ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

Методические основы оценки антропогенного влияния на качество поверхностных вод

Под редакцией
засл. деят. науки и техники РСФСР
проф. А. В. Караушева

Ленинград Гидрометеоиздат 1981

УДК 556.004.65

В монографии дана общая характеристика процессов загрязнения и самоочищения рек и водоемов, изложены теоретические основы и сущность методов расчета распространения консервативных и неконсервативных растворенных и взвешенных веществ в реках и водоемах. Рассмотрена система интегральных гидрологических и гидрохимических показателей качества воды. Приведены примеры расчета.

Монография предназначена для гидрологов, гидрохимиков, работников санитарной службы, гидротехников, сантехников и других специалистов, работающих в области охраны окружающей среды.

Ленинградский
Гидрометеорологический ин-т
БИБЛИОТЕКА
Ж-я 193196, М... пр., 98

М $\frac{20806\text{-}118}{069(02)\text{-}81}$ 10-81(1) 1903030200

© Государственный гидрологический институт (ГГИ), 1981 г.

ВВЕДЕНИЕ

При планировании любых водохозяйственных мероприятий учет качества воды имеет, как правило, не меньшее значение, чем количественная оценка ее ресурсов. Это обусловлено тем, что вследствие развития промышленности, урбанизации обширных территорий и интенсификации сельского хозяйства происходят изменения состава водных масс рек и водоемов под влиянием сточных вод, содержащих различные минеральные и органические вещества, а также смыва с поверхности бассейнов химических препаратов, применяемых в сельском хозяйстве.

Задачи, поставленные перед гидрологией в связи с необходимостью научного обоснования рационального использования и охраны водных ресурсов от загрязнения, требуют дальнейшей разработки методов оценки и расчета изменения качества воды в зависимости от поступления сточных вод, а также от гидрологических и гидродинамических условий.

Качество природных вод представляет собой совокупность физических, химических и биологических показателей, определяющих степень пригодности воды для конкретных видов водопользования и отвечающих требованиям охраны окружающей среды. Оно характеризуется составом и количеством растворенных и взвешенных в воде веществ, содержанием биомассы и микроорганизмов, температурой и некоторыми другими физическими характеристиками. Соответственно этому оценка качества может производиться по физическим, химическим, бактериологическим и гидробиологическим показателям.

Требования, предъявляемые к качеству природных вод различными отраслями народного хозяйства, бытовым водопользованием, природоохранными мероприятиями, весьма разнообразны и нередко противоречивы. Поэтому большое значение имеет нормирование качества воды для различных водопотребителей. В настоящее время является общепринятым такой подход к нормированию, при котором устанавливаются требования к качеству воды в водных объектах в местах водопользования, в заповедных зонах.

Сбросы сточных вод в водотоки и водоемы создают большую неоднородность качества воды в них. Образуются зоны загрязнения, где нарушаются естественные гидрохимические и биологические процессы, а концентрация загрязняющих компонентов оказывается выше установленных норм по санитарным, рыбохозяйственным или другим показателям. Грунты в зоне загрязнения обычно также оказываются загрязненными. Поскольку одни и те же водные объекты служат для водопользования и являются приемниками сточных вод, то при проекти-

ровании сбросов и водоснабжения необходимо надежно устанавливать зоны распространения загрязненных вод, чтобы обеспечить необходимое качество воды в местах водопользования и не допустить распространения загрязненных вод в пределах заповедников.

Следует иметь в виду, что в настоящее время разработаны и утверждены только санитарно-гигиенические и рыбохозяйственные нормативы качества воды. Экологических и природоохранных нормативов пока не существует, рассматриваются лишь возможные пути их создания. В соответствии с этим в настоящей монографии, имеющей определенную практическую направленность, оценка состояния загрязненности осуществляется на основе действующих нормативов применительно к условиям водопользования.

Применяемый до настоящего времени способ оценки качества воды для различных видов водопользования основан на сопоставлении результатов определения в отдельных точках водного объекта химического состава, физических свойств и бактериологических характеристик воды с соответствующими нормативными показателями ее качества. Методика же обобщения данных наблюдений применительно к створу, участку или к водному объекту в целом оставалась еще не разработанной в той мере, в какой это необходимо для внедрения ее в водохозяйственную практику и в деятельность органов по наблюдению и контролю за уровнем загрязнения водных объектов. Между тем потребность в показателях качества воды, дающих как пространственные, так и временные обобщения и позволяющих учитывать изменчивость загрязненности водных масс во времени и пространстве, ощущается весьма остро. Такие характеристики, как общий уровень загрязненности водного объекта, продолжительность и объем чистого и загрязненного речного стока, допустимая нагрузка водного объекта тем или иным загрязняющим веществом, размеры возникающих зон загрязнения в реках, озерах и водохранилищах, накопление вредных веществ в водоемах и их вынос при разных значениях внешнего водообмена, нуждаются в учете на основе комплексного подхода при оценке состояния загрязненности водного объекта.

В течение нескольких последних лет в отделе наносов и качества вод ГГИ разрабатываются основные положения системы интегральных показателей, пригодной для оценки состояния загрязненности водных объектов и учитывающей гидрохимические, гидродинамические и гидрологические факторы. Эти исследования велись на основе изучения гидролого-гидродинамических процессов переноса загрязняющих веществ и процессов самоочищения при учете гидрохимического фона самого водного объекта и химической природы сбрасываемых в него веществ. Таким образом, в основу разработок ГГИ положен комплекс-

ный подход, включающий учет влияния гидродинамических и гидрологических характеристик водного объекта на качество воды и выяснение репрезентативных и лимитирующих показателей свойств воды и химического состава содержащихся в ней веществ.

По мере завершения отдельных этапов указанных разработок ГГИ публиковал их результаты в виде научных статей, докладов и пособий (практических рекомендаций). Основной целью поэтапной публикации была предварительная апробация предлагаемых способов оценки качества вод и расчетных методов инженерами-изыскателями и проектировщиками, научными работниками, занимающимися проблемами использования и охраны вод. В настоящем издании подводится определенный итог выполненным ранее исследованиям ГГИ. В нем учтены сделанные по предыдущим публикациям замечания и предложения, направленные на уточнение и развитие методики оценки качества вод. Значительное внимание уделено теоретическим аспектам оценки качества воды, усовершенствованным способам расчета размеров зон загрязнения, оценке обеспеченности интегральных показателей загрязненности. Получение обобщенных характеристик состава сточных вод некоторых отраслей народного хозяйства и выделение для них репрезентативных показателей базируется на обработке и обобщении соответствующих литературных и фондовых материалов.

В разделах монографии, посвященных методике расчета разбавления, наряду с детальными методами, требующими применения ЭВМ, даются упрощенные способы. Некоторые из рассматриваемых здесь методов будут включены в указания по применению правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами [33]. Упомянутые методы использованы при разработке специальных способов расчета, которые изложены в подготовленных в ГГИ «Рекомендациях по размещению и проектированию рассеивающих выпусков сточных вод» (Москва, 1981).

Издавая настоящую монографию, ГГИ надеется, что она окажется полезной тем организациям и специалистам, деятельность которых связана с оценкой и контролем состояния поверхностных вод суши, с проектированием сбросов сточных вод и водозаборов из рек и водоемов.

Монография написана в отделе наносов и качества вод Государственного гидрологического института коллективом авторов в следующем составе: д-р техн. наук, проф. А. В. Караушев, канд. геогр. наук Б. Г. Скакальский, канд. техн. наук А. Я. Шварцман, Л. И. Фаустова, канд. биол. наук. М. В. Цивьян, Т. В. Криницкая, Л. П. Алексеев, В. И. Найденова, Л. Н. Меерович. Общее руководство работой и редактирование осуществлялось А. В. Караушевым.

1. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОЦЕССОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И САМООЧИЩЕНИЯ В РЕКАХ И ВОДОЕМАХ

1.1. ОСНОВНЫЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ. БАЛАНС ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

Промышленные, бытовые, сельскохозяйственные сточные воды, сбрасываемые в водные объекты непосредственно, а во многих случаях и после очистки вносят большие изменения в их гидрохимический и биологический режим, изменяя качество воды, нарушая нормальную жизнедеятельность растительных и животных организмов. Такой процесс изменения состава и свойств природных вод в результате деятельности человека, приводящий к ухудшению качества воды для водопользования и нарушению биологических процессов, называют *загрязнением* вод. Нередко неудовлетворительное качество воды обусловливается природными процессами. В этом случае иногда употребляют термин «естественное загрязнение воды».

Процессам загрязнения в реках и водоемах противостоит процесс *самоочищения*, под которым понимают совокупность гидродинамических, биохимических, химических и физических процессов, приводящих к уменьшению концентрации загрязняющих веществ, а при полном самоочищении — к восстановлению естественного облика водного объекта.

Загрязнение и самоочищение водных масс рек, озер и водохранилищ являются взаимосвязанными процессами, протекающими под влиянием локальных факторов, действующих непосредственно в пределах рассматриваемой реки или водоема, и общих, действующих на водосборе водного объекта. Эти факторы могут быть подразделены на природные и антропогенные. В настоящей монографии основное внимание уделяется локальным антропогенным факторам, хотя затрагиваются и некоторые вопросы, относящиеся к факторам, действующим в пределах всего водосбора и определяющим фоновые характеристики качества вод.

Целесообразно различать внешние и внутриводоемные факторы загрязнения и самоочищения водных объектов. К внешним факторам загрязнения следует отнести в первую очередь сбросы в водный объект сточных вод и поступление в него водных масс притоков или подземных вод, содержащих загрязняющие вещества в большей концентрации, чем воды рассматриваемого объекта. Сюда же относятся случаи загрязнения воды через атмосферу и испарение с поверхности водоемов,

приводящее к увеличению в их водах концентрации тех или иных лимитирующих веществ.

Внешним фактором самоочищения является поступление в реку или озеро менее загрязненных вод, чем воды этого объекта, или же совершенно чистых вод притоков и атмосферных осадков. При рассмотрении внутриводоемных факторов самоочищения и загрязнения надо учитывать гидрологический режим водных объектов, гидродинамические особенности формирующихся в них течений, определяющих перенос и диффузию загрязняющих веществ, осаждение и последующее взмучивание взвешенных веществ. Важную роль могут играть биологические процессы загрязнения, например эвтрофикация водоемов. Необходимо учитывать также химические процессы преобразования веществ, их распад, синтез и т. д.

Многогранность процессов распространения загрязненных вод, самоочищения и превращения загрязняющих веществ в водных объектах является причиной того, что до настоящего времени проблема формирования качества воды в реках и водоемах, испытывающих антропогенное влияние, не решена достаточно полно. При рассмотрении динамики загрязнения и самоочищения в реках, озерах и водохранилищах в первую очередь обращается внимание на процесс разбавления как на один из существеннейших факторов снижения концентраций загрязняющих веществ в водной среде. Конечный эффект разбавления в речном потоке может быть определен на основании уравнения баланса вещества, составленного для потока в целом. Достаточно полное перемешивание вод потока со сточными водами осуществляется на значительном расстоянии от места сброса сточных вод. Это расстояние находится на основании расчета разбавления (расчета турбулентной диффузии вещества) в потоке. Теоретически створ полного перемешивания в потоке оказывается на бесконечном расстоянии от места выпуска, поэтому принято говорить о створе достаточного перемешивания. Тем не менее по традиции этот створ иногда называют створом полного перемешивания. Предполагается, что в этом створе достигнута достаточная степень однородности водных масс, оцениваемая средним значением концентрации сбрасываемого в поток вещества. Отклонения от этого среднего в отдельных точках рассматриваемого створа являются небольшими, не превышающими точности измерений или расчетов.

Если поставить определенное условие о допустимой степени неоднородности водных масс в створе достаточного перемешивания в реке, то можно найти и вполне определенное расстояние до указанного створа от створа выпуска сточных вод. Степень неоднородности водных масс оценивается разностью между максимальным и средним значениями концентрации в створе. Подробнее об этом будет сказано ниже.

Уравнение баланса консервативного вещества, записанное для водотока в целом, имеет вид

$$s_e Q_e + s_{ст} Q_{ст} = s_п (Q_e + Q_{ст}), \qquad (1.1)$$

где Q_e и s_e — соответственно расход воды и концентрация вещества в потоке выше места сброса сточных вод; $Q_{ст}$ и $s_{ст}$ — расход сточных вод и концентрация того же вещества в сточных водах; $s_п$ — средняя концентрация вещества в створе достаточного перемешивания.

Очевидно, что

$$s_п = \frac{s_e Q_e + s_{ст} Q_{ст}}{Q_e + Q_{ст}}. \qquad (1.2)$$

В загрязненных водах, сбрасываемых в водные объекты, содержатся обычно как растворенные, так и взвешенные вещества. Вблизи от места сброса происходит накопление загрязняющего вещества не только в водных массах, но и в грунтах. Одним из наиболее важных факторов загрязнения грунта является выпадение из сточных вод взвешенных частиц с плотностью, превышающей плотность воды. Размеры зоны осаждения взвешенных загрязняющих частиц, а также количество загрязняющего вещества, осевшего в этой зоне, и его распределение на дне определяются количеством взвешенных веществ, поступающих со сточными водами, размерами и плотностью загрязняющих частиц, гидрометеорологическими условиями. Если сброс осуществляется в водоем, то наиболее интенсивное осаждение взвешенных частиц происходит в зимний период, т. е. при отсутствии волнения и очень слабых течениях. При сбросе в реку осаждение оказывается наиболее интенсивным в меженний период, когда скорости течения в реке наименьшие.

