счет расхода кислорода на дыхание олигохет и на 45% за счет более интенсивного потребления кислорода илом, являющегося следствием активной деятельности олигохет.

Опыты по выявлению роли олигохет в процессах выделения из илов продуктов распада показали, что в условиях стоячей воды выделение из илов в воду кислородпотребляющих органических веществ в аквариумах с олигохетами ежесуточно на 50% выше, чем в контрольных. Концентрация кислорода при этом в опытных аквариумах снижается на 40% по сравнению с контролем. При дополнительной аэрации воды выделение продуктов распада в аквариумах с олигохетами происходило в два раза быстрее, чем в контроле. Содержание кислорода в воде при этом снижалось незначительно (не более, чем на 10%). Учитывая данные Несмеянова С.А. о том, что константа скорости выделения продуктов распада численно совпадает с константой скорости общей кислородной стабилизации донных отложений, можно предполагать, что в этих условиях скорость биохимического окисления илов под воздействием олигохет также увеличивается вдвое.

Таким образом, проведенные исследования показали, что при расчетах нагрузки сточных вод по кислородному балансу в случае учета процессов окисления донных отложений, необходимо вносить поправочный коэффициент, характеризующий влияние донных организмов на БПК илов. При этом в малых реках и стоячих водоемах недооценка роли донных организмов приводит к перегрузке водоемов, так как они способствуют более быстрому возникновению дефицита кислорода в этих условиях, после чего их активность резко снижается.

В реках с большим расходом воды и хорошими условиями аэрации деятельность животных, населяющих илы, дает дополнительные возможности для спуска сточных вод, так как ускоряет биохимическое окисление илов, снижая тем самым сроки их полной кислородной стабилизации, значительно не влияя при этом на кислородный режим.

Х.А. Вельнер, Р.В. Платс
Таллинский политехнический институт

О ДИНАМИКЕ ПРЕВРАЩЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В МАЛЫХ РЕКАХ

Одним из основных показателей качества воды водоема является БПК, изменение которого по длине водотока описывается в первом, достаточно грубом, приближении зависимостью мономолекулярной реакции [1]. При этом коэффициент скорости превращения органического вещества K определяется стандартными методами инкубации пробы в лабораторных условиях, т.е. принимают, что коэффициент скорости превращения органического вещества в водотоках равен коэффициенту скорости биохимического окисления вещества K_1, определяемого в лабораторных статических условиях. Экспериментально доказано, что скорость окисления растворенного в воде органического вещества в турбулентном потоке возрастает в несколько раз [7], [8]. В условиях же рек коэффициент скорости превращения K (учитывающий помимо биохимического окисления также процессы осаждения, коагуляции, адсорбции и пр.) еще больше (3,0 и более) [2], [4], [7].

Принимая равенство $K = K_1$, мы допускаем тем большую погрешность в конечных результатах расчета качества воды, чем меньше стантартные склянночные условия соответствуют натурным. Поэтому в малых реках разность между статическими и динамическими опытами наибольшая.

Для определения коэффициента K существует целый ряд методов (методы Фэра, Риид-Терьё, Муура, Томаса, Фельпс-Стритера, Неедлого, Базякиной и др.) [3], [4], [5], [6] и др.

Наиболее удобными и достаточно точными для практического использования являются методы расчета, предложенные Фельпс-Стритером и Базякиной. По Фельпс-Стритеру коэффициент K_1 определяется формулой

$$K_1 = \frac{1}{t} \lg \frac{L_A}{L_B}, \qquad (I)$$

где L_A и L_B – концентрации органического вещества в начале и конце рассматриваемого периода времени t.

Метод (I) дает возможность определения коэффициента K_1 в любой момент времени.

По методу Базякиной [6] коэффициент K_1 определяется формулой

$$K_1 = -\frac{1}{t} \lg \left(\frac{L_{2t}}{L_t} - 1 \right), \qquad (2)$$

где L_t и L_{2t} – концентрации органического вещества в кислороде в начале и конце рассматриваемого времени.

Метод (2) требует определения концентрации органического вещества в двухкратных интервалах времени t.

Формулы (I) и (2), как большинство прочих расчетных формул, исходят из мономолекулярности процесса превращения органического вещества.

В таблице I приведены коэффициенты скорости превращения органического вещества, подсчитанные по формулам (I) и (2), исходя из функции $L = f(t)$, полученной при инкубировании пробы воды в стандартных лабораторных условиях.

Таблица I

Коэффициенты K_1 при инкубировании БПК в склянках (р. Лейвайыги)

По формуле (I)		По формуле (2)	
t (сутки)	K_1	t (сутки)	K_1
0,5	2,22	I,0	I,I2
I,0	I,I5	I,5	0,37
I,5	0,78	2,0	0,35
2,0	0,59		
4,0	0,33		
	$\overline{K_1}_{ср} = 0,66$		$\overline{K_1}_{ср} = 0,53$

Как видно, коэффициент K_1 не является постоянной величиной, а уменьшается с уменьшением концентрации органического вещества. Все методы вычисления дают разные цифровые значения K_1. Поэтому, говоря о коэффициенте скорости превращения органического вещества, необходимо указывать метод определения коэффициента и пределы рассматриваемого периода времени, для которого определен K_1.

Для изучения кинетики процесса превращения органических веществ в условиях небольшого водотока нами проведена серия экспериментов с направленным впуском сахарозы, как модельного вещества, и микробов.

Потребление кислорода органическим веществом определено бихроматной окисляемостью. На рис. I представлена зависимость $\ln K = f(\ln t)$ для реки Лейвайыги (I). Как видно, коэффициент скорости превращения K изменяется согласно экспонентциальной зависимости и может быть выражен как

$$K = e^{x \ln t + y}, \qquad (3)$$

где x, y – константы, зависящие от характера процесса превращения органического вещества;

t – длительность процесса.

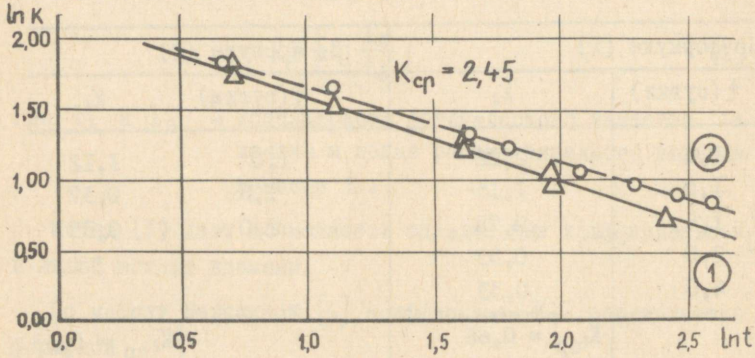

Рис. I. Изменение коэффициента K вдоль реки:
. (I)– р. Лейвайыги, (2)– р. Раздан.

Представленная на рис. I зависимость (I) получена при разной длительности впуска вещества загрязнения (0,5; 2 и 24 часа). Это позволяет сделать предположение, что коэффициент K практически не зависит от длительности впуска вещества загрязнения.

Полученные результаты показывают, что процессы превращения веществ загрязнения протекают, как правило, по бимолекулярной или еще более сложной зависимости [9].

Сопоставление лабораторных стандартных опытов (таблица I) с натурными исследованиями показывает, что в условиях реки Лейвайыги процесс превращения органического вещества происходит до 4 раз быстрее, чем в стандартных лабораторных условиях.

Опыты, проведенные на р. Раздан Армянской ССР, показывают, что характер изменения коэффициента K на участке

реки ниже впуска сточных вод г. Еревана лишь незначительно отличается от результатов, полученных на реке Лейвайыги (рис. I, прямая 2) [IO]. Гидравлические характеристики указанных участков рек при этом сходны.

Для выявления влияния скорости течения исследуемой жидкости на скорость превращения органического вещества нами построена опытная установка в виде замкнутого кольцевого канала (рис. 2).

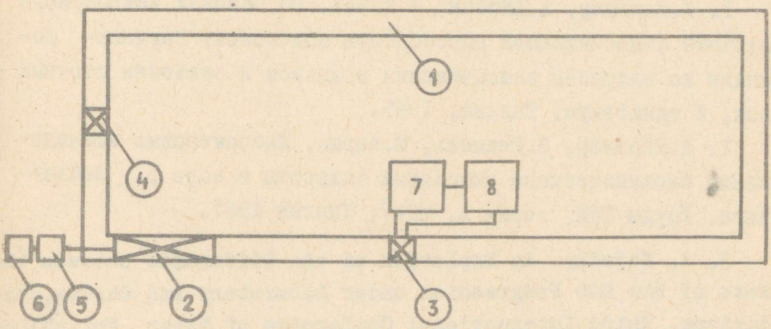

Рис. 2. Схема установки изучения процессов превращения органических веществ загрязнения:

I–замкнутый кольцевой коллектор; 2–винт Архимеда; 3–электролитная колонна подачи кислорода; 4–адсорбер CO_2; 5–редуктор; 6–электродвигатель; 7–прибор для включения электролитной колонны; 8–регистрирующий прибор.

Винт Архимеда, находящийся в системе, гарантирует движение исследуемой жидкости со скоростью от 0 до 30 см/сек. В процессе окисления растворенный в жидкости кислород расходуется и давление воздуха в системе уменьшается по отношению к атмосферному. При разнице давлений в 0,5 мм вод. ст. включается автоматически электролизная колонна, которая подает кислород до достижения в системе вновь атмосферного давления. CO_2 при этом адсорбируется. Подаваемое количество кислорода регистрируется автоматически. Как показывают

предварительные опыты на этой модели, скорость превращения органического вещества увеличивается с увеличением скорости течения исследуемой жидкости. Эксперименты по определению зависимости $k' = k - k_1 = f\left(Re_v, \frac{v}{H}, \frac{\Delta}{H}\right)$ при $\frac{B}{H} = \text{const}$ продолжаются [II].

Литература

I. Х.Вельнер, А.Айтсам, Л.Пааль. Об основах инженерного расчета самоочищающей способности водотоков. Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод, I симпозиум. Таллин, 1965.

2. А.Кёстнер, В.Реммель, М.Аарма. Лабораторные исследования биохимического окисления сахарозы в воде р. Лейвайыги. Труды ТПИ, серия А, №247, Таллин, 1967.

3. A. Nejedly. An Explation of the Difference between the Rate of the BOD Progression under Laboratory and Stream Conditions. Third International Conference of Water Pollution Research, 1966.

4. J. C. Young, J. W. Clark. Second order equation for BOD. Journ. of the San. Eng. Div. SA1, Febr., 1965.

5. J. J. Cannon. River and Laboratory BOD Rate Considerations. Journ. of the San. Eng. Div. SA1, Febr., 1966.

6. J. J. Cannon, J. R. Pelton, J. Westfield. Respirometer assembly for BOD measurement of river waters and biologically treated effluens. Int. J. Air Wat. Poll. Pergament Press 1965, vol. 9.

7. Н.А. Базякина. Расчет константы скорости потребления кислорода при определении БПК сточной жидкости. Санитарная техника, №2, 1933.

8. Х.Вельнер, Р.Платс. О биохимическом окислении вещества загрязнения в реках (I сообщение). Труды ТПИ, серия А, № 247, 1967.

9. Х.Вельнер и др. Вопросы моделирования процессов самоочищения малых рек. Техн.отчет, библ. ТПИ, Таллин,1966.

IO. Б.Казарян. О некоторых особенностях процессов смешения и самоочищения водотоков в условиях Армянской ССР. (См. статью настоящего сборника).

II. Х. Вельнер, А. Айтсам. О критериях подобия процессов превращения органических веществ (См. статью настоящего сборника).

А.М. Айтсам
Таллинский политехнический институт

РАСЧЕТ САМООЧИЩЕНИЯ МОРСКИХ БУХТ

Сточные воды городов, населенных и промышленных пунктов, расположенных на берегах морей, сбрасываются в море либо без очистки, либо после некоторой очистки в очистных сооружениях. Состав (химический, механический, биологический и т.д.) сточных вод, а также процессы, протекающие в них, отличаются от состава морской воды и процессов взаимосвязи, протекающих в морской среде. Вследствие этого сброс сточных вод нарушает в некоторой части моря нормальный неорганический, органический и биологический режим морских вод. В результате возникающих переходных процессов, в ходе которых могут появиться или исчезнуть некоторые компоненты состава морских вод, происходит приближение морской воды, как единой системы, к новому стабильному состоянию, т.е. происходит самоочищение морских вод.

Обозначив качественный состав морских вод n - размерным вектором $\vec{\varphi}$, составляющими которого являются качественные показатели химического, биологического и др. составов воды, можно математический процесс стабилизации (самоочищения) сформулировать в следующем виде:

$$\vec{\varphi} = L\vec{\varphi}_0, \qquad (I)$$

где $\vec{\varphi}_0$ - значение вектор-функции качества воды до спуска сточных вод;

$\vec{\varphi}$ – значение вектор-функции после спуска сточных вод;

L – оператор переходного процесса.

Вследствие турбулентности морских течений и недетерминированности состава сточных вод вектор-функция качества воды $\vec{\varphi}$ и ее составляющие являются случайными вектор-функциями $\vec{\Phi}$ в четырехразмерном пространстве $\vec{r}, t$, причем $\vec{r} \in E^3$. Случайная вектор-функция качества воды задана, если известно любое конечноразмерное распределение вероятностей ее составляющих в любом произвольно выбранном объеме водоема для любого произвольно выбранного интервала времени. Следовательно, в общей формулировке задача о самоочищении водоемов может быть представлена в виде

$$F(\vec{\varphi}) = RF_H(\vec{\varphi}), \qquad (2)$$

где $F_H(\vec{\varphi})$ – начальное распределение вероятностей вектор-функции качества воды;

$F(\vec{\varphi})$ – распределение вероятностей вектор-функции после сброса сточных вод;

R – нелинейный (в общем случае) оператор.

Решение поставленной задачи (2) является в общем случае сложным. Однако при решении большинства встречающихся на практике задач можно ограничиться исследованием трансформации некоторых характеристик распределения (математическое ожидание, дисперсия и т.д.).В этом случае решение задачи (2) значительно упрощается.

Граничными условиями задачи (2) являются заданные нормативные значения показателей качества воды в районах водопотребления и водопользования. Так как вектор-функция воды и ее составляющая являются случайными функциями, то нормативные значения показателей качества воды следует задавать также либо в виде их нормативных распределений вероятностей, либо в виде нормативных значений их харак-

теристик распределения. Соответствующие вероятностные характеристики норм качества воды легко определить исходя из вероятностных характеристик турбулентного потока конкретного моря и значений показателей воды, установленных действующими нормами. Нами предложена и разработана методика определения вероятностных характеристик нормативных значений показателей воды в виде их нормированных дифференциальных и спектральных плотностей

$$F(\vec{\varphi}) \leq F_{норм}(\vec{\varphi}), \qquad (3)$$

$$S(\omega) \leq S_{норм}(\omega), \qquad (4)$$

где ω - частота.

Учитывая, что всякую случайную функцию можно представить в виде суммы ее математического ожидания и центрированной составляющей (флуктуационного компонента), можно разбить задачу расчета самоочищения морских бухт на две части: расчет трансформации математического ожидания качества воды и трансформацию вероятностных мер качества воды в исследуемом объеме моря

$$\vec{\Phi} = \langle\vec{\Phi}\rangle + \vec{\Phi}', \qquad (5)$$

где $\langle\vec{\Phi}\rangle$ - математическое ожидание вектор-функции качества воды;

$\vec{\Phi}'$ - флуктуационная составляющая.

Нами исследованы трансформации осредненного поля качества воды и его флуктуационных составляющих в море, а также выведены легко доступные инженеру расчетные формулы трансформации осредненных флуктуационных полей.

Определены условия, при которых необходимо учитывать трансформацию как флуктуационных, так и осредненных компонентов качества воды, и условия, при которых можно отказаться от учета влияния флуктуационных компонентов на процесс самоочищения.

Задача решена также в более точном виде, однако, все расчеты при этом необходимо произвести на электронно-вычислительной машине. Соответствующие программы составлены для машины Минск-22 и проведены примерные расчеты. Исследованы также граничные условия самоочищения и создана общая схема вероятностной характеристики качества воды сточных вод коллекторов.

Разработанная нами стохастическая теория самоочищения морских бухт применена для расчета глубоководного выпуска сточных вод городов Таллина и Риги.

В.И. Зац
Институт биологии южных морей АН УССР

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПАРАМЕТРОВ ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ НА ПОВЕРХНОСТИ МОРЯ ДЛЯ РАСЧЕТОВ ГОРИЗОНТАЛЬНОГО СМЕШЕНИЯ В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ ЧЕРНОГО МОРЯ

Горизонтальное перемешивание в море – один из главнейших факторов разбавления сточных вод (или других загрязняющих примесей, сбрасываемых в море) и уменьшения их концентрации. Для решения этой трудной и актуальной задачи применяют методы расчета горизонтальной турбулентной диффузии пятен или потоков примесей при мгновенных или непрерывных источниках их сброса в море.

Одними из главных параметров при таких расчетах являются коэффициенты горизонтальной турбулентной диффузии, изученные крайне недостаточно. Можно считать установленным, что гипотези о постоянстве этих коэффициентов несостоятельны, так как коэффициенты зависят от многих факторов, а именно: от масштаба явления или размеров диффундирующего поля примесей, от скоростей течений, от плотностной стратификации вод и пространственного положения слоев скачка плотности, от топографии дна и конфигурации береговой линии.

Эксперименты по ричардсоновской диффузии, проведенные в районе Южного Крыма, позволили получить данные о зависимости коэффициентов горизонтальной диффузии от некоторых определяющих факторов и использовать найденные закономерности для изучения параметров горизонтальной диффузии:

- характеризующих динамику или изменчивость геометрических размеров пятен и струи сточных вод на поверхности моря и

- характеризующих изменение концентрации примесей в пятнах и потоках во времени и пространстве.

Для исследования ричардсоновской диффузии применялся метод плавающих индикаторов. Эксперименты проводились в районе Южного Крыма в условиях различной плотностной стратификации толщи вод при различных скоростях течений на различных расстояниях от берега. Помимо этого определялись коэффициенты горизонтального обмена по пульсациям скоростей течений, регистрируемых самописцами на автономных буйковых станциях, с целью изучения изменчивости горизонтального перемешивания с глубиной (до глубины 75м) и на различном удалении от берега, а также для определения ряда статистических характеристик пульсации скоростей течений. Синхронные наблюдения над течениями по самописцам (БПВ-2) и по дрейфу свободно плавающих поплавков в то же время позволяют оценить масштабы явления для коэффициентов горизонтального обмена, вычисленных по пульсациям скоростей течений.

Результаты, полученные при обработке экспериментальных данных, позволили установить зависимость коэффициентов горизонтальной диффузии от масштаба явления и от скоростей течений. Выявлено, что в прибрежной зоне в районах Ялты и мыса Ай-Тодор наблюдаются существенные отклонения от "закона 4/3", и формула для коэффициента горизонтальной диффузии будет иметь вид:

$$K(l) = cl^{n}, \qquad (I)$$

где $K(l)$ - коэффициент горизонтальной диффузии;
l - масштаб явления;
c - некоторый постоянный коэффициент;
n - показатель степени.

По данным многолетних опытов в районе Ялты n оказалось равным около 0,40, т.е. почти в 3 раза меньше, чем в "законе 4/3". Эксперименты показали также, что в зоне, расположенной в 2,5-5,0 милях от берега, "закон 4/3" выполняется. Обнаружен четкий рост коэффициентов горизонтальной диффузии с удалением от берега: в 5 км от берега он почти в 3 раза больше, чем в 0,5 км. Коэффициенты обмена, вычисленные по пульсациям скоростей течений, в 8 км от берега почти на I-2 порядка больше, чем в 2 км от берега.

Эксперименты позволили сделать обобщающий вывод о том, что показатель степени n в формуле (I) является переменной величиной, а его значение, равное 4/3, характеризует некоторые оптимальные условия горизонтальной диффузии ("закон 4/3"). Установлено, что для определенных масштабов явления (I50-250 м) коэффициенты горизонтальной диффузии возрастают с усилением течений по линейному закону.

Для исследования интенсивности горизонтального обмена в глубинных и придонных слоях указанного района использовались данные по пульсациям скоростей течений на буйковых станциях. По данным этих станций, полученным в I и 5 милях от берега, было установлено, что коэффициенты горизонтального обмена возрастают с глубиной. На глубинах 45-75 м величины коэффициентов оказались на целый порядок больше, чем в поверхностном I0-метровом слое. Это обусловлено большой динамичностью вод вблизи свала глубин, а также сильными течениями во всей толще вод в зоне основного потока черноморских течений.

Проведенные эксперименты позволяют считать, что процессы горизонтального перемешивания будут происходить (при прочих равных условиях) тем интенсивнее, чем дальше от берега удалено поле примесей и чем больше его первона-

чальные размеры. Так как "закон 4/3" выполняется на расстояниях свыше 2,5–5 миль от берега, то наибольший эффект горизонтального перемешивания и разбавления сточных вод в районе Южного Крыма будет достигнут при сбросе стоков на расстоянии не менее 2,5–5 миль от берега на глубину порядка 100 м в зону свала глубин и основного потока черноморских течений.

При расчетах горизонтальной турбулентной диффузии пятен и потоков примесей весьма важно исходить из обоснованных и объективных представлений о коэффициентах турбулентной диффузии. С этой целью сделана попытка оценить изменчивость некоторых линейных размеров пятен и струи примесей, а также распределение концентрации в потоке примесей в зависимости от параметра n в рамках ричардсоновской диффузии. Исходя из приведенного выше соотношения (I), т.е. считая n переменным и используя уравнение для коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии в дифференциальной форме, удалось определить связь между линейными размерами мгновенного диффундирующего пятна на поверхности моря и временем диффузии в зависимости от показания степени n и степень относительного расширения установившегося потока примесей от линейного источника в зависимости от того же показателя степени (n). Для такого потока, который расширяется по мере перемещения в результате процесса турбулентной диффузии, получено следующее соотношение:

$$l/b = \left[1 + (2-n)\beta \frac{x}{b}\right]^{\frac{1}{2-n}}, \qquad (2)$$

$$\beta = 12k_o/vb$$

где l – ширина потока на расстоянии x от источника по направлению течения;

b – ширина линейного источника;

k_o – коэффициент диффузии при начальной ширине потока;

v – скорость течения;

Полученные по этому соотношению данные хорошо согласуются с величинами, найденными по взаимному расхождению дрейфующих в море поплавков. Исходя из уравнения для установившегося процесса горизонтальной турбулентной диффузии для потока от постоянно действующего источника и соотношения (I) получено выражение, описывающее распределение концентрации с примесей в струе в зависимости от показателя степени n:

$$c = \frac{Q\sqrt{n+1}}{2\sqrt{\pi V a x^{n+1}}} \exp\left[-\frac{y^2 V(n+1)}{4ax^{n+1}}\right], \qquad (3)$$

где Q – мощность источника непрерывного действия;
V – скорость установившегося течения (принимается постоянной);
x – расстояние от источника вдоль по течению;
a – коэффициент, определяемый опытным путем.

Соотношение (3) показывает существенную зависимость распределения концентрации (c), распределения $c_{макс}$ (вдоль оси x при $y = 0$) и степени разбавления (отношение c или $c_{макс}$ к начальной концентрации) от характера изменения коэффициентов горизонтальной диффузии, зависящего от показателя степени n.

Приведенные данные показывают, что исследования закономерностей изменения степени n в формуле (I), а также исследования зависимости коэффициентов горизонтальной диффузии от других определяющих факторов, необходимы для надежных расчетов процессов смешения.

Литература

I. Зац В.И. К вопросу о горизонтальной турбулентной диффузии в прибрежной зоне Черного моря. Океанология, т.IУ, вып. 2, I964.

2. Зац В.И. Влияние океанологических факторов на степень загрязненности прибрежной полосы моря. Океанология, т.У, вып. 3, I965.

3. Озмидов Р.В. Экспериментальное исследование горизонтальной турбулентной диффузии в море и искусственном водоеме небольшой глубины. Изв. АН СССР, серия геофиз., №6, 1957.

4. Обухов А.М. О распределении энергии в спектре турбулентного потока. Изв. АН СССР, серия геогр.граф. и геофиз. № 4-5, 1941.

5. Монин А.С. Общий обзор по атмосферной диффузии. В сб. "Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха", Изд-во ИЛ, М., 1962.

6. Richardson L. F. Atmospheric diffusion shown an a distance - neighbour graph. Proc. Roy. Soc. A. 110, 1926.

В.И. Зац
Институт биологии южных
морей АН УССР

О ПРЕДВЫЧИСЛЕНИИ ВЫСОТЫ ПОДЪЕМА ФАКЕЛА СТОЧНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ ПЛОТНОСТНОЙ СТРАТИФИКАЦИИ С ЦЕЛЬЮ ПРЕДОТВРАЩЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИБРЕЖНОЙ ПОЛОСЫ ЧЕРНОГО МОРЯ

Устранение загрязненности поверхностного слоя моря (слоя максимального водопользования) необходимо в целях санитарной охраны прибрежной зоны, расположенной обычно на мелководье, для устранения влияния загрязнений на биологические процессы в активном поверхностном слое, в частности в гипонейстоне, и для того, чтобы восстановить тот природный механизм, который продуцирует органо-фосфатные пленки в поверхностном слое моря и связан с динамикой вод.

Возможность использования для этой цели эффекта плотностной переслоенности толщи вод представляется весьма перспективной, имея в виду глубоководный сброс сточных вод. Сброс стоков в устойчиво стратифицированном море на достаточную глубину и на достаточном расстоянии от мелководной прибрежной зоны позволит устранить выход сточных вод в поверхностный слой (в результате влияния плотностной стратификации вод) и добиться ослабления или полной ликвидации загрязненности прибрежной мелководной зоны и поверхностного слоя моря.

В настоящее время научно-технический прогресс, достигнутый в технике глубоководного сброса, позволяет регулировать высоту подъема факела сточных вод при заданной плотностной стратификации морских вод. Необходимая высота подъема сточных вод может быть получена путем изменения на-

чальной плотности вытекающей струи с помощью системы диффузоров или системы эжектирующих насадок.

Влияние переслоенности вод при глубоководном сбросе сточных вод в устойчиво стратифицированном море проявляется в следующем. В результате первоначального смешения струи сточных вод с придонными, более плотными водами и последующего послойного смешения с глубинными водами (в процессе вертикального подъема струи за счет архимедовых сил) образуется смесь, которая по мере подъема становится плотнее, чем воды поверхностного слоя (более теплого и менее соленого). Такая смесь из сточных вод и глубинных морских вод, естественно, не может проникнуть в поверхностный слой.

Рассматривалась двухслойная среда; величины плотности по месяцам брались по данным фактических наблюдений над распределением плотности. Анализируя два варианта глубоководного сброса (на глубинах 75-100 и 125-150 м) и принимая фактор разбавления N = 100 (что для данной толщи является заниженным в 2-4 раза) удалось установить, что для первого случая (глубина сброса 75-100) смесь из сточных и глубинных вод в течение 9-10 месяцев в году будет распространяться в погруженном виде, так как $\rho_{смеси} > \rho_{поверхностного\ слоя}$; для второго случая это условие будет выполняться в течение всего года, так как плотностная переслоенность сохраняется весь год. (При расчетах исходили из наиболее неблагоприятных предпосылок). Учет многослойности толщи вод (что в действительности наблюдается в Черном море из-за резкой плотностной переслоенности), процессов уплотнения при смешении разных вод, бокового переноса морскими течениями и использование более достоверных данных о степени разбавления в области поднимающейся струи - все это служит дополнительным подтверждением вывода о невозможности выхода погруженной струи

сточных вод в поверхностный слой моря в указанном районе.

Высота максимального подъема факела сточных вод была вычислена по методу Брукса-Мартона, позволяющему определить ее при следующих допущениях: среда неподвижна (осесимметричная задача), стратификация изменяется по вертикали по линейному закону с постоянными градиентами плотности, коэффициент вертикальной турбулентности принимается постоянным.

Расчеты по этой методике по фактически наблюденным градиентам плотности в прибрежной зоне показали, что при сбросе на глубинах 75-100 м высота подъема факела сточных вод в 1,5-2 раза меньше, чем глубина сброса. Это обеспечивается в течение 8-10 мес. в году. При сбросе на глубинах порядка 125-150 м факел сточных вод в течение всего года не проникает в верхний 30-50-метровый слой моря. Эти величины характерны для неподвижной воды (боковое смещение течениями не учитывается), т.е. для наиболее неблагоприятной ситуации. Однако для прибрежной зоны такой экстремальный случай - редкое исключение. Известно, что из-за горизонтального переноса течениями высота подъема факела сточных вод будет значительно меньше, чем в неподвижной воде. Решения такой задачи для условий моря нет. Однако, используя решения и выводы, полученные в теории атмосферной турбулентности при изучении высоты подъема нагретого дыма из дымовых труб при наличии ветра, можно представить зависимость высоты подъема факела сточных вод в стратифицированной среде (ΔH) от скорости течения и других определяющих факторов в следующем виде:

$$\Delta H = \frac{A Q^{Bu}\, z_1^{m+E}}{u^n k^a} (\Delta h)^{m+E},$$

где Q - мощность источника сброса сточных вод;

u – скорость течения, изменяющаяся по вертикали по закону $u = u_1\left(\frac{z}{z_1}\right)^m$;

K – коэффициент вертикальной турбулентной диффузии, изменяющийся по вертикали по закону

$$K = K_1\left(\frac{z}{z_1}\right)^E;$$

u_1, K_1 – скорость течения и коэффициент турбулентности на фиксированном уровне z_1 (например, на высоте оголовка выпуска над дном);

m, E – параметры, характеризующие профиль скорости течения и плотностную стратификацию вод по вертикали;

Δh – высота подъема факела на первой фазе, когда из-за большой кинетической энергии выброса можно пренебречь скоростью течения и порождаемой ею турбулентностью.

Параметры A, B, n, α должны быть определены экспериментально с учетом некоторых дополнительных гипотез. Величины K, m, E находятся по данным фактического распределения плотности и течений по вертикали. Дальнейшее уточнение этого соотношения позволит более надежно решить задачу о высоте подъема факела сточных вод в зависимости от плотностной стратификации и скорости течения.

Опыт использования наличия плотностной переслоенности морских вод для предотвращения загрязнения поверхностного слоя в Санта Моника (США), в проливе Стюарта (Британская Колумбия, Канада) и др. говорит о полной возможности безопасного сброса сточных вод в море. В Черном море (Южный берег Крыма, Кавказское побережье) плотностная переслоенность выражена очень резко. Поскольку на крупнейших морских курортах Крыма и Кавказа в море сбрасываются в основном хозяйственно-бытовые сточные воды, то в этих районах наиболее рациональным следует признать их глубоководный

сброс. Подводные трубопроводы в зависимости от особенностей того или иного района должны быть протянуты на 5 - 15 км от берега, а глубина заложения выпусков (с диффузорами) должна составлять около 100 м. В таких условиях сброса биологической очистки сточных вод не потребуется; глубинный сброс, учитывающий плотностную стратификацию, устранит возможность выхода сточных вод в поверхностный слой. Стоки будут распространяться, рассеиваться, перемешиваться и разбавляться в погруженном состоянии в глубинной толще вод, не проникая в мелководную прибрежную зону. Лишь в отдельных случаях при сочетании сильных сгонов с глубокой зимней конвекцией может появиться возможность выхода сточных вод в поверхностный слой и прибрежную зону; но и в этом случае они будут сильно разбавлены из-за многокилометрового переноса с больших глубин. Использование глубоководного сброса на основе устойчивой плотностной стратификации является одним из самых радикальных средств для устранения загрязненности прибрежной полосы крупнейших морских курортов на Черном море.

Литература

Данович А.М., Зейгер С.Г. Определение высоты подъема нагретой примеси в атмосфере. Труды Ленинградского гидрометеорол. института, вып. 18, 1966.

Зац В.И. Плотностная стратификация морских вод и предотвращение загрязнения поверхностного слоя. В сборнике "Океанографические исследования Черного моря", Киев, 1967.

Зубов Н.Н., Сабинин К.Д. Вычисление уплотнения при смешении морских вод. Гидрометиздат, М., 1958.

Федоров Н.Ф., Лапшев Н.Н., Цвиликов В.Ф. Некоторые вопросы экспериментальных исследований конструкции выпуска и начального разбавления сточных вод в море. В сборнике "Морские заливы как приемники сточных вод", Рига, 1967.

Brooks N. H., Koch R. Discharge of sewage effluent from a line source into a stratified ocean. Proc.XI congress IAHR. 1965.

Rown A. M., Boverman F. R.,Brooks N. H. Diffusors for disposal of sewage in sea water. Jour. San. Div . ASCE, SA 2, 86. 1960.

Н.Н. Лапшев

Ленинградский инженерно-строительный институт

ОСОБЕННОСТИ РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ ПРИМЕНЕНИИ РАССЕИВАЮЩИХ КАНАЛИЗАЦИОННЫХ ВЫПУСКОВ

Одним из основных условий, улучшающих санитарное состояние водоема, является правильное конструктивное решение выпуска: чем лучше и быстрее сточные воды перемешиваются с водой водоема уже в районе выпуска, тем лучше санитарные условия создадутся в водоеме и тем интенсивнее пойдет процесс самоочищения.

Увеличения эффективности смешения при выпуске можно достичь, либо применяя выпуски с большим числом точек выхода сточных вод (рассеивающий выпуск), либо используя такую конструкцию оголовка выпуска, которая позволяет за счет некоторой избыточной энергии сточной жидкости и особенностей гидрологического режима водоемов производить дополнительную работу по перемешиванию (так называемые эжектирующие выпуски).

Существующие методы расчета разбавления сточных вод в водоемах не позволяют дать санитарную оценку выпуску в случае, если проектируется рассеивающий выпуск в виде трубопровода с конечным числом оголовков. Некоторые предложения по расчету разбавления для таких выпусков сделаны Л.Х. Максимовым, который впервые показал возможность учета свойств турбулентных струй, способных эжектировать окружающую жидкость и тем самым создавать некоторую степень начального разбавления. Нашими исследованиями установлено,

что струйный поток, выходящий из одиночного выпуска, вызывает снижение концентрации за счет обмена между струей и окружающей жидкостью. Если рассматривать изменение концентрации вдоль линии их максимальных значений, то величина начального разбавления $(\Pi_н)$ для этого случая может быть определена в виде функциональной зависимости:

$$\Pi_н = f(l; \frac{1}{d_o}; \frac{1}{m}),$$

где l – расстояние от выпуска по линии максимальных концентраций;

d_o – диаметр выпуска;

$m = \frac{V_п}{V_o}$ – отношение скорости потока в водоеме к скорости на выпуске V_o.

Таким образом, степень разбавления может быть увеличена за счет повышения скорости и за счет уменьшения диаметра выпуска. Однако поскольку изменение этих параметров не может производиться беспредельно, переходят к увеличению числа выпусков.

Рассмотрим русловые рассеивающие выпуски. При их размещении в профиле водоема следует учитывать его гидрологические особенности и условия использования реки для судоходства, лесосплава и т.п. Ширина реки, эффективная для размещения рассеивающего выпуска, в каждом случае различна: так, например, если водоем не используется для водного транспорта, то эффективная ширина, по заключению Э.Л.Лазаряна, может быть принята равной 80–90% от полной ширины русла в межень. В остальных случаях эта ширина должна быть уменьшена, а размещение оголовков и их конструкция должны быть согласованы с судоходной инспекцией.