В безледоставный период в мелководных зонах водоемов при наличии ветра и волнения наблюдается ветро-волновое взмучивание осажденных ранее частиц; при этом мутные воды, загрязненные вновь взвешиваемым осадком, переносятся течением, иногда на довольно большие расстояния. В реках взмыв и перенос осажденных ранее загрязняющих веществ происходит наиболее интенсивно в периоды паводков.

Процессы взмучивания и переноса отложившихся на дне загрязняющих веществ являются одним из существенных факторов вторичного загрязнения водных масс, вместе с тем этот процесс сопровождается самоочищением грунтов.

Остановимся теперь на оценке концентрации неконсервативного вещества в створе достаточного перемешивания или в любом другом контрольном створе, находящемся на расстоянии x от створа сброса сточных вод. Потеря вещества в единице объема, т. е. снижение его концентрации ds за счет процессов превращения веществ, в наиболее часто встречающемся случае

реакций первого порядка выражается следующим приближенным соотношением:

$$ds = k_н s\,dt, \tag{1.3}$$

где t — время, с; $k_н$ — коэффициент неконсервативности вещества; его значение при распаде веществ является отрицательным, при других процессах, нередко имеющих место в водных объектах, может происходить увеличение концентрации вещества, тогда $k_н$ оказывается положительным. В настоящей монографии для коэффициента $k_н$ принята размерность $\frac{1}{с}$, что соответствует используемой здесь системе СИ. В формуле (1.3) фигурирует величина s, выражающая среднюю концентрацию вещества в пределах некоторого контрольного участка потока. Интегрирование уравнения (1.3) позволяет получить зависимость

$$s = s_0 e^{k_н t}, \tag{1.4}$$

где s_0 — концентрация в момент начала отсчета времени t.

Коэффициент неконсервативности $k_н$ находится в следующем соотношении с традиционным коэффициентом распада k (или коэффициентом скорости превращения), учитывающим распад химических соединений в реакциях первого порядка и выражаемым обычно в 1/сут:

$$k_н = -1{,}16 \cdot 10^{-5} k. \tag{1.5}$$

Здесь посредством численного коэффициента $1{,}16 \cdot 10^{-5}$ осуществляется переход от 1/сут к 1/с. Численные значения k устанавливаются путем лабораторных экспериментов и даются химиками в виде положительных величин. Очевидно, что использование в формулах баланса (1.3) и (1.4) традиционного коэффициента распада k требует введения знака минус (—) перед правой частью уравнения. Например, уравнение (1.3) (с сохранением одной системы единиц для t и k) примет вид

$$ds = -ks\,dt, \tag{1.6}$$

а соответствующая ему интегральная зависимость запишется так:

$$s = s_0 e^{-kt}. \tag{1.7}$$

Для общего случая эта запись неудобна, так как для описания внутриводоемных процессов, приводящих к увеличению количества вещества, коэффициент k пришлось бы брать отрицательным. Именно это и побудило авторов использовать здесь и в приводимых ниже уравнениях и формулах коэффициент неконсервативности $k_н$, получаемый из соотношения (1.5).

Значение средней концентрации неконсервативного вещества $s_п$ в любом контрольном створе потока ниже места сброса

сточных вод можно получить путем интегрирования уравнения (1.3), которое применительно к данной задаче записывается так:

$$ds_{\text{п}} = k_{\text{н}} s_{\text{п}} \frac{dx}{v_{\text{ср}}}, \tag{1.8}$$

где x — расстояние от места выпуска до контрольного створа; $v_{\text{ср}}$ — средняя скорость течения на контрольном участке реки. Интегрирование производим при учете начальных условий в створе выпуска сточных вод, где $x = 0$, а $s_{\text{п. нач}}$ определяется формулой (1.2).

Сохраняя для конечного створа те же обозначения расстояния x и концентрации $s_{\text{п}}$, получим известную формулу

$$s_{\text{п}} = \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_{\text{е}} Q_{\text{е}}}{Q_{\text{ст}} + Q_{\text{е}}} e^{\frac{k_{\text{н}}}{v_{\text{ср}}} x}. \tag{1.9}$$

Если суммарный расход в речном потоке, складывающийся из естественного расхода $Q_{\text{е}}$ и расхода сточных вод $Q_{\text{ст}}$, обозначить через $Q_{\text{р}}$, т. е. принять $Q_{\text{р}} = Q_{\text{е}} + Q_{\text{ст}}$, то формула (1.9) записывается следующим образом:

$$s_{\text{п}} = \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_{\text{е}} Q_{\text{е}}}{Q_{\text{р}}} e^{k_{\text{н}} \frac{W}{Q_{\text{р}}}}. \tag{1.10}$$

Здесь в показателе степени произведена замена $W = \omega x$, где ω — средняя площадь поперечного сечения потока на участке от $x = 0$ до x. Очевидно, что

$$\omega = \frac{Q_{\text{р}}}{v_{\text{ср}}}.$$

Нетрудно заметить, что формула (1.9) является весьма приближенной. При ее выводе уже для начального створа принимается равномерное распределение вещества по ширине реки. Очевидно, что в зонах повышенной концентрации интенсивность процесса распада должна отличаться от таковой в зонах малой концентрации. Уточненное решение о потерях вещества за счет распада можно получить путем применения уравнений (1.3) или (1.8) к отдельным участкам загрязненных струй. Эта задача рассматривается ниже.

Учитывая приближенность решения, можно вывести формулу для $s_{\text{п}}$ неконсервативного вещества другим, более грубым, способом, позволяющим получить следующий вид зависимости:

$$s_{\text{п}} = \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_{\text{е}} Q_{\text{е}}}{Q_{\text{ст}} + Q_{\text{е}} - k_{\text{н}} \omega x} \tag{1.11}$$

или

$$s_{\text{п}} = \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_{\text{е}} Q_{\text{е}}}{Q_{\text{р}} \left(1 - k_{\text{н}} \frac{W}{Q_{\text{р}}}\right)}. \tag{1.12}$$

Заметим, что выражение (1.11) можно получить непосредственно из (1.9) путем разложения в ряд экспоненты и последующего сохранения только первых двух членов разложения.

Формулы (1.9) и (1.11) дают расхождение лишь на больших расстояниях при очень больших абсолютных значениях коэффициента неконсервативности $k_н$. В этих случаях предпочтение должно отдаваться формуле (1.9).

1.2. ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ПРОЦЕСС РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД

Разбавление сточных вод в водотоках и водоемах определяется комплексным влиянием следующих основных факторов:

а) гидрологическими и гидродинамическими особенностями водоемов и водотоков, в которые производится сброс сточных вод;

б) конструктивными и технологическими особенностями выпуска сточных вод.

К первой группе следует отнести переносное движение и турбулентность водных масс с обусловливающими их причинами, такими, как сток воды, ветер, морфометрические характеристики русла водотока или ложа водоема, шероховатость. К этой же группе относятся свойства водной среды и состав содержащихся в ней веществ. Существенная роль в первой группе факторов принадлежит поперечным течениям, расширяющим области распространения сточных вод и способствующим усилению перемешивания водных масс в потоках и водоемах. В водоемах появляются и дополнительные факторы турбулизации — волнение и ветровые течения, возникающие при наличии ветра над водной поверхностью. Обычно в водоемах ветровые течения являются преобладающими. На фоне стоковых течений и при их отсутствии в водоемах под воздействием ветра развиваются дрейфовые, градиентные и смешанные течения. Если ветровые течения развиваются на фоне стоковых транзитных течений, то возникают стоково-ветровые течения.

Особый характер имеют течения прибрежной мелководной зоны. Здесь при наличии ветра и волнения образуются вдольбереговые течения, обладающие иногда очень большими скоростями (до 2 м/с). У мысов эти течения могут отрываться от берега, образуя разрывные течения.

Для ветровых течений характерна изменчивость направления и скорости, связанная с изменчивостью ветровых характеристик. Последнее способствует и изменчивости турбулентности в водоемах.

Вторая группа включает такие факторы, как расположение в потоке выпускного сооружения, число, форма и размеры выпускных отверстий, расход и относительная скорость истечения

сточных вод, физические свойства, концентрация загрязняющих ингредиентов. В зависимости от конструкции распределительной части выпуски делятся на сосредоточенные и рассеивающие. Для последних характерно увеличение длины фронта распространения загрязненных вод. Можно считать установленным, что при достаточных скоростях течения в водотоке или водоеме разбавление протекает более интенсивно в случае сброса сточных вод через рассеивающие выпуски; расстояние до створа с заданной степенью перемешивания в этом случае оказывается меньшим, чем при сосредоточенном выпуске. Очевидно также, что разбавление зависит от характера сбрасываемых веществ, их количественных соотношений. Так, сточные воды многих отраслей промышленности содержат специфические вещества, обладающие значительной токсичностью, требующие очень высокой кратности разбавления для обезвреживания. К таким отраслям следует отнести черную и цветную металлургию, химическую, целлюлозно-бумажную, нефте- и углеперерабатывающую, сланцевую промышленность.

Большого внимания также требуют хозяйственно-бытовые сточные воды, количество которых возрастает по мере роста населения и урбанизации. Малоизученной и весьма актуальной является проблема сельскохозяйственного загрязнения вод; в настоящем издании авторы имели возможность затронуть ее лишь частично.

1.3. ФОРМИРОВАНИЕ ЗОН ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ВЛИЯНИЯ. ИЗМЕНЕНИЕ ЗОН ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВО ВРЕМЕНИ И ПРОСТРАНСТВЕ

Характер и интенсивность воздействия сточных вод на водные массы реки или водоема неодинаковы на различном удалении от места сброса. Область потока и водоема, находящуюся под воздействием сточных вод, принято подразделять на две зоны: зону загрязнения и зону влияния.

Зоной загрязнения называется зона, где в связи с поступлением загрязняющих веществ нарушаются естественные биохимические процессы и где концентрация загрязняющих веществ по санитарным, рыбохозяйственным или другим показателям, отвечающим данному виду водопользования, превышает установленные нормы.

Зоной влияния называется область потока или водоема, в которую попадают сточные воды из зоны загрязнения или непосредственно из источника загрязнения, но их проникновение не вызывает нарушения естественного хода биохимических процессов; концентрация загрязняющих веществ в этой зоне в среднем (во времени) не превышает нормы.

Зоны загрязнения и влияния формируются постепенно, начиная с момента ввода в действие сбросных сооружений. В реч-

ных потоках процесс становления зон загрязнения и влияния может происходить быстро, в водоемах же более медленно. В крупных водоемах увеличение зон загрязнения и влияния в ряде случаев наблюдается только в первое время (месяцы, годы), а затем они стабилизируются и в среднем приобретают более или менее постоянные размеры. В зависимости от режима речного потока или водоема, от метеорологического режима над акваторией водоема зона загрязнения может оказаться устойчивой во времени и пространстве или же будет менять свои размеры и перемещаться на определенном участке водоема в районе сброса. В связи со сказанным целесообразно различать формирующиеся и стабилизировавшиеся зоны загрязнения (влияния), а также выделять устойчивые и неустойчивые зоны.

Устойчивые зоны загрязнения, как правило, образуются от постоянных и интенсивных сбросов сточных вод на участках рек или водоемов с устойчивыми и однонаправленными течениями и особенно в местах отсутствия или крайне слабых течений.

В районе сброса сточных вод за счет осаждения содержащихся в них взвешенных веществ, сорбции растворенных веществ, инфильтрации в грунт их растворов образуется зона загрязнения донных отложений. Осаждение взвешенных частиц, принесенных сточными водами, на участке дна водоема происходит наиболее интенсивно в периоды отсутствия течений или при сравнительно слабых течениях. Загрязненные грунты в определенных условиях могут служить источником вторичного загрязнения водных масс. В водоемах, например, это происходит, когда под воздействием ветра возникают течения и ветровые волны, обусловливающие взмучивание загрязненного осадка. В реках этот процесс может иметь место во время половодья и паводков.

1.4. ТИПИЗАЦИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО ОСОБЕННОСТЯМ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОГО РЕЖИМА

1.4.1. Задачи типизации

При разработке типизации ставилась задача получения общей качественной характеристики одного, нескольких или всех водных объектов того или иного хозяйственного района для оценки степени обеспечения промышленности и населенных пунктов этого района приемниками сточных вод. От особенностей водных объектов, принимающих сточные воды, зависят условия разбавления и распространения последних в каждом конкретном случае. Решающую роль при этом играет не только водный режим и гидравлика водных объектов, но и морфометрия их русла или ложа.

В 1969 г. в ГГИ была предложена примерная схема типизации водотоков и водоемов по характеристикам, определяющим условия перемешивания в них [18]. Эта схема положена в основу настоящей типизации как водоемов, так и водотоков. Типизация базируется на средних характеристиках водных объектов. Все водные объекты подразделены на водотоки, имеющие нормальный режим стока (реки, ручьи), и водоемы (озера и водохранилища), характеризующиеся замедленным стоком или отсутствием последнего. Как водотоки, так и водоемы по характерным признакам, определяющим условия переноса загрязненных вод и турбулентного перемешивания, могут быть разделены на типы и группы.

При разделении рек и водоемов на типы и группы использовались факторы, определяющие условия перемешивания в рассматриваемых водных объектах. Кроме того, в типизации учтены дополнительные факторы, характеризующие особенности гидродинамического режима водных объектов и позволяющие рассматривать условия в реке и водоеме применительно к оценке качества воды.