Оголовок единичного выпуска необходимо создавать таким, чтобы он мог сформировать выходящую струю, т.е. дать ей возможность присоединять окружающую жидкость до максималь-

ного расширения в поперечном направлении. Ширина струи ограничивается по вертикали глубиной водоема, по горизонтали - струями соседних выпусков. Для того чтобы соседние струи не оказывали влияния на начальное разбавление, необходимо удалять их источники (оголовки) друг от друга на расстояние несколько большее, чем средняя глубина водоема, т.е. определять расстояние между оголовками по соотношению

$$b = H_{ср} + b',$$

где $H_{ср}$ - средняя глубина водоема;

b' - запас, принимаемый от 0,5 до I,5 м.

Теперь число оголовков K можно определить как отношение эффективной ширины водоема $b_э$ к расстоянию b, $K = \frac{b_э}{b}$, а диаметр каждого оголовка по уравнению:

$$d_o = \sqrt{\frac{4}{\pi} \cdot \frac{Q_o}{K \cdot V_o}},$$

где Q - расчетный расход на выпуске.

Скорость истечения на выпуске V_o является одним из важнейших параметров при решении вопроса о сбросе сточных вод. Показано, что наибольшее разбавление получается, когда V_o в четыре и более раз превышает скорости потока в водоеме и по абсолютной величине не менее I,5-2,0 м/сек. Создание таких скоростей достигается (и легко) применением на оголовках конически сходящихся насадков, достаточно увеличивающих скорость истечения при обычных скоростях движения воды по трубопроводам.

Струйное, или начальное, разбавление единичного выпуска в сечении, где струя, расширяясь, достигает дна и поверхности воды, можно рассчитывать по формуле:

$$П_н = \frac{0,258}{1-m}\left(\frac{H}{d_o}\right)^2\left[\sqrt{m^2 + 8,1(1-m)\left(\frac{d_o}{H}\right)^2} - m\right] \qquad (I)$$

Струйный поток в рассматриваемом створе занимает 50-70% площади потока, ограниченной эффективной шириной, однако, здесь существует значительная неравномерность распределения концентрации. На оси струйных потоков концентрация максимальна и ее избыточное значение может быть получено по величине разбавления; посредине струйных потоков концентрация остается такой же, как в водоеме до выпуска. По мере удаления от рассматриваемого створа струя гаснет, разбавление продолжается только за счет турбулентности речного потока и заключается в постепенном выравнивании концентрации по всему сечению реки. Если к этому процессу применить существующий метод Фролова-Родзиллера, то разбавление (называемое нами основным) можно найти из формулы

$$П_о = \frac{a[Q-(П_н-1)kq_ч]+П_н \cdot k \cdot q_ч}{П_н \cdot k \cdot q_ч}, \qquad (2)$$

где a – коэффициент смешения, рассчитываемый по обычной методике, при замене расхода сточных вод расходом на выпуске;

Q – расчетный расход реки;

$П_н$ – начальное разбавление, рассчитанное по формуле (I);

$q_ч$ – расход сточных вод на один оголовок.

Общее разбавление можно будет рассчитать по формуле

$$П = П_о + П_н.$$

Предлагаемая методика расчета начального разбавления обоснована не только теоретически, но и рядом экспериментов.

Эжектирующие оголовки канализационных выпусков позволяют снизить концентрации загрязнений уже при сбросе сточных вод, что достигается созданием повышенных ско-

ростей на выпуске и организацией подвода окружающей жидкости непосредственно в оголовок. Увеличение скорости выпуска сточных вод приводит к некоторым дополнительным затратам на увеличение напора, которые, однако, должны компенсироваться более высоким эффектом смешения.

Эффективность работы новых выпускных сооружений может быть оценена их способностью вовлекать (присоединять) некоторое количество окружающей жидкости непосредственно в оголовок; при этом из оголовка вытекает уже смесь чистых и сточных вод. Поскольку снижение избыточных концентраций загрязнений в сточных водах происходит обратно пропорционально увеличению расхода смеси, то коэффициент разбавления можно определить как отношение расхода жидкости, выходящей из выпуска, к расходу сточных вод, подводимых к оголовку.

По данным предварительных опытов, проведенных с несколькими моделями выпусков, установлено, что можно достигнуть непосредственно при сбросе снижения концентрации веществ в смеси сточных и чистых вод в 1,5 - 2,5 и даже 3,0 раза.

Для получения расчетных параметров предложенных выпусков предусмотрены исследования с целью нахождения оптимальных геометрических размеров и области эффективных скоростей выпуска в зависимости от гидравлических характеристик (потерь напора, распределения скоростей и концентрации на выходе, влияния начальных параметров на последующий струйный процесс).

В.К. Асток, А.М. Айтсам
Таллинский политехнический институт

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ РАСЧЕТА СПЕКТРАЛЬНОЙ ПЛОТНОСТИ СКОРОСТЕЙ ТЕЧЕНИЙ В МОРСКИХ БУХТАХ

Разбавление и смешение веществ загрязнения, а также процессы самоочищения происходят, как известно, в турбулентных течениях водоема. Из-за невозможности удовлетворительно описать турбулентность, пользуясь непосредственно детерминированными зависимостями, следует применить стохастическую математическую модель распространения веществ загрязнения в водоеме.

Как следует из [I], в дифференциальные уравнения стохастической модели самоочищения входят как осредненные, так и пульсационные компоненты скорости течения. Осредненный поток задается либо как результат расчета, либо как определенное из наблюдений постоянное или периодическое течение. Пульсационные компоненты могут быть математически описаны только при помощи распределения вероятностей гидродинамических полей. Иными словами, течения водоема (в частности, моря) рассматриваются как случайное четырехразмерное векторное поле. При этом наиболее удобным видом представления случайных полей является их энергетический спектр.

Определение спектра течений по экспериментальным данным связано с определенными трудностями, влияющими на достоверность полученных результатов. Остановимся вкратце на самых важных, на наш взгляд, вопросах практического расчета энергетического спектра. Сюда относятся про-

блемы осреднения и вопросы расчетных шумов в спектре, возникающие из-за дискретности и конечности наблюдений.

Осреднение. При обработке экспериментальных данных обычно считают, что морские течения можно рассматривать как стационарный случайный процесс, обладающий свойством эргодичности. Принципиальных возражений данное предположение не вызывает, если только имеющаяся реализация (запись) будет достаточно длительна. Если при данной реализации условие стационарности не выполнено, то часто производят искусственную "стационаризацию" реализации. Для этого при помощи какой-либо весовой функции (ядра сглаживания) выделяют низкочастотную, медленно меняющуюся составляющую из начальной функции. Такая операция носит название выделения тренда. Полученный тренд считается относящимся к осредненному течению, а пульсационные компоненты вычисляются как отклонения от тренда. Следует, однако, отметить, что принцип выделения тренда как осредненного потока имеет не совсем корректную физическую основу, если помнить разномасштабность морской турбулентности [2]. Несмотря на это, схема осреднения сглаживанием дает весьма хорошие результаты в случае, когда задачей исследования является описание только определенного (высокочастотного) диапазона спектра. При исследовании самоочищения все это не так, и, следовательно, должны быть найдены другие возможности осреднения.

Можно предположить, что осредненное течение является суммой периодических колебаний, имеющих разные амплитуды, частоты, начальные фазы и отличающиеся от нуля средние значения. В морских течениях имеется немало периодических составляющих, более или менее точно соответствующих сделанному приближению (приливные колебания, сейши, генерация энергии ветра на резонансной частоте). Преимуществом

такого осреднения является то, что получаемое осредненное течение легко описывается как неслучайная функция времени, в то время как тренд является случайной функцией.

Выделение периодических составляющих из реализации скорости течения является довольно трудной задачей, особенно в том случае, когда число их большое. Поэтому удобнее вычислить сперва спектр по "неочищенной реализации", производя осреднение по всей длине реализации, а затем выделить периодические составляющие из спектра (или из корреляционной функции). Принципы подробного расчета приведены нами в [3]. Отметим, что в некоторых случаях наилучшей является, видимо, комбинация из отмеченных выше методов осреднения.

Шумы конечности возникают в статистическом (расчетном) спектре потому, что в практике нет возможности оперировать эргодическими случайными функциями бесконечной длительности, как этого требует теория спектрального анализа.

Согласно [4], [5] истинная спектральная плотность $S(\omega)$ является косинус-преобразованием Фурье автокорреляционной функции $R(\tau)$ в бесконечных пределах

$$S(\omega)=\frac{1}{\pi}\int_{-\infty}^{+\infty} R(\tau)\cos\omega\tau\,d\tau, \qquad (1)$$

в то время как при вычислении статистической спектральной плотности $S(\omega)^*$ интегрирование можно произвести лишь до предела L, который зависит от длительности реализации T.

$$S(\omega)^*=\frac{2}{\pi}\int_{0}^{L} R(\tau)^*\cos\omega\tau\,d\tau. \qquad (2)$$

Следуя Н.А. Лившицу и В.Н. Пугачеву [6], можно записать общую формулу шума конечности $\Delta S(\omega)^*$:

$$\Delta S(\omega)^*=\frac{2}{\pi}\int_{L}^{\infty} R(\tau)\cos\omega\tau\,d\tau. \qquad (3)$$

При практических расчетах удобнее пользоваться значением шума конечности не в виде разности $\Delta S(\omega)^*$, а в виде коэффициента

$$K = \frac{S(\omega)^*}{S(\omega)} . \qquad (4)$$

Решение (3) и (4) можно найти только в том случае, если известно аналитическое выражение $R(\tau)$ в бесконечных пределах. Зависимости для определения K при некоторых вариантах аппроксимации $R(\tau)$, часто встречающихся на практике, приведены в [3] и [6].

Особый случай представляет собой присутствие периодической неслучайной составляющей в случайной функции. Если при составляющих других типов шумы конечности изменяют вид спектральной плотности лишь в деталях, то при периодической составляющей искажения в статическом спектре имеют принципиальное значение.

Вместо истинного линейчатого спектра периодической составляющей в статистическом спектре появляются "размазанные" пики вблизи частоты периодической составляющей, а также множество ложных расчетных пиков, которые могут при неосторожном подходе приниматься за истинные. Шумом конечности периодической составляющей и методу очищения спектра от них посвящена наша статья [7].

Шумы дискретности. Дискретность задавания случайной функции Δt, обусловленная либо характером записывающей аппаратуры, либо необходимостью заменить интегрирование суммированием при практических расчетах, определяет верхний предел вычисляемого спектра. Этот предел, называемый частотой Найквиста [8], равняется

$$\omega_N = \frac{\pi}{\Delta t} . \qquad (4)$$

Если истинный спектр выше частоты ω_N и отличается от нуля, то статистический спектр содержит шумы дискретности, называемые также "подменой" спектра. Причиной этого является то обстоятельство, что случайная функция, заданная шагом дискретности Δt, описывается не одним, а множеством спектров с диапазонами частот

$$\omega = \frac{i\pi}{\Delta t} \dots \frac{(i+1)\pi}{\Delta t} \; ; \quad i = 0,1,2,3 \dots n. \qquad (5)$$

Теоретически $n \to \infty$, однако при расчете спектра морских течений n имеет физический предел вязкости. Кроме того, n зависит от времени осреднения (или инертности) регистрирующего прибора. Если имеется возможность произвести запись скоростей одновременно с различными значениями Δt или временами осреднения прибора, то определение шума дискретности не представляет сложности, хотя такая работа весьма трудоемкая. При $\Delta t = const$ можно в первом приближении оценить данные шумы, если имеются (хотя гипотетичные) данные о спектре выше частот Найквиста. Например, шумы дискретности можно оценить в том случае, когда при $\omega > \omega_N$ энергоснабжение отсутствует и можно ожидать существования инерционного интервала, где спектр описывается общеизвестным знаком "пяти третьих" А.Н.Колмогорова.

Отметим еще один, правда, весьма формальный вариант "очистки" спектра от расчетных шумов. Если применить при вычислении спектра по корреляционной функции хорошо подобранный фильтр, можно добиться того, чтобы практически все шумы на всех частотах имели только положительные значения. Одним из таких фильтров является фильтр Бартлета*. В этом случае можно обнаружить общие черты статистических спектров морских течений по тем частотам, где $S(\omega)^*$ имеет минимальные значения и, следовательно, максимальную достоверность.

* За исключением самой низкочастотной части спектра экспоненциальной корреляционной функции.

Литература

I. А.М. Айтсам. Расчет самоочищения морских бухт. (См. статью настоящего сборника).

2. Р.В. Озмидов. О распределении энергии по разномасштабным движениям в океане. Физика атмосферы и океана, I, вып.4, М., I965.

3. А.М. Айтсам, В.К. Асток. Некоторые вопросы вычисления спектра эргодической смешанной случайной функции (на примере спектра морских течений). Физика атмосферы и океана (в печати).

4. А.Я. Хинчин. Теория корреляции стационарных стохастических процессов. Усп. мат. наук, 5, I938.

5. А.М. Яглом. Введение в теорию стационарных случайных функций. Усп. мат., т. УП, вып. 5 (5I), I952.

6. Н.А. Лившиц, В.Н. Пугачев. Вероятностный анализ систем автоматического управления. М., I963.

7. А.М. Айтсам, В.К. Асток. О расчетных шумах при вычислении статистического спектра смешанной, состоящей из периодических и непереодической составляющих, стационарной в широком смысле случайной функции. Труды ТПИ, №247, Таллин, I967.

8. Дж. Ламли, Г. Пановский. Структура атмосферной турбулентности. М., I966.

Ю.К. Чернус
Московский научно-исследовательский институт гигиены им. Ф.Ф.Эрисмана

ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИБРЕЖНОЙ ПОЛОСЫ МОРЯ

При изучении влияния сброса неочищенных хозяйственно-фекальных стоков на прибрежную полосу моря выявлялись особенности распространения и ликвидации загрязнения в море и были выработаны рекомендации, учтенные в дальнейшем при проектировании и строительстве очистных сооружений. Стоки стали подвергать механической очистке, затем хлорировать и сбрасывать в море по 800-метровому глубоководному выпуску на глубину 8 м (ранее по этому же выпуску сбрасывалась неочищенная сточная жидкость).

При изучении влияния на прибрежную полосу моря сточных вод различной степени очистки, критерием оценки эффективности очистки служили правила санитарной охраны прибрежных районов морей.

При сбросе неочищенных сточных вод в море над выпуском образовывалось загрязненное пятно с плавающими жировыми веществами, взвесью и другими элементами загрязнения. В пробах воды $БПК_5$ достигало 50 мг/л; коли-индекс - III млн.

Распространяясь по направлению поверхностного морского течения сточные воды образовывали в море полосу загрязнения, которая на фоне чистого моря хорошо просматривалась. В пробах воды наблюдалось $БПК_5$ до 19 мг/л, коли-индекса - до 23 млн. Загрязнение скоплялось

на конечных участках полосы загрязнения, на границе чистой и грязной воды. Здесь величина $БПК_5$ достигала 18 мг/л, коли-индекс – 2 млн.

При течениях, направленных к берегу, загрязнялась зона водопользования, в частности зона купания. В пробах воды, помимо видимого загрязнения было обнаружено увеличение $БПК_5$ до 18 мг/л и коли-индекса – до 17 млн. Полосу загрязнения от глубоководного выпуска можно было проследить на расстоянии 10 км.

При сбросе механически очищенных сточных вод в море над выпуском образовывалось желто-серое пятно, постоянно бурлящее и выделяющее на поверхность моря жировые включения, взвесь и другие элементы сточной жидкости. В пробах воды $БПК_5$ достигало 16,0 мг/л, коли-индекс составлял 21 млн.

Это пятно постепенно увеличивалось в направлении поверхностного морского течения, образуя вытянутую по течению полосу загрязнения; на фоне темного моря она казалась светлой. Жировые включения и пленка, меняя поверхностное натяжение в полосе загрязнения, сглаживали поверхность. В воде обнаруживалось повышенное содержание растворенного органического вещества и микробов, $БПК_5$ составляло 16 мг/л, коли-индекс доходил до 120 тыс. По мере удаления от выпуска концентрация загрязнений уменьшалась, однако, это происходило не всегда строго пропорционально расстоянию: участки сильного загрязнения чередовались с участками относительно чистого моря.

Загрязнения концентрировались в конце полосы загрязнения, на границе грязной и чистой воды. Здесь скапливалась желтая пена, повышалось содержание растворенных органических веществ и микробов, $БПК_5$ довольно часто превышало 4,0 мг/л, коли-индекс доходил до 120 тыс.

Длина полосы загрязнения, зависящая от многих факторов, достигала 5 км. Сопоставление длины полосы загрязнения с

расчетной показало, что последняя соответствовала максимальной величине, полученной в натурных условиях.

При морских течениях, направленных перпендикулярно к берегу и под углом к нему, загрязнялась зона морского водопользования, в частности зона купаний: здесь скапливалась желтая пена и взвесь, коли-индекс составлял 100 тыс.

Наблюдения за механически очищенными и прохлорированными сточными водами показали, что в этих случаях также можно обнаружить наличие определенного количества видимых загрязнений и увеличение БПК. При тщательном осмотре поверхности моря была видна отходящая от выпуска полоса загрязнения, в которой находилась взвесь, плавающие жировые включения и др. элементы сточных вод. Наибольшее количество плавающих и взвешенных веществ концентрировалось в конце полосы загрязнения, на границе грязной и чистой воды, а также у берега, в зоне купания. Здесь довольно часто скапливалась желтая пена, плавающие жировые включения и взвесь. Длину полосы загрязнения удавалось проследить на расстоянии 3-5 км от выпуска.

Таким образом, исследования показали, что хотя в результате механической очистки и хлорирования загрязнение прибрежной полосы моря в зоне морского водопользования значительно уменьшилось, степень очистки все же нельзя признать достаточной; необходима биологическая очистка и хлорирование сточных вод.

М.С.Агаларов, М.В.Гасанов, Р.Г.Мамедов

Бакинский филиал Всесоюзного научно-исследовательского института водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии

ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССА САМООЧИЩЕНИЯ МОРЯ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ЕГО АКВАТОРИИ НЕФТЕСОДЕРЖАЩИМИ И ДРУГИМИ СТОЧНЫМИ ВОДАМИ

В Бакинскую бухту (площадь 71 км^2, объем воды 428,8 млн.м^3) поступает 900 тыс.м^3/сут. сточных вод, из них 600 тыс. нефтесодержащих; остальное количество составляют городские воды и стоки других отраслей промышленности. Общее количество органических загрязнений по кислородному показателю - 2690 г/сек. Распределение загрязнений вдоль береговой линии неравномерно и позволяет оценить влияние на море нефтепромысловых, нефтезаводских, а также городских (очищенных и неочищенных) сточных вод.

Обильность поступающих загрязнений привела к тому, что некоторые показатели морской воды не отличаются от показателей сточных вод. На дне моря образовались донные отложения мощностью до 1400 мм; содержание нефтяной органики в них достигает 40% по весу. Общее количество отложений с содержанием нефти более 2% составляет 69,47 млн.м^3. Донные отложения во всех случаях являются вторичными источниками загрязнений.

Поступающие в проточные водоемы загрязнения по мере перемещения вниз по течению смешиваются все с большей частью расхода водоема. При загрязнениях, подверженных биохимическому окислению, на известном удалении от места выпуска наблюдается критический по кислородному показателю створ, ниже которого наблюдается улучшение обстановки. Предложенные для рек зависимости позволяют, в частности, определить БПК в

максимально загрязненной струе и обосновать необходимую степень очистки поступающих сточных вод.

В отличие от процессов в реках динамика водных масс в береговой зоне моря очень сложна и не позволяет проследить движение веществ загрязнения в прибрежной зоне. Поэтому крайне необходимо иметь количественные сведения о реальных процессах, развивающихся в природных условиях моря.

По действующим санитарным правилам благополучие водоема определяется, в частности, его кислородным режимом (БПК, содержание кислорода и его дефицит). Рассмотрим соотношение этих показателей, а также количество экстрагируемой серным эфиром органики в условиях моря при загрязнении его нефтезаводскими (северная зона бухты) промысловыми (юго-западная зона) и неочищенными бытовыми водами (северо-западная зона). Приведенные ниже данные характеризуют участки моря с наибольшим загрязнением в условиях штиля.

Загрязнения, поступающие в северную зону, привели к образованию устойчивого пятна нефти на поверхности моря (не менее 100 мг/л на площади 10 км^2). Содержание кислорода во всей толще однородно: зимой 4,0-4,8, летом - 3,0-3,3 мг/л. Наибольшая разница между относительным содержанием кислорода в летнее и зимнее время приурочена к поверхностному слою и составляет не более 8%.

В юго-западной зоне, куда поступают промысловые воды, наибольший дефицит кислорода обнаруживается на поверхности воды; зимой процент насыщения составляет 90-97, летом 88-92%; в остальных слоях содержание кислорода находится на уровне насыщения. В поверхностном слое воды (0,5-2,5 м) кислородный градиент составляет 0,40-0,50 летом и 0,22-0,35 мг/л зимой на 1 м глубины.

В зоне сброса неочищенных бытовых вод и некоторого воздействия нефтяных загрязнений, смещаемых из соседних зон, наибольший дефицит кислорода наблюдается в двух точках – на поверхности и у дна – и достигает 48-56%. Средняя зона – 5 м от поверхности – является слоем максимального насыщения, причем кислородный градиент примерно равен I,5 мг/л. Разница между относительным содержанием кислорода в два сезона года составляет 5-7% на поверхности, 4,8%- посредине и I2% – у дна.

Как видно из сказанного, несмотря на обильность загрязнений, во всех зонах моря наблюдается стабильное присутствие кислорода. Это свидетельствует о хороших условиях распределения его в воде из зоны насыщения в зону с дефицитом.

Фактически величины кислорода, наблюдаемые в море в какой-то момент, еще не свидетельствуют о темпах его расходования. При отсутствии перемешивания минимальное насыщение кислородом наблюдается в зоне с наибольшим поступлением легкоокисляемой органики, а соотношение между количеством имеющейся органики и остаточным содержанием кислорода позволяет оценить степень окислительных процессов. Количество кислорода, затрачиваемого на окисление части этой органики в течение 5 дней (БПК), указывает количество нестойкой ее части. Рассмотрим, как эти величины распределяются в выделенных нами зонах в условиях безветрия.

<u>В северо-западной зоне</u> содержание экстрагируемой органики не снижается менее чем до 44 мг/л. Наименьшие наблюдаемые величины кислорода близки к 4,I мг/л зимой и 3,8 летом, процессы распада во всех случаях идут в анаэробных условиях. Отношение органики к молекулярному кислороду в поверхностном слое составляет I:I0 – I:I 5. В нижних слоях, испытывающих влияние донных отложений, на I мг кислорода приходится 2,9 зимой и 3,6 мг органики летом; в придонной

зоне это соотношение увеличивается соответственно до 4,3 и 6,6 мг. Определение БПК смеси морской и сточной воды дало такие показатели: на поверхности $БПК_5$ - 33, в средних и нижних слоях - 9-12 мг/л.

Содержание органики в северной зоне не менее 100-220 мг/л. Соотношение органики и кислорода в этом случае для поверхностных слоев равно 10 единицам летом и 40 - зимой; $БПК_5$ при этом равно 8-13 мг/л. В средних слоях, при тех же значениях $БПК_5$, соотношения органики и кислорода не превышают 7,9 и 10,9, а в придонных слоях $БПК_5$ возрастает до 22-26 мг/л.

В зоне промысловых вод на каждые 6,7 зимой и 4,6 мг/л кислорода летом в поверхностном слое приходится 150 мг органики. В нижних слоях при том же кислородном насыщении (около 80%) это отношение не превышает 2, при $БПК_5$ не менее 4,5 мг/л. Такое несоответствие в темпах распада органики в море, кроме структуры органических загрязнений и воздействия донных отложений, объясняется следующим. Во всех случаях, судя по проценту насыщения летом и зимой, наибольшее расходование кислорода наблюдается в поверхностных и придонных слоях. При бытовых водах на поверхности моря образуется пятно загрязнений, что связано со взвешиванием плавающей органики слабо минерализованной сточной водой. Значения БПК на поверхности наибольшие. По мере опускания сточных вод происходит распад части органических веществ, что подтверждается меньшими значениями БПК. В придонной зоне и в донных отложениях органика представлена наиболее стойкой частью, не подвергшейся распаду во время осаждения и неоднократного взвешивания. Кроме того, в придонных слоях часто наблюдается полуанаэробная зона, и потому значения $БПК_5$ там высоки - до 15 мг/л.

В районе спуска промышленных вод на поверхности и на половине глубины при высоких значениях содержания органи-

ки, значения БПК малы; так, на половине глубины изменение органики в 2 раза не отражается на БПК. В придонных слоях, при насыщении кислорода 50%, $БПК_5$ равно 25 мг/л, что свидетельствует о малых темпах распада. Для подтверждения описанных особенностей минерализации органики в море проводились специальные наблюдения в лаборатории. Опыты показали, что образцами придонной воды из зоны промышленных стоков в течение 2-х дней было израсходовано около 70% $БПК_5$, а в зоне городских стоков - всего 26-31%. В дальнейшем темпы распада городских стоков возрастали, и на 6-е сутки количество потребляемого ими кислорода составляло 0,5, а промышленных стоков - 2,5 мг/л за тот же срок.

Из рассмотрения кислородного насыщения водных масс очевидно, что даже при обильном поступлении загрязнений содержание кислорода в воде стабильно и обеспечивает аэробные условия. Сравнение органических загрязнителей и кислородного режима акватории свидетельствует о том, что в условиях моря возможно такое состояние, когда одновременно сосуществуют большое количество остаточного кислорода (вполне обеспечивающего аэробные условия) и большое количество органики, способной биохимически окисляться. Такая ситуация наблюдается при загрязнении моря городскими водами со сравнительно легко поддающейся распаду органикой и при поступлении нефтезаводских, а также нефтепромысловых вод. В придонных слоях во всех случаях органика представлена наиболее стойкими формами загрязнителей.

М.Я. Крупник

Северный научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации

К ВОПРОСУ ПРОГНОЗА ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ НЕКОНСЕРВАТИВНОГО ЗАГРЯЗНИТЕЛЯ ДЛЯ ВОДОЕМОВ С ОТНОСИТЕЛЬНО ПРЯМОЛИНЕЙНЫМ БЕРЕГОМ (УСТАНОВИВШАЯСЯ ЗАДАЧА ДЛЯ ПОЛУПЛОСКОСТИ)

Поле концентраций водоемов с относительно постоянной глубиной, загрязняемых неконсервативными загрязнителями нулевой гидравлической крупности, с достаточной точностью описывается уравнением

$$\frac{\partial c}{\partial t} + v_x \frac{\partial c}{\partial x} + v_y \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} D \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D \frac{\partial c}{\partial y} + Q, \qquad (I)$$

где c – концентрация загрязнителя;

t – время;

x, y – координаты;

v_x, v_y – проекции осредненных скоростей воды в водоеме;

D – коэффициент конвективной диффузии;

Q – скорость реакции неконсервативного загрязнителя.

Указанное уравнение может быть упрощено в случае, когда имеет место установившаяся задача, т.е. $\frac{\partial c}{\partial t} = 0$, скорость реакции описывается мономолекулярной схемой, причем в процессе реакции концентрация вещества уменьшается, т.е. $Q = -kc$ (где k – константа реакции). Имеет место равномерное распределение осредненных скоростей воды в водоеме, причем вектор скорости параллелен берегу, т.е. при соответствующей ориентации координатных осей $v_x = v = \text{const}$; $v_y = 0$; изменени-

ем коэффициента диффузии в водоеме можно пренебречь, т.е. полагать $D = const$, тогда будем иметь

$$V_x \frac{\partial c}{\partial x} = D\left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2}\right) - kc. \qquad (2)$$

Так как уравнение (2) линейное, рассмотрим случай, когда на берегу водоема находится I коллектор сточных вод, имея при этом в виду, что можно воспользоваться принципом суперпозиции, т.е. обобщить полученное решение и для случая произвольного числа коллекторов сточных вод.

При береговом сбросе сточных вод в водоемы в силу инерции сточных вод образуется устойчивая зона так называемого начального разбавления, определяемая струйным перемешиванием, которая и становится источником загрязнения водоема. Если предположить, что ширина этой зоны равна $2l$, а градиент концентрации загрязняющего вещества на ее границе принять равным $A_1 = A_1(x)$, то для определения поля концентрации при сделанных выше допущениях, в случае, когда поверхность водоема можно рассматривать как полуплоскость, надо решать уравнение (2) при граничных условиях

$$y = 0,\ |x| < l \quad \frac{\partial c}{\partial y} = A_1(x);$$

$$|x| > l \quad \frac{\partial c}{\partial y} = 0,$$

$$y \to \infty,\ c \to 0.$$

При этом имелось в виду, что ось У совпадает с осью коллектора сточных вод.

Решение уравнения (2) при этих граничных условиях может быть представлено в виде

$$c = -\frac{1}{\pi} \int_{x-l}^{x+l} A_1(\theta) \exp(\alpha\theta) K_0\left[\beta\sqrt{\theta^2 + y^2}\right] d\theta,$$

где

$$\alpha = \frac{V_x}{2D}$$

и

$$\beta = \sqrt{\frac{K}{D} + \frac{V_x^2}{4D^2}},$$

$K_o(x)$– функция Бесселя мнимого аргумента нулевого порядка (функция Макдональда).

Определяя расход загрязняющих воду веществ, с одной стороны, произведением их концентрации на расход сточной жидкости и, с другой стороны, по закону Фика, имеем:

$$Q_o c_o = -H \cdot D \int_{-l}^{+l} \frac{\partial c}{\partial y}\Big|_{y=0} dx,$$

где Q_o – расход сточной жидкости;

c_o – концентрация загрязняющих веществ в сбросном коллекторе;

H – глубина водоема.

Так, например, если при $y = 0$

$$|x| < l \quad \frac{\partial c}{\partial y} = A_1 = \text{const}$$

$$|x| > l \quad \frac{\partial c}{\partial y} = 0,$$

то имеем

$$A = -\frac{Q_o c_o}{2HlD},$$

а следовательно,

$$c = \frac{c_o Q_o}{2\pi HDl} \int_{x-l}^{x+l} \exp(\alpha\theta) K_o\left[\beta\sqrt{\theta^2 + y^2}\right] d\theta.$$

В случае, когда $x \gg l$, т.е. в большинстве практически встречающихся задач, легко показать, что

$$c \cong \frac{c_o Q_o}{\pi HD} \exp(\alpha x) K_o\left[\beta\sqrt{x^2 + y^2}\right]. \qquad (3)$$

Если при этом

$$\beta\sqrt{x^2+y^2} > 10,$$

то

$$c \cong \frac{c_o Q_o}{HD\sqrt{\pi}} \cdot \frac{\exp\left[\alpha x - \beta\sqrt{x^2+y^2}\right]}{\sqrt[4]{\beta^2(x^2+y^2)}}. \qquad (4)$$

Обратим внимание на то, что судя по выражениям (3) и (4), поле концентраций не зависит от величины начального разбавления (l), что собственно следовало ожидать на основании принципа Сен-Венана.

Сравнение поля концентраций, полученного по выражению (3) с данными натурных исследований, проведенных на участке Волховской губы Ладожского озера, загрязняемого сточными водами Сясьского целлюлозно-бумажного комбината, дало удовлетворительные результаты.

Пользуясь принципом суперпозиции, можно показать также, что поле концентрации водоема, загрязняемого сточными водами из n сбросных коллекторов, при сделанных выше допущениях определяется выражением

$$c \cong \frac{1}{\pi HD} \sum_{k=1}^{k=n} Q_{ok} C_{ok} \exp\left[\alpha(x - x_k)\right] K_o\left[\beta\sqrt{(x-x_k)^2+y^2}\right],$$

где Q_{ok} – расход сточных вод в к-том коллекторе;

C_{ok} – концентрация загрязняющего вещества в к-том коллекторе;

x_k – абсцисса устья к-го коллектора.

А.М. Айтсам, А.Р. Аллпере
Таллинский политехнический институт

МЕТОДИКА ОПРЕДЕЛЕНИЯ ГЛАВНОГО ВЕРТИКАЛЬНОГО СОСТАВЛЯЮЩЕГО ТЕНЗОРА КОЭФФИЦИЕНТА ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ ПАССИВНЫХ СКАЛЯРНЫХ ВЕЩЕСТВ В МОРЯХ

Согласно полуэмпирической теории турбулентной диффузии перенос пассивных скалярных веществ в турбулентном потоке описывается уравнением

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial c U_\alpha}{\partial X_\alpha} = \frac{\partial}{\partial X_\alpha} K_{\alpha\beta} \frac{\partial c}{\partial X_\beta} ,$$

где $K_{\alpha\beta}$ – тензор второго ранга коэффициента турбулентной диффузии.

Выбираем координатные оси так, чтобы ось X совпадала с направлением основного потока. Предположим также, что в первом приближении главные направления тензора $K_{\alpha\beta}$ совпадают с направлениями декартовых координатных осей.

При сделанных допущениях уравнение турбулентной диффузии переписывается в виде

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} K_{xx} \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} K_{yy} \frac{\partial c}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} K_{zz} \frac{\partial c}{\partial z} ,$$

где

$$K_{xx} = K_{xx}(x, y, z), \quad K_{yy} = K_{yy}(x, y, z), \quad K_{zz} = K_{zz}(x, y, z)$$

Значение главных составляющих тензора турбулентной диффузии можно определить полевыми исследованиями. K_{xx} и K_{yy} обычно определяются специальными опытами, применяя меченные вещества (поплавки) или красители. Для определения

значений K_{zz} можно пользоваться данными измерений вертикального распределения солености морских вод.

Для определения K_{zz} по вертикальному распределению солености морских вод целесообразно выбрать такие наблюдения, при которых $\frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial c}{\partial y} \approx 0$.

При этом уравнение турбулентной диффузии переписывается в виде

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} K_{zz} \frac{\partial c}{\partial z} .$$

Определить K_{zz}, используя полученные уравнения, можно двумя способами: решая уравнение по c и выражая из полученной зависимости K_{zz} либо решая уравнение по K_{zz}. При первом способе для решения уравнения при заданных граничных и начальных условиях необходимо придать вид функции $K_{zz} = f(z)$, т.е. заранее придать аппроксимационный вид искомой функции. На основе опытных данных можно лишь проверить правильность выбранной аппроксимации. $K_{zz} = f(z)$. Для определения наиболее правдоподобной аппроксимации необходимо иметь целый комплект решений уравнения турбулентной диффузии при различных видах аппроксимационных функций $f(z)$. Определяя $K_{zz} = f(z)$ по решению уравнения диффузии по отношению к K_{zz}, не требуется придавать никаких аппроксимационных видов функции $f(z)$, что является преимуществом этого способа.

Нами разработаны три способа определения $K_{zz} = f(z)$ по уравнению турбулентной диффузии: итерационный, интегральный и степенный способ.