1.4.2. Типизация рек

Типизация водотоков по условиям перемешивания и переноса загрязняющих веществ в них должна учитывать, что эти процессы зависят от скорости течения, шероховатости русла, расхода воды в водотоке.

Скорость течения определяется продольным уклоном потока, поэтому основные типы рек выделяются по значению продольного уклона (табл. 1.1, графа 8). От расхода водотока в значительной мере зависит количество загрязняющих веществ, которое он может принимать, оставаясь незагрязненным. Характерные средние годовые расходы воды приведены в табл. 1.1 (графа 5).

Поскольку расход потока, так же как его годовой сток, существенно зависит от площади водосбора, в типизации он учитывается как косвенная характеристика водности потока.

По площади водосбора водотоки делятся на четыре группы (табл. 1.2).

Типам и группам приписан определенный индекс, который используется для сокращенной записи при картографировании. Индекс состоит из арабской цифры, обозначающей тип, буквы р — река, и буквы, обозначающей группу (б, с, м, р, т. е. большие, средние, малые реки, ручьи).

Одним из важных гидравлических параметров водотоков является коэффициент Шези C. Меньшим его значениям соответствует более интенсивное турбулентное перемешивание, при бóльших значениях перемешивание (при прочих равных усло-

Таблица 1.1

Типизация водотоков по особенностям гидродинамического режима

Тип	Группа	Перемешивание	Индекс	$Q_{ср.\ год}$ м³/с	Грунт	Коэффициент Шези C м$^{1/2}$/с	Уклон, ‰	Пример реки
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. Горные реки	с) средние	Весьма хорошее	1 р. с	От 25—50 до 250—500	Валуны, галька, гравий	20—35	0,2—0,6	р. Кура — с. Ликани р. Риони — с. Сакочакидзе
	м) малые	Хорошее	1 р. м	От 2,5—5,0 до 25—50	Валуны, галька, гравий	15—30	0,6—5,0	р. Мзымта — п. Кепш р. Терек — с. Казбеги
	р) ручьи	Хорошее	1 р. р	$<$(2,5—5,0)	Валуны	10—20	0,6—5,0	р. Гува — с. Васильевка
2. Реки предгорий	с) средние	Хорошее	2 р. с	От 25—50 до 250—500	Галька, гравий, песок	20—40	0,6—4,0	р. Кубань — г. Краснодар р. Прут — г. Черновцы
	б) большие	Хорошее	3 р. б	От 250—500 до $>$2500	Гравий, песок, ил	40—70	0,01—0,10	р. Волга — г. Горький р. Ока — г. Калуга
	с) средние	Умеренное	3 р. с	От 25—50 до 250—500	Гравий, песок, ил	30—60	0,06—1,2	р. Неман — г. Гродно р. Суур-Эмайыги — г. Тарту
3. Равнинные реки	м) малые	Слабое	3 р. м	От 2,5—5,0 до 25—50	Песок, ил	30—50	0,05—1,0	р. Ловать — г. Великие Луки р. Кейла — г. Кейла
	р) ручьи	Умеренное	3 р. р	$<$(2,5—5,0)	Песок, ил	10—30	0,05—1,0	руч. Капсиоя — д. Рейну

виях) оказывается менее интенсивным. Характерные значения C указываются в табл. 1.1 (графа 7).

Таблица 1.2

Классификация водотоков по площади водосбора

Группа водотоков	Площадь водосбора, тыс. км²
Ручьи	$<0{,}01$
Малые реки	0,01—5,0
Средние реки	5,0—50,0
Большие реки	$>50{,}0$

1.4.3. Типизация водоемов

Типизация водоемов учитывает внешний и внутренний водообмен. Внешний водообмен характеризуется проточностью водоема, внутренний — интенсивностью переноса водных масс, турбулентностью и конвективными процессами, которые связаны с размерами водоема (площадью зеркала, глубиной).

В основу разделения водоемов на типы и группы положены факторы, характеризующие внешний и внутренний водообмен: проточность, глубина, площадь водной поверхности. Всего выделены четыре типа (табл. 1.3, графа 1). Каждый тип разделен на четыре группы в зависимости от площади водной поверхности (графа 2). Разделение водоемов на группы производится в соответствии с табл. 1.4.

Типам и группам приписан определенный индекс, который используется для сокращенной записи при картографировании. Индекс состоит из арабской цифры, обозначающей тип, буквы в — водоем, и буквы, обозначающей группу (к, б, с, м, т. е. крупнейшие, большие, средние, малые).

В типизации использована характеристика внешнего водообмена (условное время внешнего водообмена), определяемая зависимостью

$$T_{усл} = \frac{W_{оз}}{Q_в}, \qquad (1.13)$$

где $W_{оз}$ — объем воды в водоеме при среднем многолетнем уровне, м³; $Q_в$ — средний многолетний годовой сток воды, вытекающей из озера или водохранилища, м³/год. Величина условного времени водообмена $T_{усл}$, выражаемая в годах, используется в типизации как показатель времени пребывания загрязняющего вещества в водоеме или соответственно как показатель времени формирования качества воды в водоеме; он указывает среднее время действия внутриводоемных (специфических для данного водоема) процессов (табл. 1.4, графа 4).

2 Заказ № 77

Ленинградский Гидрометеорологический ин-т БИБЛИОТЕКА

Таблица 1.3

Типизация водоемов по особенностям гидродинамического режима

Тип водоема по глубоководности	Группа по площади водной поверхности	Индекс	Условное время водообмена $T_{усл}$ (годы)	Перемешивание	Показатель продолжительности ледостава $\tau_{лдст}$	Пример водоема с указанием $T_{усл}$ (годы)
1	2	3	4	5	6	7
1. Глубоководные сильнопроточные	к) крупнейшие	1 в, к	$\leqslant 1$	хорошее	$>0,60$	Красноярское (0,81)
	б) большие	1 в, б	$\leqslant 1$	хорошее	0,30—0,60	
	с) средние	1 в, с	$\leqslant 1$	хорошее	0,30—0,60	
	м) малые	1 в, м	$\leqslant 1$	хорошее	0,30—0,60	оз. Большое Леприндо (0,31) оз. Рица (0,39)
2. Глубоководные *слабопроточные*	к) крупнейшие	2 в, к	>1	умеренное	0,30—0,60	оз. Севан (418), Онежское озеро (16,4) Ладожское озеро (12,3), Братское (1,8)
	б) большие	2 в, б	>1	умеренное	$<0,30$	
	с) средние	2 в, с	>1	умеренное	$<0,30$	Мингечаурское (1,31)
	м) малые	2 в, м	>1	умеренное	$<0,30$	оз. Гек-Гель (7,8)

Тип водоема по глубоководности	Группа по площади водной поверхности	Индекс	Условное время водообмена $T_{усл}$ (годы)	Перемешивание	Показатель продолжительности ледостава $\tau_{лдст}$	Пример водоема с указанием $T_{усл}$ (годы)
1	2	3	4	5	6	7
3. Мелководные сильнопроточные	к) крупнейшие	3 в, к	$\leqslant 1$	умеренное	0,30—0,40	оз. Ильмень (0,76), Рыбинское (0,74), Кременчугское (0,28), Куйбышевское (0,24), Горьковское (0,16), Кайраккумское (0,27), Киевское (0,11), им. Ленина (0,06)
	б) большие	3 в, б	$\leqslant 1$	умеренное	$<0,30$	
	с) средние	3 в, с	$\leqslant 1$	умеренное	$<0,30$	Каунасское (0,10)
	м) малые	3 в, м	$\leqslant 1$	умеренное и слабое	0,30—0,60	
4. Мелководные бесточные и слабопроточные	к) крупнейшие	4 в, к	>1	умеренное и слабое	0,30—0,60	Аральское море (∞), оз. Чаны (∞), оз. Балхаш (∞), Чудско-Псковское (2,6)
	б) большие	4 в, б	>1	умеренное и слабое	0,30—0,60	оз. Имандра (2)
	с) средние	4 в, с	>1	умеренное и слабое	$<0,30$	
	м) малые	4 в, м	>1	слабое	0,30—0,60	Табашкури (∞), Кенгирское (2,61), Большое Симагинское оз. (Красавица) (1,4)

Примечание. Глубоководные водоемы $H \geqslant 20$ м, мелководные водоемы $H < 20$ м.

Таблица 1.4

Классификация водоемов по площади водной поверхности

Группа	Площадь водной поверхности, км²
Очень малые озера	<10
Малые озера	10—50
Средние озера	50—250
Большие озера	250—1000
Крупнейшие озера	>1000

Существенным показателем процесса формирования качества воды в водоеме является относительная продолжительность ледостава

$$\tau_{лдст} = \frac{T_{лдст}}{T_{год}}, \qquad (1.14)$$

где $T_{лдст}$ — продолжительность периода ледостава в днях; $T_{год}$ — число дней в году.

Во время ледостава в водоеме создаются условия, благоприятствующие накоплению загрязняющего вещества в местах их сброса, так как в этот период отсутствуют ветровые течения и волнение и соответственно ветро-волновое перемешивание. Наличие ледяного покрова затрудняет аэрацию водных масс, что в ряде случаев приводит к ухудшению качества воды, а в мелководных слабопроточных водоемах — даже к анаэробным процессам.

Относительная продолжительность ледостава приведена в типизации (графа 6).

Типизация рек и водоемов областей и крупных хозяйственных районов по предлагаемой схеме позволит предварительно оценить водные объекты района с точки зрения возможного их использования как приемников сточных вод без нарушения норм качества воды для существующего и перспективного водопользования. Такая оценка должна способствовать более рациональному планированию развития народного хозяйства региона.

2. ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ВОДЫ

2.1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О СИСТЕМЕ ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

Наиболее распространенный в настоящее время подход к характеристике качества воды основывается на сопоставлении с соответствующими нормативными показателями результатов определения химического состава, физических свойств,

бактериологических характеристик воды и т. д. в отдельных точках водного объекта. Методика обобщения данных наблюдений применительно к створу, участку водотока или водоема и к водному объекту в целом до недавнего времени оставалась неразработанной. Между тем имеется практическая необходимость в показателях качества воды, дающих как пространственные, так и временные обобщения и позволяющих учитывать изменчивость загрязненности воды во времени и пространстве. Указанная изменчивость может быть обусловлена как особенностями гидрологического режима водного объекта, естественными условиями поступления в природные воды различных веществ, так и изменчивостью сброса сточных вод (их расхода и концентрации загрязняющих веществ).

В результате исследований, выполненных в отделе наносов и качества вод ГГИ, как указывалось выше, разработана система интегральных показателей, позволяющих характеризовать качество водных масс в отдельных створах и на участках водных объектов, а также учитывать изменения качества воды во времени и пространстве. Новая система показателей не заменяет прежнего способа оценки качества воды, а существенно дополняет его. Вся система детально рассмотрена в разделе 7 настоящей монографии, где даны также и рекомендации по вычислению всех показателей. Ниже даются лишь общие сведения о системе этих показателей.

Система интегральных гидролого-гидродинамических показателей качества воды подразделяется на три основные группы:

1. Показатели общей нагрузки речного потока, оценивающие нагрузку потока лимитирующими или репрезентативными веществами по их средней концентрации в поперечном сечении потока и учитывающие ее изменчивость, обусловленную изменениями гидролого-гидродинамических элементов потока (расхода воды, скоростей течения, глубин и т. д.) и особенностями режима поступления указанных веществ в водоток. Они учитывают естественное поступление веществ с поверхностными или грунтовыми водами, включая смыв с полей, а также поступление сбрасываемых в водотоки тем или иным путем сточных вод промышленных предприятий, городов, сельскохозяйственных ферм и т. д.

2. Показатели пространственного распределения загрязнения в реках и водоемах, позволяющие оценить по относительному объему долю загрязненных вод в водном объекте или по относительным линейным и двумерным характеристикам — относительную площадь и длину формирующейся в месте сброса стоков зоны загрязнения.

3. Показатели, учитывающие внешний водообмен водоемов (озер, водохранилищ и прудов), количественно характеризующие процесс постепенного накопления загрязняющих веществ в водоеме и повышения средней концентрации этих веществ в его

водных массах. Они позволяют оценить потенциальную емкость водоема в отношении загрязняющих веществ на разные отрезки времени, а также характеризовать процесс постепенного снижения концентрации загрязняющих веществ после прекращения сброса сточных вод в водоем или в его притоки.

Первые две группы показателей могут быть увязаны с вероятностными характеристиками режима водотока или водоема и сброса сточных вод, что позволяет оценить повторяемость или обеспеченность определенного уровня загрязненности, характеризуемого тем или иным интегральным показателем.

Репрезентативность веществ в сбрасываемых сточных водах устанавливается путем сравнения химического состава стоков однотипных промышленных предприятий, бытовых и сельскохозяйственных сбросов. Таким же образом могут быть установлены репрезентативные биохимические, физические и микробиологические характеристики сточных вод.

Репрезентативные гидрохимические ингредиенты (показатели состава) выбираются таким образом, чтобы они одновременно удовлетворяли следующим трем или по крайней мере двум критериям:

1) специфичность состава сбрасываемых сточных вод, преобладающих в общем объеме сброса; 2) максимальное превышение над ПДК (в относительных мерах); 3) наименьшая скорость трансформации.

Показатели первой группы требуют особого внимания, поскольку они могут использоваться не только для характеристики водных масс рек ниже сброса сточных вод, но и для оценки качества воды или изменчивости качества воды, обусловленной естественными процессами в речном бассейне или фоновым антропогенным воздействием на поверхностные воды всего речного бассейна или его части.