При итерационном способе предположим в первом приближении $K_{zz} = \text{const}$ и определим его из зависимости

$$K_{zz} = \frac{\frac{\partial c}{\partial t}}{\frac{\partial^2 c}{\partial z^2}} .$$

Вычисленные значения K_{zz} уточняются в следующих степенях итерации по зависимости

$$K_{zz} = \frac{\frac{\partial c}{\partial t} - \frac{\partial K}{\partial z}\frac{\partial C}{\partial z}}{\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}},$$

где $\frac{\partial K}{\partial z}$ вычисляются по данным предыдущей степени итерации.

В практических расчетах целесообразно заменить дифференцирование известными из вычислительной математики разностными схемами. Применяя центрированную разностную схему, расчетные уравнения получаются в виде

$$K_z = \frac{\frac{c_{k+1} - c_{k-1}}{2l_t} - \left(\frac{K_{l+1} - K_{l-1}}{2l_z}\right)\left(\frac{c_{l+1} - c_{l-1}}{2l_z}\right)}{\frac{c_{l+1} - 2c_l + c_{l-1}}{l_z^2}},$$

где k и l – номера точек, где вычисляются производные;
l_t, l_z – расчетные шаги по соответствующим координатным осям.

При интегральном способе определения коэффициента турбулентной диффузии интегрируем уравнение турбулентной диффузии от z_1 до z_2. Если учесть при этом, что на свободной поверхности моря отсутствует перенос скалярных веществ, то расчетная зависимость получится в таком виде:

$$K_{zz} = \frac{\int_0^z \frac{\partial C}{\partial t}\, dz}{\left.\frac{\partial C}{\partial z}\right|_z}.$$

Заменяя интегрирование суммированием при использовании формулы трапеции, а также выражая производные через центрированные разностные схемы, расчетная зависимость для определения K_{zz} получается в виде

$$K_{zz}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\frac{1}{2}\left[\left(\frac{c_{k+1}-c_{k-1}}{2l_t}\right)_i+\left(\frac{c_{k+1}-c_{k-1}}{2l_t}\right)_{i-1}\right]\left[z_i-z_{i-1}\right]}{\frac{c_{l+1}-c_{l-1}}{2l_z}},$$

где i – порядковый номер элементарных трапеций.

При степенном способе вычисления K_{zz} рассмотрим исходные уравнения трубулеиой диффузии относительно K_{zz} как линейные уравнения первого порядка. Решая полученные уравнения методом Коти, получается зависимость для определения K_{zz} в виде

$$K_{zz}=e^{-A(z)}\left[K_{zz_1}-\int_{z_1}^{z_2} be^{A(z)}dz\right],$$

где $A(z)=\int_{z_1}^{z_2}a(z)dz$, $a(z)=\frac{\frac{\partial^2 c}{\partial z^2}}{\frac{\partial c}{\partial z}}$; $b=\frac{\frac{\partial c}{\partial t}}{\frac{\partial c}{\partial z}}$.

Для определения K_{zz_1} предположим, что в верхнем слое глубиной z_1 $K_{zz}=\text{const}$. При таком допущении

$$K_{zz_1}=\frac{-\int_0^{z_1} be^{A(z)}dz}{1-e^{-A(z)}}.$$

Нами вычислены по предложенной выше методике коэффициенты турбулентной диффузии для одной станции Таллинского залива на разных глубинах. Результаты вычислений приведены в таблице I.

Таблица I

Коэффициент вертикальной диффузии для одной из станций Таллинского залива в 1961 г. Интегральный способ

	I5.У	I.УI	I5.УI	I.УП	I5.УП	I.УШ
H = I0 м	I,74	2,32	I,56	I,I6	0,93	I,62
H = 20 м	9,40	5,9I	I,3I	I,74	3,6I	22,58
H = 30 м	3,9I	3,60	2,67	I,95	I,38	I7,60
H = 40 м	3,20	6,56	7,75	4,85	3,87	8,2I

Р.Э. Тамсалу
Таллинский политехнический институт

О РАСЧЕТЕ ПРИЛИВНЫХ ТЕЧЕНИЙ НА НЕЛИНЕЙНОЙ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ПРИ РАСЧЕТЕ САМООЧИЩЕНИЯ МОРЕЙ

Перенос веществ загрязнений в морях определяется в основном морскими течениями. При определении морских течений в мелководных прибрежных районах морей отказ от нелинейных членов в уравнениях движения может привести к существенным погрешностям. В настоящей статье нами сделана попытка определения течений с учетом нелинейных членов уравнений движения.

Для определения приливных течений и приливного колебания уровня в мелководье уравнения движения и уравнение неразрывности, интегрированное в пределах от поверхности до дна, записываются в следующем виде:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u}\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v}\frac{\partial \bar{u}}{\partial y} - l\bar{v} = -g\frac{\partial \xi}{\partial x} - R\bar{u} + A\nabla^2\bar{u}, \qquad (1)$$

$$\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u}\frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v}\frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + l\bar{u} = -g\frac{\partial \xi}{\partial y} - R\bar{v} + A\nabla^2\bar{v}, \qquad (2)$$

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} = -\frac{\partial[\bar{u}(H+\xi)]}{\partial x} - \frac{\partial[\bar{v}(H+\xi)]}{\partial y}, \qquad (3)$$

где $\bar{u},\bar{v}$ – компоненты скорости осредненного приливного течения;
ξ – смещение уровня;
l – параметр Кориолиса;
R – коэффициент вертикального трения;
A – коэффициент горизонтального турбулентного трения;

g – ускорение силы тяжести;

H – глубина места.

Решение системы (I-3) находится методом дробных шагов [2],[3], где уравнения (I) и (2) на первом интервале в конечных разностях имеют следующий вид:

$$\frac{\bar{u}_{i,j}^{t+1/3} - \bar{u}_{i,j}^{t}}{\tau} = l\bar{v}_{i,j}^{t+1/3} - \frac{g}{2}h\left(\xi_{i+1,j}^{t} - \xi_{i-1,j}^{t}\right) - R\bar{u}_{i,j}^{t+1/3} - F_1^{t}, \qquad (4)$$

$$\frac{\bar{v}_{i,j}^{t+1/3} - \bar{v}_{i,j}^{t}}{\tau} = -l\bar{u}_{i,j}^{t+1/3} - \frac{g}{2}h\left(\xi_{i,j+1}^{t} - \xi_{i,j-1}^{t}\right) R\bar{v}_{i,j}^{t+1/3} - F_2^{t}, \qquad (5)$$

здесь τ – шаг по времени;

R – шаг в пространстве;

F_1, F_2 – нелинейные члены, которые, следуя Рихтмайеру, аппроксимируются следующим образом:

$$\bar{u}\frac{\partial\bar{u}}{\partial x} = \frac{1}{2}h\left[\left(w_{i+1/2,j}\right)^2 - \left(w_{i-1/2,j}\right)^2\right], \qquad (6)$$

где

$$w_{i+1/2} = \frac{1}{2}\left[\bar{u}_i + \bar{u}_{i+1}\right] + \frac{1}{2}h\left[\left(\bar{u}_{i+1}\right)^2 - \left(\bar{u}_i\right)^2\right] \qquad (7)$$

и т.д.

На втором интервале получаем

$$\frac{\bar{u}^{t+2/3} - \bar{u}^{t+1/3}}{\tau} = \frac{A}{h^2}\left[\left(\bar{u}_{i+1,j}^{t+2/3} - 2\bar{u}_{i,j}^{t+2/3} + \bar{u}_{i-1,j}^{t+2/3}\right) + \left(\bar{v}_{i,j+1}^{t+1/3} - 2\bar{v}_{i,j}^{t+1/3} + \bar{v}_{i,j-1}^{t+1/3}\right)\right] \qquad (8)$$

$$\frac{\bar{v}^{t+2/3} - \bar{v}^{t+1/3}}{\tau} = \frac{A}{h^2}\left[\left(\bar{v}_{i+1,j}^{t+2/3} - 2\bar{v}_{i,j}^{t+2/3} + \bar{v}_{i-1,j}^{t+2/3}\right) + \left(\bar{u}_{i,j+1}^{t+1/3} - 2\bar{u}_{i,j}^{t+1/3} + \bar{u}_{i,j-1}^{t+1/3}\right)\right] \qquad (9)$$

и на третьем интервале

$$\frac{\bar{u}^{t+1}-\bar{u}^{t+2/3}}{\tau}=\frac{A}{h^2}\left[\left(\bar{v}^{t+1}_{j+1,i}-2\bar{v}^{t+1}_{i,j}+\bar{v}^{t+1}_{j-1,i}\right)+\left(\bar{u}^{t+2/3}_{j,i+1}-2\bar{u}^{t+2/3}_{j,i}+\bar{u}^{t+2/3}_{j,i-1}\right)\right] \quad (10)$$

$$\frac{\bar{v}^{t+1}-\bar{v}^{t+2/3}}{\tau}=\frac{A}{h^2}\left[\left(\bar{u}^{t+1}_{j+1,i}-2\bar{u}^{t+1}_{i,j}+\bar{u}^{t+1}_{j-1,i}\right)+\left(\bar{v}^{t+2/3}_{i+1,j}-2\bar{v}^{t+2/3}_{i,j}+\bar{v}^{t+2/3}_{i-1,j}\right)\right] \quad (11)$$

При расчете последние уравнения решаются методом продольно-поперечной прогонки [3].

На жидком контуре Γ_1 граничное условие в виде $\bar{u}$ и $\bar{v}$ задается из наблюдений.

На твердом контуре Γ_2 параллельно к оси имеются следующие граничные условия

$$\bar{u}=0;\quad \bar{v}=\frac{l}{g}\frac{\partial\xi}{\partial x};\quad \left(\frac{\partial}{\partial t}+R\right)\bar{v}=-g\frac{\partial\xi}{\partial y}, \quad (12)$$

откуда получаем

$$\left(\frac{\partial}{\partial t}+R\right)\frac{\partial\xi}{\partial x}=-l\frac{\partial\xi}{\partial y} \quad (13)$$

и аналогично для твердого контура Γ_3 параллельно к оси x

$$\left(\frac{\partial}{\partial t}+R\right)\frac{\partial\xi}{\partial y}=l\frac{\partial\xi}{\partial x}. \quad (14)$$

В (13) и (14) производное, перпендикулярное к контуру, заменяется односторонними разностями.

Следует отметить, что в уравнениях движения учет бокового трения необходим для получения вычислительной устой-

чивости. Численный эксперимент был сделан для волны μ_1 Келтого моря. Расчетные результаты и полученные в результате наблюдений были близки по своим величинам.

Литература

1. W.Hansen. Theorie und Errechnung des Wasserstandes und der Strömungen in Randmeeren nebst Anwendungen, Tellus,8, 287. 1956.

2. I. Douglas " On the numerical integration by implicit methods " Journal of the Soc. of Ind. and Appl. vol. 3, N 1, 1955.

3. Г.И. Маргун, Н.Н. Яненко. Применение метода расщепления (дробных шагов) для решения задач математической физики. 1966.

Н.Н.Лапшев, В.С.Кожевников, С.В.Рязанов
Ленинградский инженерно-строительный институт

НЕКОТОРЫЕ ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПОЛОЖЕНИЯ О СМЕШЕНИИ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ БЕРЕГОВЫХ ВЫПУСКАХ

Перемешивание загрязненных сточных вод с чистыми водами естественных водоемов непосредственно у канализационных выпусков обычно происходит за счет энергии струи самого выпуска. Зона водоема, где основным фактором смешения загрязнений служит струйное течение канализационных выпусков, называется зоной начального разбавления. Степень начального разбавления существенно влияет на интенсивность процессов перемешивания сточных вод, происходящих за пределами зоны начального разбавления уже за счет других факторов. И наоборот, процессы в самом водоеме оказывают также большое влияние на формирование зоны начального разбавления.

Для решения ряда практических и инженерных задач в области охраны водоемов от загрязнений большое значение имеет получение поля концентраций загрязнений от источника. По существу поле концентраций в зоне начального разбавления и в остальной части водоема (в зоне основного разбавления) является следствием единого процесса, осложненного процессами самоочищения, и сложного превращения и изменения гидрохимических показателей.

Однако при изучении процессов загрязнений в водоемах удобнее рассматривать условно начальную и основную зоны разбавлений, во-первых, потому что в этих зонах процесс разбавления описывается разными математическими зависимостями и, во-вторых, на зону начального разбавления можно существенно влиять, изменяя конструкции канализационных выпусков, что затруднительно сделать в основной зоне.

В настоящей статье рассматривается зона начального разбавления, образованная свободной струей, т.е. струей, втекающей в неограниченное полупространство, заполненное той же жидкостью.

Такое упрощение исходной задачи обусловлено ее чрезвычайной сложностью и, кроме того, стремлением на относительно простом примере выявить основные закономерности струйного переноса загрязнений. Таким образом, ближайшей целью данной работы является определение значимости отдельных факторов на поле концентрации загрязнения в зоне начального разбавления сточных вод, образованной свободной струей. А так как свободная струя является предельным случаем стесненной струи, то возможно, что закономерности свободной струи могут быть полезны при описании и более общих случаев.

Принципиально может быть принята следующая схема определения поля концентраций сточных вод в естественных водоемах.

Находится наиболее вероятное поле скоростей и концентраций в водоеме при выпуске сточных вод методом измерения суммарных концентраций по электропроводности (метод гидроэлектрокарротажа) и затем решается соответствующая установившаяся или неустановившаяся задача переноса концентраций, которая в общем случае является смешанной краевой задачей с начальными параметрами, определяющими величину изменения концентраций в начальной зоне.

Рассмотрим общее уравнение для определения поля загрязнения. Оно выводится из закона сохранения массы, а также на основании закономерностей турбулентной и молекулярной диффузии и самоочищения и имеет вид

$$\frac{\partial K}{\partial t} + a_1 K + \operatorname{div}\left[K\bar{V} - (\mu + D)\operatorname{grad} K\right] = 0, \qquad (I)$$

где K – концентрация загрязнения;

t – время;
a_1 – коэффициент самоочищения;
$\bar{V}$ – скорость течения потока;
μ – коэффициент молекулярной диффузии;
D – коэффициент турбулентной диффузии.

Можно считать, что в начальной зоне коэффициент самоочищения мал. Кроме того, очевидно, что в начальной зоне скорее всего установится поле концентраций, тогда в ней $\frac{\partial K}{\partial t} = 0$.

Таким образом, уравнение концентрации загрязнений для начальной зоны выглядит следующим образом:

$$\operatorname{div}\left[K\bar{V} - (\mu + D)\operatorname{grad} K\right] = 0. \qquad (2)$$

Если струя ламинарна, т.е. $D = 0$, а μ очень мало, то из уравнения (2) следует $\operatorname{div} K\bar{V} = 0$; или $K\operatorname{div}\bar{V} + \bar{V}\operatorname{grad} K = 0$, а так как для $\operatorname{div}\bar{V} = 0$, то $\operatorname{grad} K = 0$ и $K = \text{const}$.

То есть в случае ламинарной струи присоединенной массы воды не будут или будут очень слабо с ней перемешиваться, и к границе свободной зоны струя подойдет почти с той же концентрацией. Поэтому следует стремиться к турбулизации струи.

С увеличением проточности водоема изменение концентраций в начальной зоне будет связано с коэффициентом турбулентного обмена струи, так как в этом случае увлекаемая струей жидкость будет интенсивно перемешиваться со сточной водой. Для овободной струи подсасываемая жидкость будет чистой, ибо она подходит к изучаемому участку струи из бесконечности и поэтому вследствие самоочищающей способности водоема осветлена.

Расчет разбавления свободной турбулентной струи без учета диссипации механической энергии в начальной зоне создан Н.Н. Лапшевым. За степень разбавления принято отношение расхода струи в начальном сечении к расходу струи в рассматриваемом сечении.

Рассеяние механической энергии струи и влияние этого явления на разбавление турбулентной струи излагается авторами следующим образом.

На больших по сравнению с размерами выходного отверстия выпуска расстояниях конкретная форма и размеры отверстия не могут играть роли для формы струи.

Поэтому в нашем распоряжении нет никаких характерных для струи постоянных параметров с размерностью длины. Отсюда следует, что ширина струи должна быть пропорциональна x.

$$r = \operatorname{tg}\alpha \cdot x, \qquad (3)$$

где численная постоянная $\operatorname{tg}\alpha$ одинакова для всех струй. Область осесимметричного турбулентного движения представляет собой конус. Опыты подтверждают для угла раствора свободных струй значение $2\alpha = 24^{0}$. Опыты показывают также, что распределение скоростей в поперечных сечениях аффинно-подобны.

Принимая, что интенсивность уменьшения количества движения по направлению оси струи пропорциональна количеству движения в рассматриваемом поперечном сечении струи, выразим это утверждение математически для проекции количества движения на ось струи:

$$\frac{dM}{dx} = -mM, \qquad (4)$$

где M – проекция на ось x количества движения;
m – коэффициент пропорциональности.

Решением уравнения (4) является

$$M = Ce^{-mx}.$$

Постоянную C определим из того условия, что на некотором расстоянии от вершины конуса x_0; $M = M_0$; $M_0 = Ce^{-\frac{mb}{2\operatorname{tg}\alpha}}$.

Откуда

$$C = M_0 e^{\frac{mb}{2tg\alpha}}$$

и

$$M = M_0 e^{-m\left(x - \frac{b}{2tg\alpha}\right)}.$$

С другой стороны,

$$M = V_{max}^2 x^2 \left(\frac{V_{cp}}{V_{max}}\right)^2 \int_0^{\frac{r}{x}} 2\pi \frac{r}{x} d\left(\frac{r}{x}\right).$$

Будем считать, что среднеквадратичная скорость на каком-либо луче находится:

$$V_{max}^2 = C_1 M_0 x^{-2} e^{-m\left(x - \frac{b}{2tg\alpha}\right)}$$

или

$$V_{max} = C_2 \sqrt{M_0}\, x^{-1} e^{-\frac{m}{2}\left(x - \frac{b}{2tg\alpha}\right)}. \qquad (5)$$

Расход жидкости в каком-либо сечении струи равен

$$Q = \int_\omega V d\omega = V_{max} x^2 \frac{V_{cp}}{V_{max}} \int_0^{\frac{x}{r}} 2\pi \frac{r}{x} d\left(\frac{r}{x}\right).$$

Принимая во внимание выражение для V_{max}, найдем выражение для Q.

$$Q = C_3 \sqrt{M_0}\, x e^{-\frac{m}{2}\left(x - \frac{b}{2tg\alpha}\right)}.$$

После подстановки постоянных значений и преобразований получим

$$Q = Q_0 \frac{2tg\alpha}{b} x e^{-\frac{m}{2}\left(x - \frac{b}{2tg\alpha}\right)}, \qquad (6)$$

где m и α – параметры, подлежащие экспериментальному определению.

$Q(x)$ на расстоянии от выпуска $x = \frac{2}{m} - \frac{b}{2tg\alpha}$ имеет максимум, т.е. присоединение струей окружающей жидкости в этой

точке прекращается, и струя начинает отдавать воду в окружающее пространство.

Коэффициент разбавления можно также определить только до точки, соответствующей максимуму присоединения жидкости струей:

$$n=\frac{Q(x)}{Q_0}=\frac{2tg\alpha}{b}xe^{-\frac{m}{2}\left(x-\frac{b}{2tg\alpha}\right)} \qquad (7)$$

К месту выхода струи $x=\frac{b}{2tg\alpha}$ соответствует $n = I$. Далее точки $x=\frac{2}{m}-\frac{b}{2tg\alpha}$ струя не разбавляется, а наоборот, теряет массу, и поэтому ее средняя концентрация должна была бы остаться неизменной, но появление турбулентного переноса и молекулярной диффузии перемешивают загрязнения в поперечном сечении и выносят их за пределы струи.

По-видимому, при изучении начальной зоны смешения ввиду малости параметра можно и ограничиться рассмотрением зоны струи, где происходит присоединение массы жидкости.

Г.С. Карабашев
Институт океанологии
АН СССР

О ПРИМЕНЕНИИ ЛЮМИНЕСЦЕНТНЫХ ИНДИКАТОРОВ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ ДИФФУЗИИ ПРИМЕСИ В МОРЕ

Недостаточное знание кинематической структуры водных потоков в море, с одной стороны, практические потребности современного производства - с другой, стимулировали в последние годы исследование диффузии примеси в естественных водоёмах методом натурного моделирования. Сущность метода состоит в искусственном введении в море некоторых индикаторов (или трасеров) и наблюдении за их рассеиванием с помощью надлежащей аппаратуры. Достоинство метода натурного моделирования состоит в том, что он не только позволяет найти закономерности диффузии примеси без детальных сведений о поле скоростей течения в море, но и дает возможность экспериментатору задавать начальные условия процесса в конкретных гидродинамических ситуациях.

Очевидно, вещество, используемое в качестве индикатора, должно быть безвредным как для человека, так и для флоры и фауны водоёма, а чувствительность определения индикатора в воде должна быть весьма высокой. Этим требованиям в полной мере отвечают водорастворимые органические красители ксантеновой группы - родамин С и уранин (двунатриевая соль флюоресцеина). Определение их содержания в водах естественных водоемов по интенсивности фотолюминесценции оказалось возможным вплоть до концентраций порядка $10^{-10} - 10^{-11}$ г/мл.

Для того, чтобы люминесцентные индикаторы позволили исследовать чистомеханическое рассеяние примеси, сами

они должны отвечать требованиям пассивности и консервативности, а также независимости трассирующего эффекта (в данном случае - люминесценции) от условий опыта. Сопоставлением имеющихся сведений об особенностях люминесценции водных растворов уранина и родамина С с данными о физических и химических свойствах морской воды позволяет сделать следующие выводы и рекомендации относительно использования этих веществ в качестве индикаторов при проведении количественных диффузионных экспериментов в море.

1. Зависимость интенсивности люминесценции родамина С и уранина от условий проведения эксперимента объясняется наличием в море ряда факторов, изменяющих энергетическое состояние молекул красителя либо приводящих к взаимодействию их с химическими компонентами морской воды или содержащимися в ней примесями. Однако действие этих факторов не является настолько сильным, чтобы использование родамина С и уранина стало безусловно невозможным для проведения натурных количественных диффузионных экспериментов в открытом море.

2. Влияние таких факторов, как тушение люминесценции индикаторов ионами галогенов, изменение интенсивности люминесценции в зависимости от концентрации водородных ионов в морской воде и солености последней, устранимо практически полностью как для уранина, так и для родамина С, если при составлении градуировочных растворов в качестве растворителя использовать морскую воду, взятую в месте проведения эксперимента.

3. Во избежание последствий концентрационного тушения люминесценции обоих индикаторов измерения распределения красителя в индикаторном теле следует начинать не ранее, нежели наибольшая концентрация индикатора станет меньше 10^{-5} г/мл. Определить этот момент можно по цвету пятна индикатора: во время измерений он должен совпадать с цветом растворов с концентрацией индикатора порядка 10^{-6}–10^{-7} г/мл.

4. В открытых районах моря устранить влияние собственной люминесценции морской воды на показания измерительного прибора удастся, если люминесценцию уранина и родамина С возбуждать излучением в пределах их длинноволновых полос поглощения. Для прибрежных районов моря с высоким содержанием веществ органического происхождения действенность этого приема применительно к уранину нуждается в дополнительной проверке.

5. Из-за интенсивного фотохимического разложения уранин следует использовать в поверхностном слое моря при максимальной освещенности лишь в экспериментах со стационарным источником, когда время от момента запуска красителя до момента измерения его концентрации не превышает I-I,5 часа. На глубинах 75-I00 м и более уранин можно использовать без каких-либо ограничений. Слабая температурная зависимость интенсивности свечения уранина делает его особенно удобным трасером для районов моря со сложной термической структурой. Адсорбция уранина на минеральной взвеси и водорослях мала, так что ею можно пренебречь.

6. Родамин С благодаря высокой стойкости на свету применим в опытах со стационарным и мгновенным источниками индикатора, когда измерения его концентрации необходимо проводить спустя несколько десятков часов после запуска в море. Однако при наличии термической неоднородности вод необходимо вводить поправки на температурную зависимость его люминесценции из расчета I5% на 5^{0} С (знак поправки - отрицательный). Адсорбция родамина С на взвеси опасна лишь в весьма мутных и сильно опресненных водах.

Для измерения концентрации индикатора в морской воде можно использовать как погружаемый прибор, так и прибор, установленный на борту судна. В последнем случае отбор проб осуществляется либо с помощью батометров, либо путем

прокачки воды с требуемого горизонта через лабораторный прибор. Ограниченность возможностей работы с батометрами очевидна. Что касается прокачки, широко применяемой зарубежными исследователями, то этот способ отбора проб обладает следующими существенными недостатками: I) опасность "заражения" канала прокачки делает бессмысленной высокую чувствительность прибора; 2) масштаб пространственного осреднения концентрации индикатора не может быть сделан менее нескольких метров. Во избежание подобных ограничений нами был разработан ряд погружаемых флюориметров, позволяющих регистрировать распределение уранина или родамина С на различных глубинах на ходу судна.

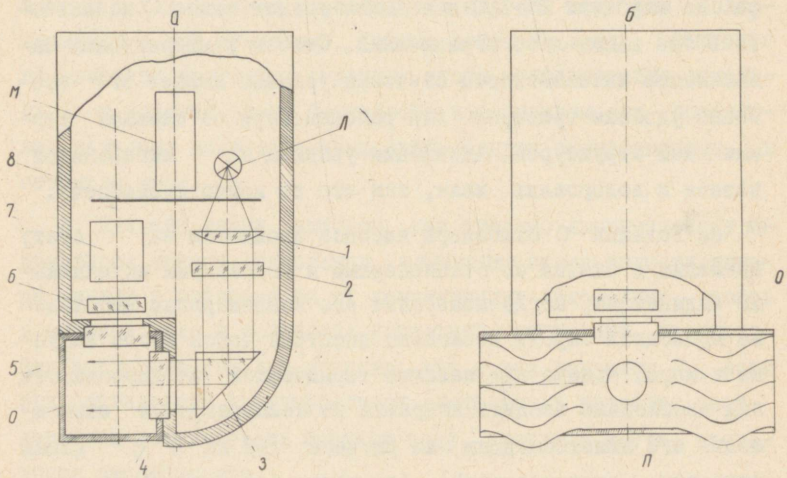

Рис. I. *а*– оптическая схема погружаемой части флюориметра; *б*– конструкция светового ограждения.

Принцип действия прибора изображен на рис. I и заключается в следующем. Излучение от лампы накаливания Л мощностью 30 вт, промодулированное электромеханическим

модулятором (электродвигатель М, обтюратор 8), коллимируется коллективом I, проходит через первичный светофильтр 2, поворотную призму 3 и через иллюминатор 4 попадает в окружающую среду, где возбуждает люминесценцию индикатора. Интенсивность люминесценции, однозначно связанная с концентрацией индикатора, после прохождения сквозь иллюминатор 5 и вторичный светофильтр 6 воздействует на фотоумножитель (ф.э.у.) 7 типа ФЭУ-27. Электрический сигнал ф.э.у. преобразуется электронной схемой и по кабелю КТШ-03 (три сталемедные жилы) подается на вход самописца, установленного на борту судна. По тому же кабелю на борт судна поступает сигнал потенциометрического датчика глубины, а также осуществляется питание погруженной части прибора. Прибор позволяет регистрировать в логарифмическом масштабе распределение индикатора, концентрация которого лежит в пределах от $1 \cdot 10^{-6}$ до $5 \cdot 10^{-10}$ г/мл (для уранина) и от $5 \cdot 10^{-6}$ до $1 \cdot 10^{-9}$ г/мл (для родамина С). Таким образом, чувствительность определений концентрации люминесцентных индикаторов *in situ* оказывается сравнимой с чувствительностью определений гамма-изотопов радиометрическими методами.

Оптическая и электрическая схема погружаемой части прибора смонтированы на четырехсекционном шасси, которое герметизируется стальным цилиндром длиной 50 см и диаметром 14 см. Световое ограждение О служит для ослабления засветки ф.э.у. солнечным светом при работе в поверхностном слое моря при освещенности порядка 10^5 люкс. Диапазон рабочих глубин флюориметра 0–100 метров.

Эксперименты с люминесцентными индикаторами и разработанной аппаратурой проводились на Черном море на малых исследовательских судах ИОАН в 1964–66 гг. с двумя типами точечных источников – мгновенным и стационарным. Для имитации стационарного источника примеси было разработано специальное устройство (рис. 2).

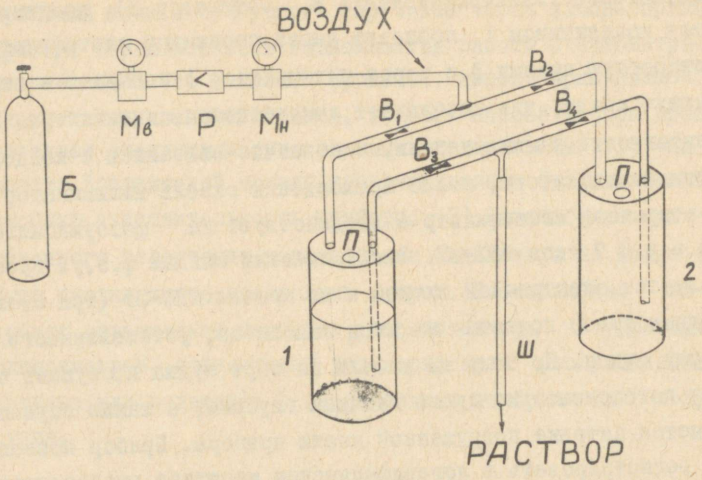

Рис. 2. Схема устройства для непрерывной и равномерной подачи индикатора на заданную глубину.

Устройство состоит из источника сжатого воздуха Б, воздухопровода, включающего в себя манометры высокого и низкого давления Мв и Мн и регулируемый редуктор Р, и двух герметичных столитровых контейнеров I и 2 с отверстиями П для заправки исходного раствора индикатора. Контейнеры соединены друг с другом посредством двух патрубков с вентилями $В_I$-$В_4$. Середина одного из патрубков соединена с воздухопроводом, а другого – с резиновым шлангом Ш, свободный конец которого крепится на тросе гидрологической лебедки и заглубляется на требуемый горизонт. Действует устройство следующим образом. После сборки установки и заправки обоих контейнеров исходным раствором индикатора к воздухопроводу подключается один из контейнеров, в результате чего индикатор начинает поступать на горизонт заглубления свободного конца шланга. Второй контейнер подключается к шлангу и воздухопроводу, как только в первом контейнере иссякнет раствор. Во время работы одного из контейнеров другой за-

правляется исходным раствором индикатора. Благодаря поочередной работе контейнеров длительность действия установки определяется запасом сжатого воздуха. Мощность такого источника легко регулируется подбором концентрации исходного раствора индикатора и уровнем избыточного давления в контейнере.

Схема опыта по исследованию поля примеси от непрерывно действующего источника приведена на рис. 3.

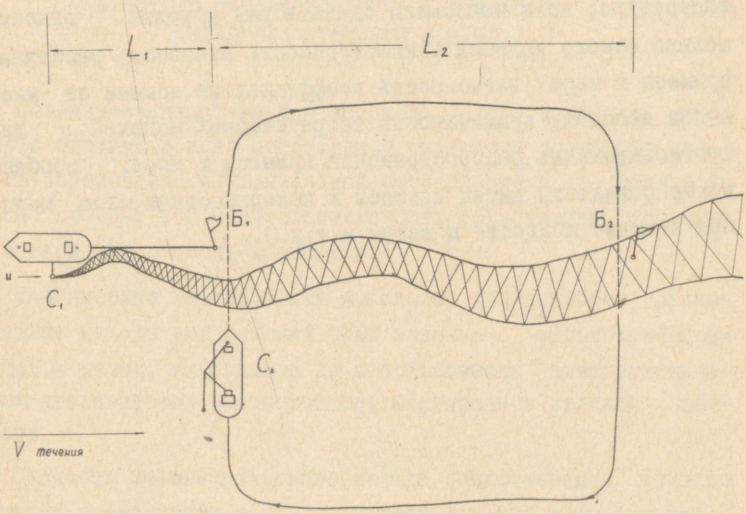

Рис. 3. Схема эксперимента по исследованию поля примеси в море от стационарного источника.

Судно C_I с устройством для непрерывной подачи индикатора ставится на якоре, устройство приводится в действие, и тогда при наличии течения со скоростью V ниже по течению образуется индикаторное тело в виде "хвоста" или "пера". Второе судно C_2 с датчиком-флюориметром за бортом несколько раз на одном и том же удалении L_1 от источника совершает промеры распределения индикатора на различных гори-

зонтах. В наших опытах величина L_1 определялась по длине фала, связывающего дрейфующий буй $Б_I$ с судном $С_I$, поперечные размеры "пера" - по масштабу записи концентрации индикатора и вертикальная координата - по показаниям датчика глубины.

Эксперименты 1964–66 гг. не только подтвердили перспективность методики исследования диффузии примеси в море с помощью люминесцентных индикаторов и разработанной аппаратуры, но и позволили сделать ряд выводов относительно самого явления (анизотропность процесса рассеяния примеси в море, зависимость коэффициентов обмена от масштаба явления, применимость теоретических моделей для прогнозирования распространения примеси в море, особенности поведения пятен примеси в поверхностном слое моря при наличии волнения и ветра и т.д.).

А.А. Кузьмин

Всесоюзный научно-исследовательский институт водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии

ИССЛЕДОВАНИЕ МЕТОДОВ АВТОМАТИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ КИСЛОРОДА СТОЧНЫМИ ВОДАМИ

Создание аппаратуры для автоматического контроля процесса биохимического потребления кислорода позволяет ускорить определение биохимической потребности в кислороде (БПК) сточных вод и автоматизировать регистрацию динамики процесса потребления кислорода.

Выполненные исследования показали, что наиболее рациональные методы для решения этих задач - манометрический метод и метод, основанный на использовании электрохимических анализаторов растворенного кислорода в сточной жидкости.

Сущность манометрического метода заключается в использовании зависимости между величиной падения давления газовой фазы в герметически замкнутой системе, содержащей пробу сточной жидкости, и количеством электроэнергии, затрачиваемой в процессе электролиза с целью возмещения кислорода, потребленного при окислении органических веществ.

Количество кислорода, выделяющегося на аноде электролизера, характеризуется следующим соотношением:

$$G = mIt,$$

где G - количество выделенного кислорода, мг/л;
I - ток в цепи электролизера, ампер;
t - время электролиза, сек;
m - электрохимический эквивалент.

Основными элементами манометрического прибора являются сосуд-окислитель (до I л), предназначенный для размещения пробы сточной жидкости, электролизер, регулятор давления и вторичный регистрирующий прибор. Регулятор давления представлен U -образным манометром с электродным сигнализатором уровня.

Манометрическая система включается при уменьшении давления газовой фазы в окислителе, что, в свою очередь, ведет к действию электролизера и регистрирующего прибора. При $P_{\text{газов.фазы}} = P_{\text{атм}}$ прибор автоматически выключается; в дальнейшем, при $P_{\text{газов.фазы}} < P_{\text{атм}}$, цикл работы прибора повторяется вплоть до завершения окислительного процесса.