Соответственно сказанному первая группа показателей — показатели общей нагрузки речного потока лимитирующими веществами — может быть подразделена на две подгруппы: а) показатели средней загрязненности и общей нагрузки потока лимитирующими или репрезентативными веществами и б) показатели фоновой нагрузки потока лимитирующими или репрезентативными веществами.

Интегральными гидрологическими показателями фоновой нагрузки потока можно характеризовать степень загрязненности или качество водных масс речного потока, гидрохимический режим которого, как сказано выше, не нарушен деятельностью человека или, если он нарушен, это нарушение не связано с локальными крупными сбросами сточных вод, а обусловлено многочисленными мелкими притоками загрязненных вод, впадающими на протяжении значительных участков береговой линии водотока и не поддающимися учету. Эти показатели применимы также и в случае искусственного нарушения

гидрохимического режима в пределах всего бассейна реки путем повсеместного применения удобрений, пестицидов и т. д., а также ирригации или мелиорации крупных площадей бассейна.

Интегральные гидрологические показатели фоновой нагрузки потока устанавливаются на основании данных натурных гидрохимических измерений, проводимых по расширенной программе, позволяющей достаточно полно характеризовать хронологический ход изменения концентрации различных ингредиентов и выявить репрезентативные для данного потока вещества, среди которых могут быть и лимитирующие в отношении тех или иных видов водопользования. Параллельно с гидрохимическими наблюдениями должны проводиться гидрологические работы в том же створе или же на другом, но достаточно близко расположенном створе, чтобы получаемые данные можно было распространить на створ гидрохимических измерений.

Целесообразно ввести показатель истинного и условного фона. Истинный фон речного потока характеризуется концентрацией вещества в створах, выше которых нет организованных выпусков сточных вод в реку. Он отражает истинное состояние вод речного потока, качество которых формируется под влиянием как природных факторов, так и хозяйственной деятельности человека в пределах речного бассейна. Условный фон характеризуется концентрациями веществ в створе, находящемся выше расчетного выпуска сточных вод, но ниже других выпусков, не учитываемых в схеме расчета.

2.2. ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ВОДЫ; РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫЕ И ЛИМИТИРУЮЩИЕ ПОКАЗАТЕЛИ

Качество воды в основном определяется составом и количеством растворенных и взвешенных веществ, биомассы и микроорганизмов. Соответственно этому оценка качества воды может производиться по физическим, химическим, бактериологическим и гидробиологическим показателям.

Требования, предъявляемые к качеству воды разными отраслями народного хозяйства, различны, поэтому большое значение имеет нормирование качества воды для различных водопотребителей. К настоящему времени общесоюзные нормативы состава и свойств воды, как указывалось выше, разработаны и официально утверждены лишь в отношении водных объектов санитарно-бытового и рыбохозяйственного значения.

Общие требования к качеству воды, используемой для этих целей, базируются на следующих показателях физического состояния, химического и бактериологического состава воды: температура, взвешенные вещества, минерализация (сухой

остаток), хлориды, сульфаты, растворенный кислород, pH, БПК, возбудители заболеваний, ядовитые вещества.

Кроме того, для суждения о качестве воды по содержанию в ней вредных химических веществ необходимо использовать установленные примерно для 650 химических соединений предельно допустимые концентрации (ПДК). Списки утвержденных ПДК лимитируемых веществ в воде водных объектов публикуются как приложения к «Правилам охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами» [30, 33] и периодически обновляются и дополняются. При пользовании ими следует иметь в виду, что все приведенные в списках вещества подразделены на три группы по лимитирующему показателю вредности (ЛПВ) соответственно характеру их воздействия на организм человека и внутриводоемные биологические процессы. Различают общесанитарный, санитарно-токсикологический, органолептический; особо рассматривается рыбохозяйственный показатель вредности. Принадлежность того или иного химического соединения к определенной группе по ЛПВ необходимо учитывать для соблюдения требования п. 21 Правил об оценке качества воды, исходя из суммарного содержания всех веществ одного и того же ЛПВ. Это требование записывается в следующем виде:

$$\sum_{i=1}^{n} \frac{s_i}{\text{ПДК}_i} \leqslant 1, \qquad (2.1)$$

где s_i — средняя концентрация одного вещества, принадлежащего к рассматриваемой группе ЛПВ; ПДК_i — предельно допустимая концентрация того же вещества; n — общее количество веществ данной группы ЛПВ, находящихся в воде исследуемого водного объекта.

Таким образом, химический состав воды может характеризоваться очень большим числом ингредиентов (показателей), определяющих качество воды применительно к рассматриваемому виду водопользования.

Чрезвычайно разнообразный состав сточных вод различных отраслей промышленности и процессы трансформации химических соединений в сильной степени затрудняют получение полной и надежной информации о загрязнении водных объектов. В связи с этим большое значение при использовании имеющихся гидрохимических данных приобретает выбор ингредиентов (показателей), с помощью которых можно получить достаточно объективную характеристику качества воды и ее изменения. Указанный выбор должен исходить из представления о репрезентативных и лимитирующих химических веществах.

К лимитирующим веществам следует относить вещества, по содержанию которых нормируется качество воды водных объектов в зависимости от вида водопотребления.

В связи с большим разнообразием состава и свойств сточных вод, сбрасываемых в водные объекты, как сказано выше, возникает необходимость в выделении ограниченного числа наиболее показательных (репрезентативных) ингредиентов, с помощью которых можно прослеживать влияние данного вида сточных вод на качество природных вод. При выборе репрезентативных показателей необходимо учитывать особенности гидрохимического фона объекта.

Более подробно вопросы выделения лимитирующих и репрезентативных показателей (ингредиентов) рассматриваются в разделе 8.

3. ВОПРОСЫ ТЕОРИИ ПРОЦЕССОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И САМООЧИЩЕНИЯ РЕК И ВОДОЕМОВ

3.1. УРАВНЕНИЯ БАЛАНСА И ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ

При проектировании сбросов сточных вод в реки, озера и водохранилища применяются разработанные рядом авторов методы расчета разбавления сточных вод в водотоках и водоемах [1, 2, 3, 5, 14, 15, 21, 22, 28, 34, 36, 46]. Расчеты разбавления позволяют наиболее обоснованно сделать выбор места сброса сточных вод и выявить требования к степени и характеру их очистки, к конструкции сбросных сооружений.

Конечный эффект перемешивания консервативных загрязняющих веществ при длительном их поступлении в поток, как указывалось в разделе 1, может быть оценен при использовании уравнения баланса вещества в потоке [см. формулы (1.1), (1.2)], которое следует рассматривать в числе основных расчетных уравнений, применяемых при решении задач о загрязнении и самоочищении потоков.

Уравнение баланса вещества может быть составлено и для концентрации загрязняющего ингредиента в превышении над фоном, т. е. для так называемой приведенной концентрации $s_{прив}$, выражаемой равенством

$$s_{прив} = s - s_e, \tag{3.1}$$

где s — действительная концентрация загрязняющего вещества в какой-либо точке или в сечении потока. При оперировании с приведенными концентрациями концентрация вещества в сточных водах также должна быть «приведена» по правилу (3.1).

Уравнение баланса консервативного вещества (1.1) в потоке, имеющем фоновую концентрацию s_e, для приведенных величин, т. е. в превышениях над фоном, записывается в виде

$$s_{ст}Q_{ст} = (Q_e + Q_{ст})\, s_п, \tag{3.2}$$

где концентрации $s_{ст}$ и $s_{п}$ являются приведенными, однако индекс «прив» при этих величинах опущен для упрощения записи.

Совершенно очевидно, что при $s_{е} = 0$ уравнение баланса, выраженное в истинных величинах концентрации для консервативного вещества, имеет тот же вид, что (3.2).

В случае неконсервативного вещества запись уравнения баланса в превышениях над фоном не приводит к существенным упрощениям, поскольку сам фон не остается постоянным, а оказывается подверженным изменениям за счет химических процессов.

Помещенные ниже, в данном разделе, теоретические уравнения, записанные для консервативного вещества, могут трактоваться как относящиеся к действительным значениям концентрации, так и к превышениям над фоном, т. е. к $s_{прив}$. Для решения задачи о диффузии и переносе неконсервативных веществ в настоящей монографии используются два пути. Один из них заключается в пересчете результатов, полученных для консервативного вещества, на случай неконсервативного при использовании формулы потери вещества за счет процессов превращения веществ. Другой путь заключается в том, что исходные уравнения диффузии заранее дополняются членом, учитывающим неконсервативность вещества.

При решении различных вопросов, связанных с загрязнением водотоков и водоемов, существенной является задача о нахождении расстояния от створа выпуска сточных вод до створа достаточного перемешивания или створа с любой заданной степенью разбавления. Для решения этой задачи выполняется расчет турбулентной диффузии.

Турбулентная диффузия растворенных и взвешенных веществ в речных потоках, озерах и водохранилищах в общем виде описывается дифференциальным уравнением турбулентной диффузии. Это уравнение выведено В. М. Маккавеевым [26, 27] и применяется для решения многих задач о распространении и транспорте растворенных и взвешенных веществ (наносов) в естественных потоках. Уравнение Маккавеева имеет вид

$$\frac{ds}{dt} = D\left(\frac{\partial^2 s}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2}\right) - u\frac{\partial s}{\partial y}, \qquad (3.3)$$

где

$$\frac{ds}{dt} = \frac{\partial s}{\partial t} + v_x\frac{\partial s}{\partial x} + v_y\frac{\partial s}{\partial y} + v_z\frac{\partial s}{\partial z}. \qquad (3.4)$$

Здесь s — концентрация загрязняющего вещества в воде, г/м^3, мг/л или в других единицах; t — время, с; u — величина, выражающая гидравлическую крупность взвешенных частиц, м/с; для растворенных веществ ($u = 0$) уравнение записывается без последнего члена; v_x, v_y, v_z — компоненты скорости течения

(м/с) относительно координат x, y, z (м). Ось x направлена по течению потока, ось y — от поверхности ко дну, ось z — по ширине потока. Через D обозначен коэффициент турбулентной диффузии (м^2/с)

$$D = \frac{A}{\rho}, \tag{3.5}$$

где A — коэффициент турбулентного обмена, кг/(м·с); ρ — плотность воды, кг/м^3.

В зависимости от характера потока и особенностей решаемой задачи уравнение (3.4) записывается с соответствующими упрощениями. Например, для условий установившегося процесса диффузии растворенных веществ в потоках уравнение с достаточным приближением может быть представлено в виде

$$v_x \frac{\partial s}{\partial x} + v_z \frac{\partial s}{\partial z} = D\left(\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2}\right). \tag{3.6}$$

Если пренебречь поперечной составляющей скорости течения, то уравнение (3.6) запишется без второго члена в левой части, т. е.

$$v_x \frac{\partial s}{\partial x} = D\left(\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2}\right). \tag{3.7}$$

Уравнение диффузии может быть записано и для случая плоской задачи, т. е. распространения загрязненных вод в одной какой-либо плоскости, например в горизонтальной. Эта задача возникает, в частности, в том случае, если по вертикали перемешивание в потоке осуществляется очень быстро, поперечные течения отсутствуют и представляет интерес проследить за распространением загрязняющего вещества по ширине потока. Для указанного случая уравнение записывается так:

$$v_x \frac{ds}{\partial x} = D \frac{\partial^2 s}{\partial z^2}. \tag{3.8}$$

Используемые при расчете граничные условия основаны на принципе сохранения вещества и учитывают, что перенос вещества через поверхности, ограничивающие поток, равен нулю. Так, например, для боковой поверхности потока (берега) граничное условие запишется в виде

$$D \frac{\partial s}{\partial z} = 0. \tag{3.9}$$

На границах турбулентного потока, так же как и в его толще, коэффициент D не может быть равен нулю, поэтому граничное условие приобретает вид

$$\frac{\partial s}{\partial z} = 0. \tag{3.10}$$

Начальное условие при расчете может задаваться следующим образом:

1) в виде распределения концентрации на начальном поперечнике;

2) в виде расхода и концентрации поступающего в поток вещества с указанием места его выпуска.

При расчете турбулентной диффузии в водоемах, характеризующихся весьма слабыми и неустойчивыми по направлению течениями, применяется метод, основанный на выведенном А. В. Караушевым уравнении турбулентной диффузии в цилиндрических координатах [34].

При составлении уравнения было принято, что источник загрязнения с расходом $Q_{ст}$ находится в центре координат. Уравнение имеет следующий вид:

$$\frac{\partial s}{\partial t}=\left(D-\frac{Q_{ст}}{\varphi H}\right)\frac{1}{r}\frac{\partial s}{\partial r}+D\frac{\partial^2 s}{\partial^2 r}. \qquad (3.11)$$

Здесь r — координата (радиус), выражающая расстояние от источника загрязнения, м; t — время, с; φ — угол сектора, в который поступают загрязненные воды, расход которых $Q_{ст}$; H — глубина водоема на участке поступления сточных вод, м.