Зависимость между количеством кислорода, периодически подаваемого в замкнутую систему с помощью электролизного устройства, и временем протекания окислительного процесса органических веществ характеризуется графиком биохимического потребления кислорода, который фиксируется вторичным прибором. Величина G, соответствующая величине биохимической потребности в кислороде (БПК), может быть выражена также сдедующим образом:

$$G = \sum_{1}^{n} g,$$

где g – количество кислорода, подаваемого в систему при каждом цикле электролиза, мг/л.

Величины $g_1, g_2, \ldots g_n$ в функции времени носят переменный характер, так как продолжительность циклов t_1, t_2, $\ldots t_n$ различна.

Действительно, продолжительность каждого цикла электролиза, например, t_n определяется выражением:

$$t_n = t'_n + t''_n,$$

где t'_n – время электролиза, необходимое для вос-

становления равновесия в газовой фазе системы в случае отсутствия потребления кислорода при работе электролизера;

t_n'' – время электролиза, необходимое для компенсации количества кислорода, потребленного в процессе работы электролизера.

Величина $t_n' = const$, так как она определяется лишь чувствительностью электродного сигнализатора уровня жидкости в манометре (при $I = const$). Величина $t_n'' \neq const$, так как скорость потребления кислорода убывает во времени. Следует отметить, что на первой стадии анализа t_n'' и, следовательно, t_n достигают максимальных величин; затем постепенно они уменьшаются по мере завершения окислительного процесса органических веществ.

Начальным условием получения графика потребления кислорода является наличие следующего соотношения:

$$g_1 > g_1' + g_1'',$$

где g_1' – количество кислорода, необходимое для восстановления равновесия в газовой фазе системы при отсутствии потребления кислорода в ходе работы электролизера;

g_1'' – количество кислорода, необходимое для компенсации последнего, потребленного при работе электролизера.

В случае, если $g_1 < g_1' + g_1''$ или $g_1 = g_1' + g_1''$, получаемый график потребления кислорода не будет отражать хода окислительного процесса вследствие непрерывной работы электролизера.

В дальнейшем, по мере снижения интенсивности процесса окисления, соотношение $g_1 > g_1' + g_1''$ автоматически установится, но окончательная запись зависимости $G = f(t)$ будет соответствовать действительности лишь на заключительной стадии работы прибора. При проведении экспериментов вели-

чина I подбиралась опытным путем в диапазоне от 50 до 300 ма в зависимости от концентрации исследуемого раствора. Существенным недостатком автоматических устройств, основанных на манометрическом принципе, является влияние колебаний атмосферного давления на результаты измерений. Для устранения этого фактора применяются различные компенсаторы, что усложняет конструкцию приборов.

В процессе исследований было выявлено, что более рационально использовать вместо манометрических регуляторов давления электрохимические анализаторы растворенного кислорода, располагаемые непосредственно в анализируемой жидкости.

Работа электрохимических анализаторов основана на использовании свойств растворенного кислорода восстанавливаться на отрицательно заряженном электроде. Исследования показали, что при создании указанных анализаторов наиболее целесообразным является применение твердых электродов с покрытием последних газопроницаемыми пленками-мембранами, например, из полиэтилена или тефлона. Действие газопроницаемой мембраны основано на принципе избирательной диффузии кислорода, растворенного в сточной воде. Пленка, используемая в качестве мембраны, должна иметь высокую проницаемость для кислорода и в то же время быть практически непроницаемой для ионных примесей и молекул воды испытуемого раствора.

Датчик анализатора представляет собой гальванический элемент, состоящий из электродной пары катода (золото) и анода (цинк), погруженной в слабощелочной электролит и защищенной от воздействия внешней среды газопроницаемой мембраной. Диффузия молекулярного кислорода в электролит создает деполяризационное воздействие на электродную систему, что ведет к возникновению электрического тока в цепи гальванического элемента. Величина этого тока про-

порциональна степени деполяризации и, в конечном итоге, содержанию растворенного кислорода в пробе. Электрический ток, генерируемый данной электродной системой, усиливается электронным усилителем с релейным выходом, что обуславливает автоматическую работу электролизера и регистрирующего кулонометра. Таким образом была создана эффективная автоматическая аппаратура для контроля процесса биохимического потребления кислорода.

С.В. Яковлев, Э.П. Фазуллина

Московский инженерно-строительный институт им.В.В.Куйбышева

БИОФИЛЬТРЫ (СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ)

Биологический фильтр - сооружение для очистки сточных вод, заполненное грубым фильтрующим материалом, покрытым биологической пленкой. Процесс очистки сточной жидкости совершается при прохождении ее через загрузку фильтра при достаточной вентиляции, осуществляемой естественным или искусственным путем.

Биологические фильтры подразделяются на биофильтры периодического действия, или контактные, и биофильтры непрерывного действия. Контактные биофильтры вследствие их малой производительности и высокой стоимости в настоящее время не применяют. Биофильтры непрерывного действия по их производительности подразделяются на стандартные (капельные) и высоконагружаемые (скоростные). По способу подачи воздуха те и другие могут быть подразделены на биофильтры с естественной вентиляцией и биофильтры с искусственной вентиляцией (аэрофильтры).

В последние годы за рубежом нашли широкое распространение башенные биофильтры (биофильтры большой высоты). Производительность капельных биофильтров мала - 150-240 г БПК на 1 $м^3$ загрузки в сутки. Высота капельного биофильтра 1-2 м, крупность загрузки 12-40 мм. Оптимальная нагрузка по БПК в высоконагружаемых биофильтрах 400-600 г БПК на 1 $м^3$ загрузки в сутки.

Причина повышенной пропускной способности высоконагружаемых биофильтров состоит в увеличении крупности зерен загрузочного материала (40-75 мм) по всей высоте загрузки, в искусственной продувке фильтрующего материала, в увеличении высоты фильтра до 4 м, в повышении гидравлической нагрузки до 16-28 $м^3/м^2$ в сутки и применении рециркуляции (в необходимых случаях).

Башенные биофильтры строятся высотой 8 м и более с гидравлической нагрузкой 100 - 200 $м^3/м^2$ в сутки. Крупность загрузки 50-80 мм. Производительность таких биофильтров достигает до 2000-3000 г $БПК_5/м^3$ в сутки.

Процесс очистки сточной жидкости на биофильтре зависит как от биологических, так и от гидравлических факторов, действующих одновременно. Очистка сточных вод на биофильтрах основана на способности присутствующих в стоках микроорганизмов брать из самой сточной жидкости необходимые питательные вещества и образовывать вязкую желатинообразную массу, называемую биопленкой. Этот биологический материал, густо населенный микроорганизмами, способен адсорбировать питательные вещества, растворимые или суспендированные в сточной воде, и отдавать некоторые продукты своих метаболических функций, как, например: воду, угольную кислоту, нитраты и сульфаты. Реакции, которые происходят при этом обмене веществ, являются реакциями биологического окисления. Они очень сложны и разнообразны. Превращение растворенных, тонкодисперсных и коллоидальных веществ в биологическую пленку является важнейшим процессом биологической коагуляции.

Мнения ученых о скорости снижения БПК сточной жидкости в биопленке различны. Одни предполагают, что наиболее важным элементом биологической коагуляции является перенос загрязнений из сточной жидкости в биопленку с последующим

окислением, требующим столько же времени, сколько в других аэробных системах. Другие большое значение придают высокой степени окисления в поверхности биопленки и считают, что процесс очистки сточной жидкости совершается за время прохождения ее через биофильтр.

В СНиП П-Г-6-62 дается расчет капельных, высоконагружаемых и башенных биофильтров. Капельные биофильтры рассчитываются по окислительной мощности. Расчет башенных биофильтров сводится к определению высоты по допустимому значению $БПК_{20}$ жидкости, поступающей на биофильтры. Высоконагружаемые биофильтры рассчитываются по допустимому значению $БПК_{20}$ сточной жидкости, подаваемой на биофильтр по формуле

$$L_{см} = kL_t, \qquad (I)$$

где $L_{см}$ – $БПК_{20}$ смеси исходной и рециркулируемой воды;

L_t – заданная $БПК_{20}$ очищенной жидкости;

k – параметр, принимаемый как функция от среднезимней температуры сточной жидкости и высоты биофильтра.

Коэффициент рециркуляции n определяется по формуле

$$n = \frac{L_a - L_{см}}{L_{см} - L_t}, \qquad (2)$$

где L_a – $БПК_{20}$ сточной жидкости.

Площадь биофильтра F рассчитывается по формуле

$$F = \frac{Q(n+1)L_{см}}{N}, \qquad (3)$$

где Q – среднесуточный приток сточной жидкости, $м^3$;

N – нагрузка в г $БПК_{20}$ на I $м^2$ площади биофильтра, назначаемая в зависимости от среднегодовой температуры воздуха.

Гидравлическая нагрузка $q_г$, определяемая как отношение $q_г = \frac{N}{L_a}$, допускается в пределах от 10 до 30 $м^3/м^2$ в сутки.

Для расчета биологических фильтров на любую производительность (от 1 до 30 $м^3/м^2$ сутки) С.В. Яковлевым предложен метод расчета по критериальному комплексу $Ф = \frac{10 H K_T}{q_г^{0,4}}$, учитывающему высоту биофильтра H, гидравлическую нагрузку $q_г$ и константу изъятия загрязнений K_T. В координатах $Э = \frac{Z_t}{Z_a} 100$ и Ф получена кривая, выражаемая двумя уравнениями:

$$Z_t = Z_a \cdot 10^{-\frac{5,26 H K_T}{q_г^{0,4}}} \quad \text{при} \quad \frac{Z_a}{Z_t} < 10, \qquad (4)$$

$$Z_t = Z_a \cdot 10^{-\left(\frac{1,63 H K_T}{q_г^{0,4}} + 0,69\right)} \quad \text{при} \quad \frac{Z_a}{Z_t} \geq 10. \qquad (5)$$

Аналогичная зависимость для башенных биофильтров получена Д.Ф. Харитоновым:

$$Z_t = Z_a \cdot 10^{-\frac{11,65 K_T H^{2/3}}{q_г^{0,5}}} \quad \text{при} \quad \frac{K_T H^{2/3}}{q_г^{0,5}} \leq 0,085, \qquad (6)$$

$$Z_t = Z_a \cdot 10^{-\left(\frac{3,91 K_T H^{2/3}}{q_г^{0,5}} + 0,67\right)} \quad \text{при} \quad \frac{K_T H^{2/3}}{q_г^{0,5}} > 0,085. \qquad (7)$$

За рубежом также проводятся интенсивные исследования работы различных типов биофильтров. Многие из этих исследований представляют несомненный интерес.

Так, в работе Линкофа и др. получены формулы для определения времени пребывания жидкости в теле фильтра:

$$t_r = 3 \frac{H \nu^{1/2}}{g^{1/3}} \left(\frac{S}{q_г}\right)^{0,83} \quad \text{(загрузка из стеклянных шаров)}, \qquad (8)$$

$$t_r = 1,5 \frac{H \nu^{0,2}}{g^{1/3}} \left(\frac{S}{q_г}\right)^{0,53} \quad \text{(загрузка из фарфоровых шаров)}; \qquad (9)$$

где t_r – время пребывания воды в фильтре;

ν – кинематическая вязкость;

q_r – гидравлическая нагрузка;

S – удельная поверхность загрузки, равная

$$S = \frac{6(1-V)}{d},$$

V – объем пор,

d – диаметр шара.

Эккенфельдер вывел закон снижения БПК сточной жидкости в каменном фильтре, исходя из того, что это снижение прямо пропорционально времени прохождения жидкости через биофильтр.

$$\frac{Z_t}{Z_a} = \frac{100}{1+2{,}5\,\frac{H^{0{,}67}}{q^{0{,}5}}}, \qquad (10)$$

где Z_t – БПК выпускаемых из фильтра сточных вод;

Z_a – БПК поступающих сточных вод.

Сравнение влияния турбулентного и ламинарного потока внутри биофильтра на степень снижения БПК рассматривается в работе Б. Эткинсона, А.В. Баша, Д.С.Докинса. Полученное ими уравнение:

$$\frac{C_{A0}}{C_{Ai}} = \frac{e^{\left[\frac{k_A h w l}{Q(1+n)}\right]}}{1+n+ne^{\left[-\frac{k_A h w l}{Q(1+n)}\right]}} \qquad (11)$$

связывает следующие величины:

C_{A0} – концентрация вещества на выходе;

C_{Ai} – начальная концентрация вещества;

Q – расход воды;

k_A – постоянная скорости ($сек^{-1}$);

h – глубина слоя;

n – соотношение рециркуляции;

w – ширина слоя;

l – длина модели.

В работе показано, что переход к турбулентному потоку дает более низкую концентрацию при очистке воды, чем по ламинарному движению.

В работе Эймса, Бэна и Коллингза дано конструирование и решение математической модели биофильтра в виде экспоненциальных уравнений, сложный вид которых затрудняет их использование в практических случаях.

В практике зарубежного строительства нашли применение биофильтры различной конструкции. В США применяются биофильтры с пластмассовой загрузкой. Высота биофильтров, как правило, принимается в пределах 0,9–3 м. Широко внедряется рециркуляция. В странах западной Европы большое применение нашли башенные биофильтры (особенно в ГДР), а также биофильтры закрытого типа с подачей воздуха сверху (Франция, ФРГ). Так, в городе Ренне построена очистная станция мощностью 30тыс. $м^3$/сутки с шестью закрытыми биофильтрами диаметром 23 м и высотой 4 м с вращающимся оросителем.

При исследовании работы биофильтров за рубежом большое внимание уделяется биологическим и биохимическим процессам, вопросам коагуляции (Бусвел), скорости снижения БПК сточной жидкости в биопленке (Фельпс, Фэр, Гэрнэйм), биологическому симбиозу в пленке фильтра (Холдж, Шульце), роли кислорода в процессе биологического окисления в теле фильтра (Либман), изучению влияния высоты биофильтра (Милс, Киффер), гидравлической нагрузке, рециркуляции, изучению влияния крупности загрузки и температуры сточной жидкости.

Относительная простота конструкции и экономичность биофильтров повышает их роль при строительстве небольших промышленных объектов и поселков городского типа. Несмотря на то, что биофильтры являются одним из старейших

очистных сооружений, они до сих пор недостаточно изучены. В Советском Союзе в последние годы проведено несколько крупных исследований, посвященных изучению работы биофильтров: высоконагружаемых, биофильтров большой высоты, биофильтров с пластмассовой загрузкой, двухступенчатых биофильтров с очисткой на них радиоактивных сточных вод и др.

В 1959 году С.В. Яковлевым опубликованы результаты исследований работы высоконагружаемых биофильтров в производственных условиях, дан расчет биофильтров по критериальному комплексу.

В 1963 году вышла работа Д.Ф. Харитонова, в которой представлены положительные результаты работы биофильтров 8-16 м, дан расчет биофильтров большой высоты.

До последнего времени загрузочным материалом для биофильтров служили главным образом кокс, котельный шлак, щебень и галька.

Исследования Ю.В. Воронова, проведенные в МИСИ в 1965 году показали, что пластмассовые биофильтры работают намного производительнее и эффективнее.

В 1966 году вышла работа Е.А. Пугачева, посвященная исследованию очистки радиоактивных сточных вод на двухступенчатых биофильтрах. Работа также проведена в МИСИ.

В 1967 году закончены исследования Э.П.Фазуллиной, которые показали, что на очистку сточных вод в биофильтре сильно влияет количество подаваемого воздуха. Установлена эффективность повышения количества подаваемого воздуха с 8 до 16 м^3/м^3 воды. Предложена формула

$$\lg \frac{z_a}{z_t} = \alpha \frac{HB^{a} G_{k_T}}{q^{0,4}} + \beta, \qquad (12)$$

где B - количество подаваемого воздуха;

α и β - коэффициенты,

и таблица для расчета высоконагружаемых биофильтров с применением критериального комплекса, учитывающего влияние высоты биофильтра, гидравлической нагрузки, температуры сточной жидкости, количества подаваемого воздуха. Проведены исследования нового типа биофильтра (закрытого биофильтра с подачей воздуха сверху), которые показали большие преимущества этой системы, повышенную очистительную способность фильтра по сравнению с высоконагружаемым биофильтром открытого типа.

Как показали исследования советских и зарубежных ученых, процесс очистки сточных вод на биофильтрах зависит от большого числа факторов, основными из которых являются высота биофильтра, гидравлическая нагрузка, температура сточной жидкости, количество подаваемого воздуха, качество самой поступающей жидкости. Практика эксплуатации биофильтров разной конструкции и исследования последних лет говорят о целесообразности строительства биофильтров с крупнозернистой загрузкой из гравия или керамзита, а также биофильтров с пластмассовой загрузкой для обеспечения хорошего воздухообмена в теле фильтра. Необходимо также учитывать повышенную очистительную способность фильтра при подаче воздуха I6 $м^3/м^3$ воды и экономичность доведения гидравлической нагрузки до 20-30 $м^3/м^2$ в сутки.

Обобщая опыт эксплуатации закрытых биофильтров и исследования на подобных моделях биофильтров, можно сделать вывод о перспективности строительства подобного типа сооружений. Обладая повышенной очистительной способностью, закрытый биофильтр с подачей воздуха сверху не заиливается, в нем сохраняется теплота, возникающая в биологическом процессе и поддерживающая процесс окисления. Это более гигиеническое сооружение, преимущество которого состоит также в том, что его можно строить подземным.

А.И. Жуков, И.В. Скирдов

Всесоюзный научно-исследовательский институт водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ И СООРУЖЕНИЯ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ ГРУБОДИСПЕРГИРОВАННЫХ ПРИМЕСЕЙ

Наиболее распространенным видом загрязнений сточных вод являются грубодиспергированные примеси (ГДП); они поступают в воду как в процессе её использования в быту и промышленности, так и при химической или биологической очистке сточных вод. Основным способом механической очистки является отстаивание. Помимо простоты осуществления этот способ отличается универсальностью. Он применим для обработки вод, в которых концентрация, гранулометрический состав и удельный вес ГДП изменяются в широких пределах.

Процесс отстаивания энергетически наиболее экономичен, но скорости его относительно невелики. Однако, если механическую очистку сточных вод производить только путём отстаивания в обычных сооружениях, то в ближайшую пятилетку потребуется построить отстойники общей емкостью около 5 - 10 млн. $м^3$ и строительные затраты составят 80-500 млн.рублей. Такие огромные затраты материальных и денежных средств диктуются необходимостью интенсификации работы применяемых в настоящее время средств механической очистки и разработки новых, более эффективных методов и сооружений. Несмотря на многовековый опыт использования отстаивания, в современной практике еще не реализованы все его возможности.

Взаимосвязь основных факторов, обуславливающих скорость и полноту процесса отстаивания можно выразить двумя зависимостями:

$$T = \frac{H}{(u - \omega)\cos\alpha}, \qquad (I)$$

$$u = f(H) \text{ при } q_v = \text{const},$$

где T – продолжительность периода отстаивания, сек;
ω – вертикальная составляющая скорости турбулентного потока, мм/сек;
H – высота зоны отстаивания, мм;
α – угол отклонения струи от горизонтали, град;
u – гидравлическая крупность оседающих (задерживаемых) частиц ГДП, мм/сек;
q_v – гидравлическая нагрузка, $м^3/м^2$час.

Из уравнения (I) следует, что одним из путей интенсификации процесса отстаивания является создание в рабочей струе гидродинамических условий, при которых отрицательное влияние ω сводится к минимуму. Радикальным средством ликвидации ω является снижение скорости протока. В обычных проточных отстойниках это достигается соответствующим увеличением живого сечения рабочей струи. Турбулентность отсутствует в периодически действующих контактных отстойниках, но эти сооружения, вследствие непроизводительных затрат времени на заполнение и опорожнение, имеют сравнительно невысокий коэффициент использования объема и не удобны в эксплуатации.

Скорость движения воды в проточном отстойнике возможно изменять в широких пределах, независимо от расхода, если впускать и собирать воду с помощью непрерывно движущихся устройств. В этом случае скорость движения относительно резервуара определяется зависимостью

$$V = V_1 + V_2,$$

где V_1 – скорость движения воды относительно резервуара при неподвижных водораспределительных устройствах;

V_2 – скорость движения водораспределительных устройств относительно резервуара.

При $V_2 = -V_1$, $V = 0$ и $\omega = 0$ в резервуаре создаются условия статического отстаивания.

Наиболее просто конструктивное оформление движущихся распределительных устройств решается применительно к крупным резервуарам. В этом случае водораспределительное и водосборное устройство объединены в одной конструкции, вращающейся вокруг центральной оси. Исходная жидкость поступает в отстойник из радиально расположенного затопленного лотка.

Одинаковая продолжительность пребывания всех элементарных струй в зоне отстаивания имеет место, если расход, отнесенный к единице длины распределительного лотка – Δq, пропорционален радиусу места выхода струи r, т.е.

$$\Delta q = \frac{2Q \cdot \delta}{R^2} r, \ м^3/м \cdot час, \qquad (2)$$

где Q – расход воды, $м^3/час$;

δ – длина рассматриваемого элемента водораспределительного устройства, м;

R – радиус резервуара, м.

Условия $V_2 = -V_1$ и $V = 0$ соблюдаются, если период вращения лотка T соответствует выражению

$$T = \frac{K \cdot \pi \cdot R^2 \cdot H}{1000\,Q},$$

где K – коэффициент использования зоны отстаивания, $K = 0{,}85$;

H – глубина зоны отстаивания, м (рекомендуется H = 0,8 –I,2 м).

За период T из зоны отстаивания выпадут частицы ГПД с гидравлической крупностью

$$u = \frac{H}{T}.$$

Водосборное устройство отбирает отстоенную воду, так же в соответствии с уравнением (2). При использовании затопленного водослива, погружение переливной кромки h рассчитывается по формуле:

$$h = 1{,}24\left(\frac{Q}{R^2 r}\right)^{2/3}, \text{ м.}$$

Надлежащее распределение воды, практически независимое от Q, обеспечивается затопленным плавно сужающимся лотком, у которого с наружной стороны имеется решетка из равномерно расставленных, вертикальных и тангенциально направленных лопаток.

Ширина распределительного лотка рассчитывается по формуле:

$$b = n\sqrt{R^2 - r^2}, \text{ м,}$$

где n – отношение начальной ширины лотка к радиусу отстойника, n = 0,06–0,08.

Из водосборного лотка отстоенная вода отводится самотеком через центральную часть резервуара.

Результаты статистической обработки данных эксплуатации радиальных отстойников и отстойников с вращающимися устройствами представлены в таблице.

Как видно из таблицы, при одинаковой заданной u гидравлическая нагрузка на отстойник с вращающимися устройствами превосходит нагрузку на обычный радиальный отстойник на 40–60%. Причем оптимальный режим работы отстойника с вращающимися устройствами наблюдается при $V_1 = -V_2$ и $V = 0$, который имел место при расчетной нагрузке 2 $м^3/м^2$час.

Таблица

Нагрузка в $м^3/м^2$час q	Гидравлическая крупность частиц в мм/сек, задерживаемых отстойниками		
	радиальными *	с вращающимися устройствами **	идеальными ***
I,0	0,4	0,45	0,28
I,5	0,7	0,5	0,42
2,0	0,95-I,I5	0,56	0,56
2,5	I,3	0,7-0,75	0,7
3,0	I,5	0,85-I,I	0,84

* По данным КСА и МИСИ.

** По данным КСА и О.С. Новомосковска при неизменной скорости вращения устройств.

*** Теоретически возможная(по формуле $u=\frac{q}{3,6}$ мм/сек).

Весьма эффективным способом интенсификации отстаивания (I) является увеличение u, которое достигается в поле центробежных сил. Из центробежных аппаратов наиболее производительны и просты в эксплуатации напорные гидроциклоны. Однако вследствие большой турбулизации рабочей струи напорные гидроциклоны применимы лишь для выделения из воды агрегатно-устойчивых частиц ГДП.

Более широкую область применения смогут найти низконапорные (открытые) гидроциклоны, где скорость входа воды в аппарат и турбулизация рабочей струи сравнительно невелики.

Открытые гидроциклоны простейшей конструкции (типа вертикальной песколовки с тангенциальным входом воды) эффективно используются для выделения из воды тяжелых частиц ГДП ($d \geq 60$, $u \geq 12$ мм/сек).

Одним из наиболее радикальных способов ускорения процесса отстаивания является снижение глубины слоя разделяемой суспензии. Этот способ реализован в полочных волокноловушках и находит применение в современных нефтеловушках.

Весьма эффективна комбинация тонкослойного отстаивания и действия центробежных сил, которая используется в конструкции тарельчатых центрифуг. Этот принцип использован при разработке во ВНИИ ВОДГЕО многоярусного низконапорного гидроциклона.

Объем зоны отстаивания многоярусного гидроциклона разделен коническими диафрагмами на ярусы, в каждый из которых исходная вода подается тангенциально с внешней стороны. В зоне отстаивания (между диафрагмами) вода движется по нисходящей спирали к центру. По пути движения под действием сил тяжести и центробежных сил из воды выделяются частицы ГДП. В центральной части осветленная вода и ГДП раздельно отбираются и отводятся соответствующими устройствами.

Лабораторные и полупромышленные исследования показали, что производительность одного рабочего элемента многоярусного цикла (одного яруса) при прочих равных условиях несколько превосходит производительность целого вертикального отстойника. Общая производительность многоярусного циклона пропорциональна числу ярусов.

В диапазоне нагрузок на один ярус q = I-I,5 м^3/м^{2}час сепарирующая способность многоярусного циклона для частиц с $\varphi > I$ близка к приближенной теоретической зависимости

$$u = \frac{0{,}35q}{1 + 3{,}8 \cdot 10^{-4} \frac{q^2}{D}}, \qquad (3)$$

где u – охватывающая гидравлическая крупность частиц ГДШ, задерживаемая циклоном, мм/сек;

D – диаметр аппарата, м, D = 0,5-5 м;

ρ – плотность частицы, г/см^3.

Для частиц с $\rho < 1$ (масла, нефтепродукты) та же зависимость имеет вид

$$u = \frac{0{,}23q}{1+1{,}9\cdot10^{-4}\frac{q^2}{D}} . \qquad (4)$$

При выводе формул (3, 4) расстояние между диафрагмами (высота яруса) принято равным 0,1D.

При повышенных нагрузках (> 5 м^3/м^2 час) наблюдается резкое возрастание u, что можно объяснить увеличением интенсивности турбулентного перемешивания. С дальнейшим ростом q (более 50 м^3/час) теоретически должно наступить постепенное снижение u, и режим работы многоярусного циклона будет приближаться к напорному.

Л.А. Тепакс, Х.А. Мёльдер
Таллинский политехнический
институт

ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ АЭРАЦИИ И КИСЛОРОДНЫЙ ПЕРЕНОС В АЭРОТЕНКАХ С НИЗКОНАПОРНОЙ АЭРАЦИЕЙ

На опытной полупроизводственной модели аэротенка с низконапорной аэрацией (объемом 4,6 м^3) исследованы условия циркуляции и смешения водо-воздушной смеси, окислительная способность аэротенка и методика ее определения и определение величины междуфазовой поверхности контакта воздуха с водой.

Условия циркуляции и смешения изучались путем измерения скоростей движения смеси в разных точках в аэротенке с перегородкой и без нее в диапазоне интенсивности аэрации D_1 = 10 - 40 м^3/м^3 час. При наличии перегородки скорости циркуляция получена несколько бо́льшая, чем без нее. Подсчет расхода жидкости в циркулирующем потоке при разных интенсивностях аэрации показал, что расходу воздуха D_1 = 20 - 25 м^3/м^3 час соответствует максимальный расход циркулирующей жидкости. Дальнейшее увеличение интенсивности аэрации влечет за собой уменьшение расхода жидкости.

Определена удельная транспортирующая способность воздуха - q_v (количество жидкости в м^3, перемещаемое в аэротенке 1 м^3 воздуха), которая в пределах интенсивности аэрации от 10 до 40 м^3/м^3 час может быть определена по формуле

$$q_v = h^{0,65}(9,4 - 0,25D_1 + 0,002D_1^2),$$

где h - глубина погружения аэратора (0,5 - 0,8 м).

Исследования окислительной способности (ОС) аэротенка в зависимости от интенсивности аэрации проводились в аэротенке с перегородкой по двум методам: окислением сульфита натрия в присутствии катализатора (хлорид кобальта) и аэрацией обескислороженной водопроводной воды.

В диапазоне интенсивности аэрации D_1 = 10 - 40 $м^3/м^3$ час окислительная способность аэротенка почти прямо пропорциональна расходу воздуха и зависит также от методики определения.

В свете двухпленочной теории массопередачи проведен критический анализ методик определения ОС как величины, лишь приближенно отображающей действительный процесс кислородного переноса активного ила из воздуха в хлопья. ОС, определенная методом аэрации обескислороженной водопроводной воды, более точно соответствует сущности явления; поэтому этот метод и рекомендуется в качестве стандартного при определении окислительной способности.

В исследованном диапазоне интенсивности аэрации установлена зависимость окислительной способности (определенной по рекомендуемому методу) от расхода воздуха и заглубления аэратора:

$$ОС = nh^{1,45} D_1^{1,1},$$

где n зависит от геометрии аэротенка и конструкции аэратора.

При соотношении глубины коридора аэротенка к его ширине, близком к I:I, и щелевом аэраторе с заглублением h =0,5 - 0,8 м коэффициент n = 7,2.

Скорость окисления в процессе биологической очистки (М) может рассчитываться на основе найденной окислительной способности с учетом разности скоростей переноса кислорода из воздуха в воду и биохимического окисления органи-

ки коэффициентом $K_{бх}$, а также среднего дефицита кислорода в аэротенке $(d_{ср})$ следующим образом:

$$M = K_{бх} \cdot d_{ср} \cdot ОС.$$

Из основного уравнения массообмена следует, что скорость кислородного переноса зависит, в частности, от величины междуфазовой поверхности контакта (F_K). Нами предлагается методика для приближенного расчета величины F_K при низконапорной аэрации с учетом таких особенностей, как движение пузырьков над аэратором в стесненных условиях и их засасывание потоком жидкости в неаэрируемую часть аэротенка. Согласно разработанной методике были подсчитаны площади междуфазового контакта для аэротенка с перегородкой и без нее (при D_1 = 10 - 40 $м^3/м^3$час). В схеме с перегородкой величина F_K была получена в среднем на 5% больше, что указывает на полезность перегородки.

Установлено, что постоянное увеличение окислительной способности с увеличением интенсивности аэрации, несмотря на уменьшение расхода в циркулирующем потоке жидкости (при $D_1 > 25$ $м^3/м^3$час), объясняется увеличением площади междуфазового контакта вследствие все более интенсивного дробления пузырьков.

По определенным величинам ОС и F_K вычислен коэффициент массопередачи в основном уравнении массообмена.

В.И. Калицун
Московский инженерно-строительный институт им. В.В. Куйбышева

СОВРЕМЕННЫЕ ПЕСКОЛОВКИ И ИХ РАСЧЕТ

Существующие типы песколовок по характеру движения воды могут быть подразделены на горизонтальные, вертикальные и песколовки с винтовым (поступательно-вращательным) движением воды. Последние, в зависимости от способа создания винтового движения, могут быть подразделены на тангенциальные и аэрируемые.

Благодаря большим размерам и неудовлетворительной работе вертикальные песколовки в настоящее время практически не применяются.

Горизонтальные песколовки, рассчитанные по методу А.А. Карпинского (с учетом вертикальной турбулентной составляющей) и работающие с постоянной скоростью течения воды вне зависимости от колебания расходов, задерживают до 70% песка, содержащегося в сточной воде; количество органических загрязнений составляет 15-25%.

Постоянная скорость течения воды в горизонтальных песколовках может обеспечиваться за счет устройства на выходном канале водослива с широким порогом, отметка которого должна быть ниже дна песколовки на величину

$$p = \frac{h_{макс} - K_Q^{2/3} h_{мин}}{K_Q^{2/3} - 1},$$

а ширина определяется по формуле:

$$b = \frac{Q_{макс}}{m\sqrt{2g}\,(p+h_{макс})^{3/2}},$$

где $K_Q = \frac{Q_{макс}}{Q_{мин}}$;

$h_{мин}$ и $h_{макс}$ – глубины воды в песколовке соответственно при $Q_{мин}$ и $Q_{макс}$.

Чтобы упростить метод выгрузки осадка из горизонтальных песколовок, была создана новая ее конструкция с грядовым днищем и клапанной гидромеханической системой для выгрузки осадка.

Тангенциальные песколовки работают лучше, чем горизонтальные. Однако, учитывая ограниченность размеров сооружений и сложность компановки их при числе сооружений больше двух, тангенциальные песколовки целесообразно применять при сравнительно малых расходах – менее 75 тыс.м^3 воды в сутки. Наиболее совершенной из применяющихся тангенциальных песколовок является песколовка Гейгера.

Песколовки Курьяновской станции аэрации г.Москвы, обычно называемые вертикальными песколовками с вращательным движением жидкости, также являются тангенциальными, но работают неудовлетворительно. Это объясняется тем, что в них наблюдается большая неравномерность скоростей течения воды в плане, а поперечная циркуляция жидкости практически отсутствует.

Горизонтальные песколовки с круговым движением воды (Тульские песколовки) работают лучше, чем обычные горизонтальные. Это объясняется вращательным движением жидкости в плоскости живого сечения потока, которое вызывается круговым движением воды в плане. Если обеспечить в песколовках тангенциальный подвод воды, то они будут ра-

ботать еще лучше. Наличие бункера для осадка, отделенного от проточной части, является преимуществом этой песколовки по сравнению с другими тангенциальными.

К числу новых относится тангенциальная песколовка с вихревой водяной воронкой, предложенная в МИСИ.

Тангенциальные песколовки получили свое дальнейшее развитие в аэрируемых, которые работают с высокой эффективностью по улавливанию песка; получаемый в них осадок содержит мало органических примесей (зольность - 90-95%). На основании исследований, проведенных на Люблинской станции аэрации г. Москвы, разработан метод расчета аэрируемых песколовок, основанный на предположении, что при вращательном движении жидкости выпадение песка происходит только в тот период, когда вода проходит в придонной части сооружения. Это вытекает из анализа результатов измерений распределения вращательных скоростей в поперечном сечении песколовок. Эффект улавливания песка расчетной крупности при одном круге вращения жидкости равен отношению глубины осаждения песчинки за время прохождения воды в природной части к расчетной глубине, равной половине глубины песколовки.

Время пребывания воды в песколовке рекомендуется определять по формуле:

$$t = nt_1 + t_2,$$

а длину песколовки - по формуле

$$L = tV,$$

где t_1 - время одного вращения жидкости;

t_2 - время, учитывающее несовершенство входа воды в песколовку;

n - необходимое число кругов вращения жидкости для обеспечения улавливания песка расчетной крупности на 90%;

V - поступательная скорость движения воды.

В целях более широкой утилизации песка применяется отмывка осадка от органических примесей. Для этого применяются шнековые пескопромыватели (классификаторы), гидравлические пескопромыватели, аппараты "Джигрит" и др. По-видимому, для этой цели могут быть применены и гидроциклоны.

TÜ RAAMATUKOGU
10300014872883

1
XI А-14678

Сдано в печать 9 июля 1968 г. Бумага 60x84, 1/16. Печ. л. 12,25.
Усл. печ. л. 11,39. Тираж 500. МВ-01413. Заказ 1985.
Ротапринт тип. «Сигнал»
Цена 77 коп.