В некоторых решениях о турбулентном перемешивании в качестве исходного уравнения используется уравнение диффузии, содержащее корреляционные моменты вида: $\overline{s'v_x'}$, $\overline{s'v_y'}$ и т. д., где s', v_x', v_y' — соответственно пульсационные значения концентрации, продольной и вертикальной составляющих скорости. Это уравнение для растворенных веществ записывается так:

$$\frac{ds}{dt}+\frac{\partial}{\partial x}\left(\overline{s'v_x'}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(\overline{s'v_y'}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(\overline{s'v_z'}\right)=0. \qquad (3.12)$$

Уравнение (3.12) с добавочным членом, учитывающим неконсервативность веществ, применено, например, в работах Х. А. Вельнера, А. М. Айтсама, Л. Л. Пааля и др. [1, 32]. В настоящей монографии решения, основанные на указанном уравнении, не используются.

Задача о начальном разбавлении, обеспечивающемся за счет кинематического различия загрязняющей струи и окружающих водных масс потока на сравнительно небольшом расстоянии от места выпуска, и методика расчета начального разбавления подробно рассмотрены в работах Н. Ф. Федорова, Н. Н. Лапшева и др. [21, 22, 46]. Результаты, полученные указанными авторами, использованы ниже в соответствующем разделе монографии.

На конечный эффект разбавления на больших участках рек или в водоемах начальное разбавление, как правило, влияет мало, поэтому при расчете распределения концентрации загрязняющих веществ на значительном расстоянии от сбросов начальное разбавление обычно не учитывается.

3.2. ОСАЖДЕНИЕ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И ВТОРИЧНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ

Удобная для практического применения зависимость, позволяющая вычислить осаждение взвешенных частиц, а также вторичное загрязнение водных масс за счет взмыва с поверхности дна осевших загрязненных частиц, разработана А. В. Караушевым [15, 16] и А. Я. Шварцман [49]. Эта зависимость выведена при использовании уравнения турбулентной диффузии, выражения транспортирующей способности потока, а также уравнения баланса взвешенных частиц на участке речного потока. Уравнение баланса взвешенных частиц в общем виде можно записать следующим образом:

$$P_{s\,\text{нач}} + P_{s\,\text{бп}} - P_{s\,\text{верт}} - P_{s\,\text{кон}} = 0. \qquad (3.13)$$

Здесь $P_{s\,\text{нач}}$ и $P_{s\,\text{кон}}$ — соответственно секундные расходы взвешенных веществ (наносов) в начальном и конечном створах контрольного участка потока; $P_{s\,\text{бп}}$ — суммарный расход наносов всех боковых притоков (сточных вод, ручьев и рек на контрольном участке); $P_{s\,\text{верт}}$ — результирующее секундное количество наносов, отлагающихся в пределах участка или поступающих в поток от размыва русла и поймы. Величина $P_{s\,\text{верт}}$ является результирующим вертикальным расходом наносов, определяющим деформацию русла. Он может быть представлен как алгебраическая сумма частных размывов $P_{i\,\text{разм}}$ и отложений $P_{i\,\text{отл}}$, т. е. в виде

$$P_{s\,\text{верт}} = \sum P_{i\,\text{разм}} + \sum P_{i\,\text{отл}}. \qquad (3.14)$$

Для расчетов распределения мутности по длине потока используется уравнение баланса взвешенных веществ, составленное по схеме предыдущего уравнения для участка с одинаковой направленностью процесса (размыв или отложение) при отсутствии бокового притока. Оно записывается в виде

$$Q\,ds + q_s B\,dx = 0; \qquad (3.15)$$

здесь Q и B — соответственно расход воды и ширина реки, принимаемые постоянными в пределах рассматриваемого участка; ds — изменение по длине потока средней по сечению мутности, отвечающей содержанию взвешенных загрязняющих частиц на участке протяженностью dx; q_s выражает средний на участке вертикальный расход взвешенных веществ, переносимых через единицу поверхности русла (единичный вертикальный расход). Полный вертикальный расход взвеси на участке равен $q_s B dx$. Единичный расход q_s вычисляется по формуле

$$q_s = (u_i + k_{0\,i})\,s_i - k_{0\,i} s_{\text{взм}\,i}, \qquad (3.16)$$

в которой u_i — средняя гидравлическая крупность загрязняющих взвешенных частиц; $s_{\text{взм}\,i}$ — частная мутность взмыва,

образуемая загрязняющими взвешенными частицами. Эта величина вычисляется по следующей формуле:

$$s_{\text{взм } i} = \frac{\alpha_{\text{взм } i}}{100} S_{\text{взм}}, \tag{3.17}$$

где $\alpha_{\text{взм } i}$ — процентное содержание загрязняющих взвешенных частиц в составе донных отложений; $S_{\text{взм}}$ — общая мутность взмыва, которая определяется по формуле

$$S_{\text{взм}} = bN\text{Fr}. \tag{3.18}$$

Размерность мутности — г/м³. В этой формуле $\text{Fr} = \frac{v^2}{gH}$ — число Фруда для потока; N — безразмерный параметр, зависящий от коэффициента Шези C. В выражение числа Фруда входят средние значения скорости и глубины речного потока (v и H), а также ускорение свободного падения g. Формула для вычисления N приведена ниже в соответствующем разделе книги; b — коэффициент, численное значение которого назначается в зависимости от коэффициента Шези C. Для равнинных рек, коэффициент Шези которых заключен в пределах 20—80, коэффициент $b = 650$, для рек преимущественно горных, где $10 \leqslant C \leqslant 20$, $b = 450$.

Если оказывается, что вычисляемое по формуле (3.18) значение $S_{\text{взм}}$ больше $\rho_{\text{отл}}$, т. е. плотности отложений взвеси на дне, что физически невозможно, то принимают $S_{\text{взм}} = \rho_{\text{отл}}$.

Содержащийся в формуле (3.16) коэффициент $k_{0\,i}$ определен из условия динамического равновесия русла, при котором результирующий расход $q_s = 0$.

На основе уравнения баланса (3.15) и при учете выражения (3.16) выводится следующее уравнение распределения концентрации ввзешенных загрязняющих частиц по длине потока:

$$s_i = s_{\text{тр}i} + (s_{\text{нач}i} - s_{\text{тр}i})\, e^{-\frac{B(u_i + k_{0i})}{Q} x}, \tag{3.19}$$

где $s_{\text{нач } i}$ — мутность при $x = 0$; s_i — мутность в сечении x; $s_{\text{тр } i}$ — мутность, отвечающая транспортирующей способности потока. Эта величина находится по формуле

$$s_{\text{тр } i} = \Gamma_i s_{\text{взм } i}, \tag{3.20}$$

в которой Γ_i — гидромеханический параметр взвешенных загрязняющих частиц, определяющий условие их транспорта в толще турбулентного потока. Значение Γ_i находится по специальной таблице в зависимости от коэффициента Шези потока C и от отношения гидравлической крупности загрязняющих частиц u_i к средней скорости потока $v_{\text{ср}}$; т. е. от

$$G_i = \frac{u_i}{v_{\text{ср}}}. \tag{3.21}$$

При $s_{нач\,i} > s_{тр\,i}$ уравнение (3.19) дает уменьшение концентрации взвешенных частиц по длине потока (заиление), при $s_{нач\,i} < s_{тр\,i}$ — увеличение концентрации взвешенных частиц (размыв). Указанное уравнение в полном виде или с соответствующими упрощениями является основой при расчетах осаждения взвешенных частиц и вторичного загрязнения в речных потоках и на участках водоемов с транзитным течением.

3.3. УЧЕТ РАСПАДА ВЕЩЕСТВ ПРИ ОЦЕНКЕ ПРОЦЕССОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И САМООЧИЩЕНИЯ

Важную роль в процессе снижения концентрации загрязняющих веществ в реках, озерах и водохранилищах играет не только разбавление, но также биохимические и физико-химические процессы. Среди последних наиболее существенное значение имеют окислительно-восстановительные превращения органических и неорганических соединений, сорбция и десорбция, образование труднорастворимых и комплексных соединений, реакции полимеризации и конденсации. Роль отдельных факторов в самоочищении водных объектов зависит от конкретных условий того или иного загрязненного водного объекта: химической природы сбрасываемых в него веществ, биомассы, микроорганизмов, кислородного режима, степени турбулентности, температурного режима, гидрохимического фона и некоторых других.

Физико-химические процессы, протекающие в водоемах и водотоках, могут быть количественно описаны с помощью уравнений и зависимостей, применяемых в физической химии разбавленных водных растворов. Значительно более сложным является описание процессов трансформации и распада нестойких органических веществ, вносимых со сточными водами в реки и водоемы. Как показали исследования ряда специалистов [12], эти органические соединения претерпевают в водных объектах сложные превращения с образованием промежуточных и новых конечных продуктов. В настоящее время наиболее распространены два подхода к количественной оценке процессов самоочищения [13].

Первый подход заключается в суммарном учете скоростей превращения (коэффициентов неконсервативности) веществ, определяемых по натурным наблюдениям за изменением содержания загрязняющих веществ. Его применение основано на том соображении, что в условиях водных объектов трудно определить, когда кончается биохимический процесс распада (трансформации) и когда начинаются физико-химические процессы. Во многих случаях эти процессы тесно взаимосвязаны и протекают одновременно. Недостатком такого способа оценки самоочищающей способности является невозможность выяснить

механизм превращений загрязняющих веществ и роль отдельных факторов.

Второй путь предусматривает дифференцированный количественный учет отдельных процессов путем изучения кинетики превращений в условиях лабораторного моделирования. Однако перенос получаемых при этом количественных характеристик (коэффициентов скорости превращений химических соединений) непосредственно на водные объекты во многих случаях затруднен, так как в природных условиях на скорость трансформации (распада) вещества оказывают влияние другие протекающие параллельно процессы самоочищения, в частности разбавление.

В результате проведения натурных исследований и лабораторных экспериментов получены сведения о механизме и скоростях превращения таких групп органических веществ, как фенолы, спирты, кетоны, сахара, СПАВ, лигнин и т. д. Для нескольких десятков индивидуальных соединений установлены коэффициенты скорости превращений. Наиболее полные сведения о коэффициентах скорости превращений органических веществ, установленные путем лабораторного моделирования, приведены в работе [13].

Органические вещества, загрязняющие водные объекты и подвергающиеся распаду, можно условно разделить по абсолютному значению коэффициентов скорости превращений на биохимически жесткие соединения (коэффициент меньше 0,05 сут$^{-1}$), биохимически мягкие (коэффициент выше 0,30 сут$^{-1}$) и на промежуточную группу (коэффициент больше 0,05, но меньше 0,30).

Процессы сорбции органических веществ на взвешенных веществах, гидроокисях металлов и донных отложениях имеют подчиненное значение. Значительно существеннее роль взвешенных веществ как субстрата для развития микрофлоры, разрушающей органические вещества.

Состав промежуточных продуктов трансформации и скорости их превращений зависят от химической структуры веществ, состава и свойств воды, температурного и гидрологического режима водного объекта, состава микрофлоры.

Преобладающим процессом в самоочищении воды от солей таких тяжелых металлов, как железо, марганец, алюминий, является гидролиз, а от меди, цинка, кобальта, никеля — сорбция и соосаждение на гидроокисях металлов и на частицах взвешенных наносов.

Суммарное изменение концентрации загрязняющего вещества за счет протекания n числа процессов превращений его в водном объекте может быть описано дифференциальным уравнением

$$\frac{ds_{\text{общ}}}{dt} = \frac{ds_1}{dt} + \frac{ds_2}{dt} + \ldots + \frac{ds_n}{dt}. \qquad (3.22)$$

Для практических расчетов, связанных с оценкой самоочищающей способности рек и водоемов, в ряде случаев допустимо вести расчет по основному процессу трансформации вещества, пренебрегая процессами, имеющими второстепенное значение.

Для многих органических веществ ведущим является процесс биохимического превращения. Кинетика этого процесса может быть описана уравнением 1-го порядка. Тогда в интегральной форме суммарный процесс самоочищения при использовании коэффициента неконсервативности может быть представлен следующим простым, но весьма приближенным уравнением

$$s_t = s_0 e^{(k_{н1}+k_{н2}+\ldots+k_{нn})\,t}, \qquad (3.23)$$

где s_0 и s_t — концентрации вещества соответственно в начальный момент времени и в момент t; коэффициенты $k_н$, обозначенные значками 1, 2, ..., n, относятся к единичному из учитываемых процессов превращения вещества в водном объекте.

Способы учета распада загрязняющих веществ при расчете загрязнения и самоочищения рассматриваются в п. 4.4.

4. МЕТОДЫ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В РЕКАХ

4.1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Для расчетов разбавления сточных вод в реках и водоемах в качестве основных должны рассматриваться методы, основанные на использовании численных решений уравнений турбулентной диффузии. Будем различать детальные и упрощенные методы. Детальные методы расчета представляют собой непосредственно численные решения уравнений, а упрощенные строятся на аналитической или графической аппроксимации этих решений. В настоящей монографии все методы приведены к виду, удобному для практического использования, они позволяют получать распределение концентрации загрязняющих веществ по длине, ширине и глубине потока.

Часто в практике расчетов используется понятие кратности разбавления n и коэффициента смешения γ. Наиболее универсальной характеристикой разбавления является n, а коэффициент γ вычисляют лишь в особых случаях, для водоемов же он вообще неприменим.

Для вычисления кратности разбавления n на участке от пункта сброса сточных вод до заданного створа или заданной точки потока в случае, когда фоновая концентрация s_e рассматриваемого загрязняющего ингредиента в потоке не равна или

равна нулю, используются соответственно следующие зависимости:

$$\left.\begin{aligned} n &= \frac{s_{ст} - s_e}{s_{макс} - s_e}, \\ n &= \frac{s_{ст}}{s_{макс}}. \end{aligned}\right\} \qquad (4.1)$$

Коэффициент смешения γ, впервые выведенный И. Д. Родзиллером [38], показывает, какая часть расхода реки смешивается со сточными водами. Методика определения этого коэффициента изложена в п. 4.3.6.

Кратность разбавления связана с коэффициентом смешения следующей приближенной зависимостью:

$$\frac{\gamma Q_e}{Q_{ст}} \cong n - 1 \qquad (4.2)$$

или

$$\gamma \cong (n - 1)\frac{Q_{ст}}{Q_e}. \qquad (4.3)$$

Здесь, как и ранее, $Q_{ст}$ — расход сточных вод, Q_e — расход воды в потоке выше выпуска сточных вод.

Коэффициент смешения имеет смысл вычислять только в случае, если сточные воды распространились не по всей ширине потока. В противном случае γ не вычисляется, а процесс разбавления характеризуется только кратностью разбавления n и распределением концентрации в зоне распространения сточных вод.

Если по методу Родзиллера (п. 4.3.6) вычисляется коэффициент смешения γ, то переход к кратности разбавления n может быть осуществлен по зависимости (4.2). Надо при этом иметь в виду, что величина n будет представлять собой отношение $s_{ст}$ не к максимальной концентрации $s_{макс}$, а к средней концентрации s_γ загрязняющего вещества в той части поперечного сечения потока, в которой распространяется это вещество. Значения n при таком вычислении оказываются преувеличенными. В первом приближении s_γ можно вычислить как среднее арифметическое значение концентрации в рассматриваемом сечении или как величину, равную $\frac{1}{2} s_{макс}$. В некоторых руководствах концентрацию s_γ называют концентрацией вещества в максимально загрязненной струе и соответственно в знаменателе формул (4.1) сохраняют обозначение $s_{макс}$.

Из изложенного видно, что при вычислении кратности разбавления по величине γ получаемое значение n не может быть использовано для характеристики наибольшей концентрации

загрязняющего вещества в расчетном створе. Если же γ находится по формуле (4.2) при использовании значения максимальной концентрации загрязняющего вещества, полученной детальным методом расчета разбавления, то γ оказывается заниженным. Указанная неточность тем больше, чем γ ближе к единице. Если значение γ очень мало, что наблюдается вблизи от места выпуска сточных вод, то s_γ и $s_{макс}$ практически равны, в этом случае соотношение (4.2) можно использовать без ограничений, и оно может рассматриваться как достаточно точное.

При выполнении расчетов разбавления, как указывалось выше, целесообразно пользоваться приведенными значениями концентрации загрязняющих веществ $s_{прив}$, выражая эту величину в превышениях над естественным фоном, т. е. над содержанием рассматриваемого вещества в воде реки или водоема. Кроме того, удобно вести вычисления в относительных величинах концентрации, например в % от $s_{ст}$, полагая, что $s_{ст} = 100$. Полученные в % значения концентрации пересчитываются в абсолютные, которые при выражении $s_{ст}$ в превышениях над фоном также дают превышения содержания загрязняющего вещества над фоном. Истинные значения концентрации загрязняющего вещества в любой точке расчетного поля концентраций получаются на основании перехода от относительных величин к абсолютным и последующего суммирования расчетной и фоновой концентрации.

На стадии выбора участка или схемы допускается применение упрощенных способов, на стадии технического проектирования целесообразно использовать детальные методы расчета. Перечисленные методы рассматриваются ниже.

4.2. ДЕТАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ РАСЧЕТА ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ

4.2.1. Основной метод

Детальными методами будем называть численные методы решений уравнения турбулентной диффузии, позволяющие получать поле концентрации вещества в пределах всей расчетной области, начиная от источника загрязнения, вплоть до некоторого контрольного створа, например до створа водопользования. Рассматриваемые ниже детальные методы разработаны А. В. Караушевым [14—17], в их основе, как сказано выше, лежит общее дифференциальное уравнение турбулентной диффузии.

Уравнение турбулентной диффузии можно записать в форме конечных разностей. Содержащиеся в нем дифференциалы ∂s, ∂x, ∂y и т. д. заменяются конечными приращениями Δs, Δx, Δy и т. д. Для условий пространственной задачи при пренебре-

жимо малых поперечных скоростях течения и стационарного во времени процесса имеем

$$\frac{\Delta_x s}{\Delta x} = \frac{D_{\text{ср}}}{v_{\text{ср}}}\left(\frac{\Delta_y^2 s}{\Delta y^2} + \frac{\Delta_z^2 s}{\Delta z^2}\right). \tag{4.4}$$

Вся расчетная область потока делится плоскостями, параллельными координатным, на расчетные клетки — элементы (параллелепипеды со сторонами Δx, Δy, Δz). На рис. 4.1 показано такое деление в плоскости $y0z$. Каждому элементу присвоен свой индекс по соответствующим осям координат. По оси x—k, по оси y—n, по оси z—m. Изменение индекса на единицу пока-

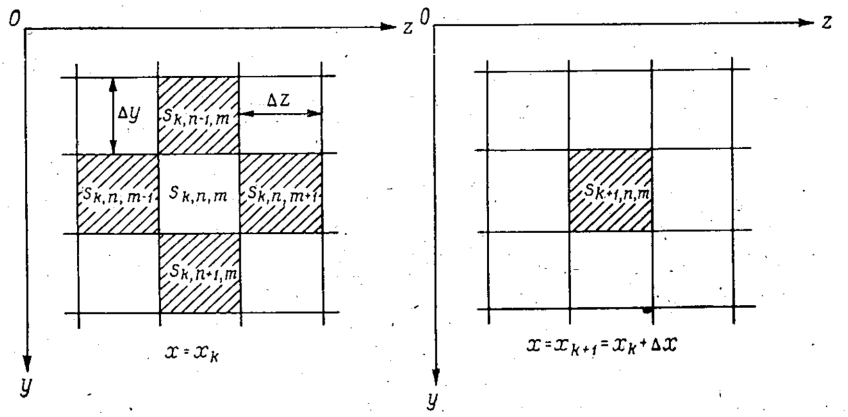

Рис. 4.1. Сетка к расчету турбулентной диффузии. Пространственная задача.

зывает переход вдоль координатной оси от данного элемента к соседнему. Значениям концентрации в каждой клетке приписываются те же самые индексы (рис. 4.1).

Наиболее простая расчетная зависимость получается при таком разделении потока на элементы, когда $\Delta y = \Delta z$. Расчетное уравнение для условий пространственной задачи в этом случае имеет вид

$$s_{k+1,\,n,\,m} = \frac{1}{4}\left(s_{k,\,n+1,\,m} + s_{k,\,n-1,\,m} + s_{k,\,n,\,m+1} + s_{k,\,n,\,m-1}\right) \tag{4.5}$$

при обязательном выполнении следующего соотношения между продольным и поперечным размерами расчетных элементов:

$$\Delta x = \frac{v_{\text{ср}}\,\Delta z^2}{4D}. \tag{4.6}$$

Для условий плоской задачи расчетное уравнение записывается таким образом:

$$s_{k+1,\,m} = \frac{1}{2}\,(s_{k,\,m-1} + s_{k,\,m+1}). \tag{4.7}$$

Обозначения показаны на рис. 4.2. Значения Δx и Δz связаны зависимостью

$$\Delta x = \frac{v_{\text{ср}}\,\Delta z^2}{2D}. \tag{4.8}$$

Коэффициент D определяется по формуле

$$D = \frac{gHv_{\text{ср}}}{MC}, \tag{4.9}$$

в которой H — средняя глубина на рассматриваемом участке, м; C — коэффициент Шези ($м^{1/2}/с$); M — коэффициент, зави-

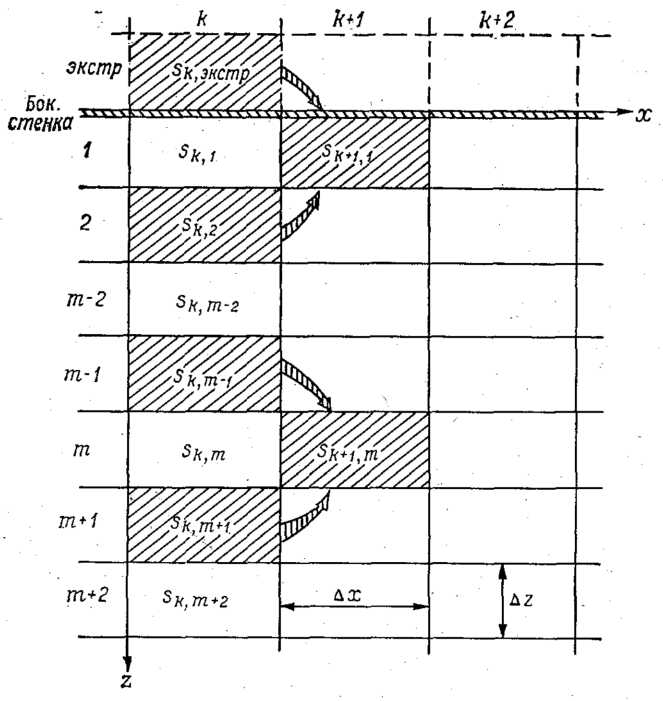

Рис. 4.2. Сетка к расчету турбулентной диффузии. Плоская задача.

сящий от C; g — ускорение свободного падения, $м/с^2$. При условии $10 < C < 60$ имеем зависимость $M = 0{,}7C + 6$, при $C \geqslant 60$ параметр $M = 48 = \text{const}$. Произведение MC имеет размерность $м/с^2$.

Когда раствор загрязняющего вещества достигает граничных поверхностей потока, для расчета диффузии, помимо формул (4.5)—(4.9), следует использовать соотношение, учитывающее особое условие у стенок. Это условие определяется равенством

$$\left(\frac{\partial s}{\partial z}\right)_0 = \left(\frac{\partial s}{\partial y}\right)_0 = 0, \tag{4.10}$$

которое в конечных разностях запишется в виде

$$\left(\frac{\Delta s}{\Delta z}\right)_{\text{гр. пов}} = \left(\frac{\Delta s}{\Delta y}\right)_{\text{гр. пов}} = 0. \tag{4.11}$$

Поле концентрации и расчетную сетку можно условно распространить за пределы потока (см. рис. 4.2), т. е. проэкстраполировать концентрацию за ограничивающие поток поверхности. При этом экстраполяционное значение концентрации $s_{\text{экстр}}$ в клетке, примыкающей к внешней поверхности стенки, и значение концентрации s_1 в клетке, находящейся в потоке и примыкающей к внутренней поверхности стенки на том же поперечнике, должны удовлетворять условию (4.11), что возможно только в случае, если

$$s_{\text{экстр}} = s_1. \tag{4.12}$$

Последнее соотношение определяет правило экстраполяции концентрации раствора.

При расчете диффузии экстраполяционные значения концентрации используются как действительные.

Начальные условия учитываются при задании места выпуска раствора, его расхода $Q_{\text{ст}}$ и концентрации выпускаемого вещества (начальной концентрации $s_{\text{ст}}$).

На плане реки (или водоема) обозначают место поступления сточных вод и через него проводят начальный поперечник. Ниже по течению речной поток схематизируется и делится на расчетные клетки.

Скорость сточных вод $v_{\text{ст}}$, сбрасываемых в водный объект, в месте их поступления принимается равной скорости течения реки $v_{\text{ср}}$. Вычисляется условная площадь поперечного сечения притока δ в месте его впадения по следующей формуле:

$$\delta = \frac{Q_{\text{ст}}}{v_{\text{ср}}}. \tag{4.13}$$

Если решается плоская задача и при этом выполняется расчет распределения концентрации в плане потока, то следующим этапом является определение ширины загрязненной струи потока b в начальном створе

$$b = \frac{\delta}{H_{\text{ср}}} = \frac{Q_{\text{ст}}}{v_{\text{ср}} H_{\text{ср}}}. \tag{4.14}$$

В соответствии с величиной b назначается ширина расчетной клетки Δz. Наибольшая допустимая величина Δz при впадении сточных вод у берега находится из соотношения

$$\Delta z = b = \frac{Q_{ст}}{H_{ср} v_{ср}}. \quad (4.15)$$

При выпуске сточных вод на некотором расстоянии от берега или на середине потока следует брать

$$\Delta z = \frac{b}{2} = \frac{Q_{ст}}{2H_{ср} v_{ср}}. \quad (4.16)$$

Если получаемые по формулам (4.15)—(4.16) значения Δz очень велики ($\Delta z > \frac{1}{10} B$), то их уменьшают так, чтобы выполнялось неравенство $\Delta z \leqslant \frac{1}{10} B$.

При расчете турбулентной диффузии рассматриваемую часть потока делят на клетки со сторонами Δx, Δz, получая таким образом расчетную сетку. Клетки, попадающие в струю притока сточных вод в начальном поперечнике, заполняются числами, выражающими начальную концентрацию, т. е. концентрацию загрязняющего вещества в сточных водах $s_{ст}$, остальные клетки — числами, выражающими естественную концентрацию загрязняющего вещества в реке (в частном случае это может быть нулевая концентрация).

Если расчет делается для приведенных значений концентрации, то соответственно на начальном створе клетки, попадающие в струю сточных вод, заполняются значениями приведенной концентрации, а остальные нулями. Далее расчет ведется по схеме, изложенной выше.

При расчете по схеме пространственной задачи площадь поперечного сечения загрязненной струи на начальном створе определяется также по формуле (4.13). Площадь одной расчетной клетки, находящейся в поперечном сечении потока $\Delta\omega = \Delta y \Delta z$, вычисляется из соотношения $n_{заг} \cdot \Delta\omega = \delta$, где $n_{заг}$ — число клеток, занятых загрязненными водами; оно должно удовлетворять неравенству $n_{заг} \geqslant 4$.

Если размеры клеток получаются очень малыми, то расчет с принятым делением потока на элементы ведется до определенного створа, в котором загрязняющее вещество окажется распределенным в 20—50 клетках. После этого клетки в сечении объединяют по 2—4 (плоская задача) или по 4—9 (пространственная задача), получая новые средние значения концентрации в клетках и новые их линейные размеры. Новые значения концентрации получаются как среднее арифметическое из суммы концентраций в объединяемых клетках, новые значения Δz и Δy — как Δz и Δy, увеличенные соответственно

в 2—3 раза (пространственная задача), или Δz, увеличенные в 2—4 раза (плоская задача). Величина Δx после укрупнения клеток рассчитывается по формуле

$$\Delta x_{\text{укр}} = \Delta x \mu^2, \tag{4.17}$$

где μ — число, показывающее, во сколько раз увеличено значение Δz после объединения клеток. Такую операцию объединения можно повторять несколько раз.

В результате расчетов, выполняемых последовательно от поперечника к поперечнику, получают поле концентрации на участке ниже сброса сточных вод. Это поле может быть представлено в виде изолиний концентраций. Изолиния концентрации рассматриваемого загрязняющего вещества, отвечающая значению ПДК этого вещества, является границей зоны загрязнения. Таким образом, расчет позволяет определить указанную зону и вычислить ее параметры.

Примеры расчета по схемам плоской и пространственной задач приведены в приложениях I, II.

Рассмотренный метод применяется для расчетов разбавления как при сосредоточенных, так и при рассеивающих выпусках сточных вод. В случае рассеивающих выпусков расчет на участке от створа выпуска до створа слияния загрязненных струй ведется для одной струи, так как процесс разбавления во всех струях на этом участке протекает одинаково. Начиная от створа слияния струй, вычисления производят для зоны, расположенной между двумя соседними выпусками и ограниченной осями двух соседних струй, и отдельно для струи, примыкающей к берегу.

4.2.2. Учет поперечных течений и неравномерности распределения глубин при расчете диффузии основным методом

При преобразовании основного уравнения турбулентной диффузии для получения практических схем расчета было использовано предположение о приближенном равенстве нулю поперечных составляющих скорости v_y и v_z и для пространственной задачи, взятой при известных ограничениях, получено уравнение

$$\frac{\partial s}{\partial x} = \frac{D}{v_x}\left(\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2}\right), \tag{4.18}$$

приближенное решение которого выполняется изложенным выше методом сеток (методом конечных разностей). Использование указанного метода открывает возможность учета внутренней циркуляции (т. е. величин v_y и v_z, которыми первоначально пренебрегали).

Будем рассматривать случай, когда v_x значительно больше, чем v_y и v_z. Введем новую криволинейную ось **x**, направленную по траектории движения жидких частиц и определяемую относительно прежней системы координат уравнением

$$\frac{dx}{v_x(x, y, z)} = \frac{dy}{v_y(x, y, z)} = \frac{dz}{v_z(x, y, z)}. \qquad (4.19)$$

Если переменную x заменить в уравнении (4.18) переменной **x**, то уравнение будет справедливо для некоторой ограниченной области вокруг этой новой оси в предположении, что кривизна оси **x** мала, а получающаяся новая система координат может быть приближенно принята за прямоугольную в пределах той же ограниченной области.

Разобьем поперечный профиль потока на элементы (или клетки) $\Delta\omega = \Delta y \Delta z$. Отметив каждую клетку каким-либо индексом, получим возможность проследить движение каждой клетки от избранного профиля вниз по течению. Если бы поперечные составляющие (в первоначальной прямоугольной системе координат) скорости v_y и v_z равнялись нулю, то все траектории клеток были бы параллельными и каждый элемент $\Delta\omega$ не менял бы своего относительного расположения при переходе от профиля к профилю. Все поверхностные клетки оставались бы на поверхности, донные — у дна и т. д. Благодаря наличию поперечной циркуляции каждый элемент, кроме движения вниз по течению, будет совершать еще некоторое перемещение в поперечном направлении. Это перемещение будет определяться поперечной составляющей скорости и вызовет изменение в относительном расположении клеток: поверхностные клетки переместятся, скажем, в направлении правого берега, некоторые из них опустятся вниз и займут место нескольких донных клеток; донные же клетки переместятся влево и частично выйдут на поверхность. При этом окажется, что клетки различных слоев, соприкасающиеся друг с другом, положим, на профиле k, на профиле $(k+1)$ будут удалены одна от другой и будут соприкасаться уже с другими клетками.

Выделяя в потоке на достаточно коротком участке некоторую область близких друг к другу траекторий, находя среднюю траекторию для этой области и приближенно принимая ее за прямую, получаем возможность применить в этой области метод сеток в обычном виде. Пограничные условия для каждой из таких областей будут заключаться в том, что диффузия через ограничивающие их поверхности будет равна взятому со знаком минус произведению коэффициента турбулентной диффузии на производную от концентрации по нормали к этим поверхностям, т. е. условия на поверхностях раздела ничем не будут отличаться от условий на любой произвольно взятой поверхности внутри потока. Из этого следует, что в данном случае для всего потока может быть применен метод сеток в обычном виде.

Разница будет заключаться лишь в том, что расстояние между расчетными профилями должно измеряться не по оси x, а по траектории **x**. Однако вследствие обычной малости поперечных составляющих скорости можно без особой погрешности, как и прежде, вести отсчет по прямолинейной оси x. Что касается учета внутренней циркуляции, то он будет осуществляться путем перемещения каждой клетки по ее собственной траектории, а не по некоторому среднему направлению, как это приходится принимать при пренебрежении поперечными составляющими скорости.

Поясним изложенное более конкретно. Положим, что надо выполнить расчет для короткого участка потока с прямоугольным сечением русла.

Пусть в потоке имеется внутреннее течение, являющееся, скажем, следствием закругления русла. В поверхностном слое это течение направлено от левого берега к правому, в придонном слое — в противоположную сторону. Пусть, далее, на рассматриваемом участке поперечная составляющая скорости некоторого горизонтального слоя остается постоянной по длине потока и мало меняется по ширине. Примем для простоты только два слоя по глубине и равенство средних абсолютных значений поперечных составляющих скорости для каждого из них: поверхностного (v_z) и донного ($-v_z$). Что касается восходящих ($-v_y$) и нисходящих течений (v_y), то будем считать их приуроченными лишь к береговым областям. В соответствии с этим траектории клеток поверхностного слоя для средней части потока могут быть получены из уравнения

$$\frac{dx}{v_x} = \frac{dz}{v_z}, \tag{4.20}$$

а донного — из уравнения

$$\frac{dx}{v_x} = -\frac{dz}{v_z} \tag{4.21}$$

(в этих уравнениях функции $v(x, y, z)$ заменены средними значениями соответствующих составляющих). Полученные траектории клеток поверхностного слоя $\mathbf{x}_{\text{пов}}$ и донного слоя $\mathbf{x}_{\text{дон}}$ изображены на рис. 4.3.

Расчет диффузии с учетом поперечной циркуляции сводится к вычислениям по формуле (4.5)

$$s_{k+1,\,n,\,m} = \frac{1}{4}(s_{k,\,n+1,\,m} + s_{k,\,n-1,\,m} + s_{k,\,n,\,m+1} + s_{k,\,n,\,m-1})$$

и последующему смещению клеток по их траекториям. Расчет диффузии и смещение клеток чередуются.

Пример расчета этим методом приводится в приложении III. Изложенный метод позволяет учитывать поперечную циркуляцию в потоке и в принципе также кинематическую неоднород-

ность, вызванную изменением глубины потока. При необходимости учета этих факторов расчетная схема усложняется и расчет становится более трудоемким. В связи с этим разработан

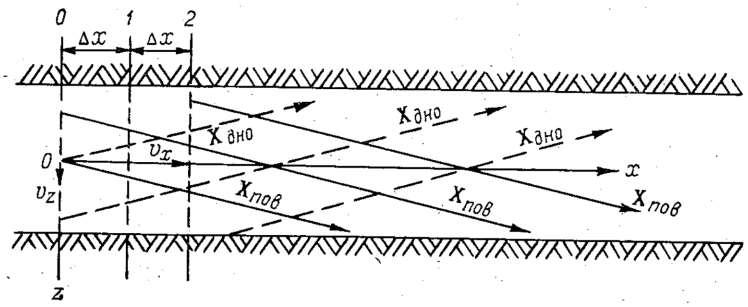

Рис. 4.3. Расположение координатных осей в поверхностном и придонном слоях потока.

комбинированный, также численный, метод расчета, позволяющий учитывать те же факторы без увеличения объема вычислений. Этот метод рассматривается ниже.

4.2.3. Комбинированный метод

Комбинированный метод расчета разбавления сточных вод разработан М. А. Бесценной и Л. И. Фаустовой [3]. В основе метода лежит решение уравнения турбулентной диффузии для условий плоской задачи (в горизонтальной плоскости) по конечно-разностной схеме. Учет таких факторов, как поперечная циркуляция в потоке и кинематическая неоднородность последнего, вызванная неравномерностью распределения глубин, осуществляется путем введения корректирующих множителей к коэффициенту турбулентного обмена.

Основным расчетным уравнением метода служит зависимость (4.7), именно

$$s_{k+1,\,m} = \frac{1}{2}\,(s_{k,\,m-1} + s_{k,\,m+1}).$$

При вычислении Δx [формула (4.8)] коэффициент турбулентной диффузии D [формула (4.9)] берется с корректирующим множителем $K_{\text{общ}}$, позволяющим учесть упомянутые выше факторы,

$$K_{\text{общ}} = K_{\text{п. ц}} K_{\text{А}}, \qquad (4.22)$$

где $K_{\text{п. ц}}$ — множитель, посредством которого учитывается поперечная циркуляция в потоке; $K_{\text{А}}$ — множитель, учитывающий кинематическую неоднородность потока. $K_{\text{п. ц}}$ зависит от отношения $\frac{v_{z\,\text{ср}} + w}{w}$, где $v_{z\,\text{ср}}$ — среднее абсолютное значение по-

перечной составляющей скорости на вертикали, w — среднее абсолютное значение пульсационной скорости. Величина w (м/с) определяется по формуле

$$w = \frac{v_x}{\sqrt{N}}. \tag{4.23}$$

Здесь v_x — продольная составляющая осредненной скорости, м/с; N — безразмерное характеристическое число, вычисляемое по отношению

$$N = \frac{MC}{g}, \tag{4.24}$$

где C — коэффициент Шези; M — параметр; о способе вычисления этих величин сказано выше.

Для расчета $v_{z\,\text{ср}}$ рекомендуется формула

$$v_{z\text{ср}} = 0{,}13N \frac{H_{\text{ср}}}{r} v_{\text{ср}}, \tag{4.25}$$

где r — радиус кривизны русла, взятый как средняя величина для участка реки, расположенного непосредственно ниже места выпуска сточных вод и включающего одно-два закругления.

Величина $K_{\text{А}}$ зависит от параметра Θ, выражающего изменчивость средних по профилям глубин на участке потока. Параметр Θ находится по формуле

$$\Theta = \frac{H_{\text{макс. ср}} - H_{\text{ср}}}{H_{\text{ср}}}, \tag{4.26}$$

где $H_{\text{макс. ср}}$ — максимальная из средних глубин в поперечных сечениях потока на рассматриваемом участке; $H_{\text{ср}}$ — средняя глубина для всего участка.

С учетом $K_{\text{общ}}$ формула для обобщающего коэффициента турбулентной диффузии $D_{\text{общ}}$ записывается следующим образом:

$$D_{\text{общ}} = \frac{gH_{\text{ср}}v_{\text{ср}}K_{\text{общ}}}{MC}, \tag{4.27}$$

а выражение для Δx принимает вид

$$\Delta x = \frac{\Delta z^2 N}{2K_{\text{общ}}H_{\text{ср}}}. \tag{4.28}$$

График зависимости $K_{\text{общ}}$ от безразмерных величин Θ и $\frac{v_{z\,\text{ср}} + w}{w}$ приведен на рис. 4.4.

Для больших и средних рек расчетные значения Θ не должны превышать 0,6, поэтому при получении $\Theta > 0{,}6$ всегда берется $\Theta = 0{,}6$.

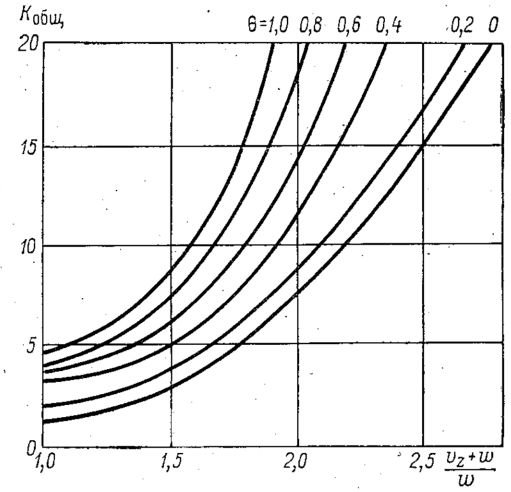

Рис. 4.4. Зависимость $K_{общ}$ от безразмерных величин Θ и $\frac{v_{z\,ср}+w}{w}$.

Расчет комбинированным методом позволяет получить распределение концентрации загрязняющих ингредиентов по ширине реки на любом расстоянии от выпуска.

4.2.4. Расчет общего разбавления с учетом начального

В ряде случаев целесообразно применять метод конечных разностей, рассмотренный выше, в сочетании с методом Н. Н. Лапшева, предназначенным для учета начального разбавления [23]. Целесообразность такого сочетания очевидна при определении кратности разбавления вблизи от выпуска сточных вод. Метод Лапшева применяется в том случае, если наблюдается значительная разница между скоростью истечения сточной жидкости $v_{ст}$ и скоростью течения в потоке $v_п$, куда производится сброс. При сочетании названных методов расчет начинается с определения кратности начального разбавления $n_н$ по следующей формуле:

$$n_н = \frac{0{,}248}{1-m}\tilde{d}^2\left(\sqrt{m^2 + 8{,}1\frac{1-m}{\tilde{d}^2}} - m\right), \qquad (4.29)$$

где $m = v_{\text{п}}/v_{\text{ст}}$. Формула применяется при условии $m \leqslant 0{,}25$ и $v_{\text{ст}} \geqslant 2$ м/с. Содержащийся в формуле относительный диаметр $\tilde{d}$ находится из соотношения $\tilde{d} = d/d_0$, в котором d_0 — диаметр оголовка, d — диаметр загрязненной струи. Значение $\tilde{d}$ вычисляется по следующей формуле:

$$\tilde{d} = \sqrt{\frac{8{,}1}{\frac{(1-m)\,\Delta v_m^2}{0{,}92} + \frac{2m\,\Delta v_m}{0{,}96}}}. \qquad (4.30)$$

В этой формуле $\Delta v_m = v_m - v_{\text{п}}$ (где v_m — скорость на оси струи). По данным экспериментальных исследований условно принимается $\Delta v_m \approx 0{,}10 \div 0{,}15$ м/с. Если струя, расширяясь, достигает граничных поверхностей, интенсивность разбавления снижается. Количественно это снижение учитывается путем введения в формулу (4.29) множителя $f\left(\frac{H}{d}\right)$, представляющего собой функцию, учитывающую стеснение струи.

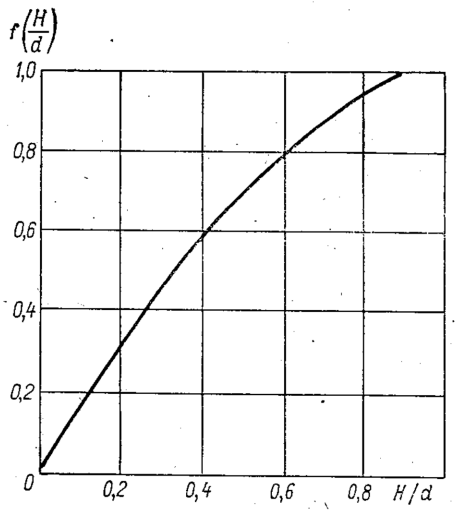

Рис. 4.5. График функции $f\left(\frac{H}{d}\right)$.

Принимается, что кратность в стесненной струе $n_{\text{н.с}} = n_{\text{н}} \cdot f\left(\frac{H}{d}\right)$. Величина $f\left(\frac{H}{d}\right)$ находится по графику (рис. 4.5) в зависимости от отношения $\frac{H}{d}$. Расстояние от створа выпуска до замыкающего створа зоны начального разбавления вычисляется по зависимости

$$x_{\text{н}} = \frac{d}{0{,}48\,(1 - 3{,}12m)}. \qquad (4.31)$$

Дальнейший расчет разбавления ведется, как уже говорилось, по конечно-разностной схеме. Сечение струи в конце зоны начального разбавления схематизируется как квадратное, а концентрация загрязняющих ингредиентов по всему сечению принимается одинаковой и равной $s = \frac{s_{\text{ст}}}{n_{\text{н}}}$. В соответствии с размером сечения назначается размер и число расчетных клеток и выполняется расчет по изложенной выше методике.

4.2.5. Расчет разбавления при нескольких выпусках сточных вод

При условии поступления загрязненных вод из нескольких источников, последовательно расположенных на берегах по длине реки, расчет может быть выполнен комбинированным методом, изложенным в п. 4.2.3. Начальные концентрации для всех источников берутся в абсолютных или в приведенных к фону величинах или же в единой системе относительных величин, выражаемых, например, в процентах. Для этого концентрации сточных вод, сбрасываемых из разных источников, пересчитываются в проценты относительно того источника, который имеет максимальную концентрацию, принимаемую за 100 %, по следующей формуле, записанной для приведенной концентрации:

$$s^*_{ст}(\%) = \frac{s_{ст} - s_e}{s_{ст.\,наиб} - s_e} \cdot 100\ \%. \qquad (4.32)$$

Расчет ведется вниз по течению реки, начиная от первого источника загрязнения до створа второго источника. Для второго источника загрязнения расчет ведется в таком же порядке, но теперь фоном служит поле концентрации, полученное из расчета разбавления загрязненных вод, поступающих из первого источника.

Эти фоновые концентрации используются в расчете как и концентрации, отражающие влияние второго источника. Приведения относительно нового видоизмененного фона делать нельзя. Напомним, что операция приведения выполняется лишь относительно первоначального фона.

Если на рассматриваемом участке происходит изменение более чем на 20 % одного из следующих элементов: глубины H, скорости течения v, ширины потока B и коэффициента Шези C или всех этих элементов, то поток разбивается на отдельные участки. Изменения расходов воды, обусловленные впадениями притоков, учитываются в расчете таким же образом, как и сбросы сточных вод. Водам притоков приписывается характерная для них средняя концентрация рассматриваемого вещества. Деление на участки производят и при наличии рукавов и островов. Для каждого участка находятся средние значения величин H, v, B, C, которые в пределах данного участка рассматриваются как постоянные.

Для каждого участка расчет разбавления производится в обычном порядке. Границы между участками удобно располагать в местах впадения притоков. Переход от участка к участку выполняется одним из двух следующих способов в зависимости от того, изменяется или остается постоянным расход воды.

При отсутствии притока последующий участок по ширине делится на такое же число клеток, как и предыдущий участок, т. е.

$$n_2 = n_1. \tag{4.33}$$

Ширина расчетной клетки второго участка

$$\Delta z_2 = \frac{B_2}{n_1}. \tag{4.34}$$

Длина клетки второго участка вычисляется при использовании гидравлических элементов второго участка и величины Δz_2. Как правило, Δx_2 не равно Δx_1. Значения концентраций в последнем ряду клеток предыдущего участка используются при расчете концентрации в первом ряду клеток последующего участка, различие в размерах клеток в данном случае не имеет никакого значения. Важно только, чтобы число клеток по ширине потока на предыдущем и последующем участках было одинаковым.

Если река принимает приток, заметно увеличивающий расход реки, то линия, разграничивающая два участка, проводится через створ устья притока. Поперечное сечение участка ниже впадения притока делится на количество клеток n_2, которое удовлетворяет равенству

$$n_2 = \frac{Q_2}{Q_1} n_1, \tag{4.35}$$

где n_1 — количество клеток в сечении выше расположенного участка. Новые клетки в количестве $n_{\text{пр}} = n_2 - n_1$ отвечают притоку. Это число клеток принимают всегда целым, округляя число, получаемое по формуле (4.33). Клеткам главной реки и притоков приписываются значения концентрации, отвечающие содержанию рассматриваемого вещества в водах реки и соответственно притока. Если, например, на первом участке поток по всей ширине загрязнен, а приток имеет чистую воду, то при переходе на второй участок все клетки, отвечающие главной реке, будут иметь отличную от нуля концентрацию загрязняющего вещества, а клетки, отвечающие притоку, будут иметь нулевую концентрацию.

В пределах каждого участка, как говорилось выше, расчет ведется обычным способом по формуле (4.7). Если со стороны берега на каком-то участке реки имеет место неорганизованный сброс (например, сток с полей) загрязняющего вещества, элементарный расход которого равен q_{sz} м^2/с, то граничное условие у уреза берега записывается так:

$$\left(\frac{\Delta s}{\Delta z}\right)_{\text{гр. пов}} = -\frac{q_{sz}}{DH}. \tag{4.36}$$

Учет этого условия при численном методе расчета концентрации в водотоке осуществляется путем соответствующего способа вычисления экстраполяционного значения концентраций. Концентрация в клетке (k экстр) при расчете по схеме плоской задачи вычисляется в этом случае по уравнению

$$s_{k\ \text{экстр}} = \frac{q_{sz}}{DH}\Delta z + s_{k1}, \tag{4.37}$$

а концентрация в клетке $k+1$, m по формуле (4.7). В остальном вычисления ведутся способом, изложенным выше. В приложении I (пример 6) приводится относящийся к данному случаю пример расчета разбавления.

4.3. УПРОЩЕННЫЕ МЕТОДЫ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ

4.3.1. Замечания об упрощенных методах

В тех случаях, когда применение описанного в п. 4.2 численного метода расчета разбавления сточных вод встречает затруднения, например в связи со срочностью поставленной задачи (для целей прогнозирования и т. п.), можно использовать упрощенные методы расчета. Остановимся подробнее на этих методах. Ряд упрощенных методов разработан в отделе наносов и качества вод ГГИ под руководством А. В. Караушева на основе уравнения турбулентной диффузии. Методы позволяют вычислять расстояние до створа с заданной степенью разбавления или значение максимальной концентрации загрязняющего вещества на заданном расстоянии от места выпуска сточных вод. При использовании получаемых величин без труда вычисляется такая важная характеристика, как кратность разбавления n и часто используемый в практике коэффициент смешения γ. Кроме методов ГГИ, ниже рассматриваются упрощенные методы, разработанные в других организациях, позволяющие находить те же параметры.

4.3.2. Экспресс-метод ГГИ

Метод разработан М. А. Бесценной [2]. В качестве характеристики концентрации загрязняющего вещества в любом заданном сечении принята величина χ, которая названа показателем разбавления и определяется по формуле

$$\chi = \left(\frac{s_{\text{макс}}}{s_{\text{ст}}} - \frac{s_{\text{п}}}{s_{\text{ст}}}\right). \tag{4.38}$$

Если рассматриваются приведенные концентрации загрязняющего вещества, т. е. величины $s_{\text{макс. прив}} = s_{\text{макс}} - s_e$;

$s_{\text{ст. прив}} = s_{\text{ст}} - s_{\text{е}}$; $s_{\text{п. прив}} = s_{\text{п}} - s_{\text{е}}$, то равенство (4.38) преобразуется к виду

$$\chi = \frac{s_{\text{макс. прив}} - s_{\text{п. прив}}}{s_{\text{ст. прив}}}. \qquad (4.39)$$

В дальнейшем индекс «прив» опускается.

Показатель разбавления χ может быть использован как при неизменности расхода воды реки, так и в тех случаях, когда на рассматриваемом участке происходит изменение расхода вдоль потока. На основании графических построений выполнен анализ связи между интенсивностью снижения показателя разбавления χ вдоль потока и гидравлическими характеристиками последнего. Получена аналитическая зависимость между этими величинами, которая приводится к следующей расчетной формуле:

$$x = \frac{0{,}14 Q_{\text{ст}} \sqrt{\frac{N}{\widetilde{H}}}}{\chi (Q_{\text{ст}} + Q_{\text{е}})\, \varphi} B. \qquad (4.40)$$

Здесь x — расстояние, отсчитываемое вдоль потока от источника загрязнения до створа, на котором показатель разбавления принимает конкретное значение χ. Решая равенство (4.40) относительно величины, обратной кратности разбавления, т. е. $\frac{1}{n} = \frac{s_{\text{макс}}}{s_{\text{ст}}}$, находим

$$\frac{s_{\text{макс}}}{s_{\text{ст}}} = \frac{s_{\text{п}}}{s_{\text{ст}}} + \frac{0{,}14 Q_{\text{ст}} \sqrt{\frac{N}{\widetilde{H}}}}{x (Q_{\text{е}} + Q_{\text{ст}})\, \varphi} B. \qquad (4.41)$$

Характеристическое число N вычисляется по формуле (4.24). Параметр извилистости φ выражается отношением

$$\varphi = \frac{l_{\text{фарв}}}{l_{\text{пр}}}, \qquad (4.42)$$

где $l_{\text{фарв}}$ — длина участка, измеренная по фарватеру; $l_{\text{пр}}$ — длина этого же участка, измеренная по прямой. Безразмерная глубина $\widetilde{H}$ представляет собой следующую дробь:

$$\widetilde{H} = \frac{H}{B}, \qquad (4.43)$$

остальные обозначения прежние.

Формулы (4.40)—(4.41) позволяют вычислять расстояние до створов с заданными значениями максимальных концентраций (4.40) или решать обратную задачу — находить максимальные концентрации на любых расстояниях x от места выпуска сточных вод (4.41).

4.3.3. Метод аппроксимирующих функций

Метод, разработанный В. О. Михайловым [28], основан на аппроксимации численных решений уравнения турбулентной диффузии в форме конечных разностей. Автор предлагает формулы, позволяющие определять концентрацию загрязняющих веществ в любом сечении струи. Зона загрязнения разбивается на два участка: A_1 — участок от створа выпуска до створа, где загрязненные воды распространяются по всей глубине реки; A_2 — участок разбавления, расположенный ниже участка A_1 и включающий всю область разбавления до створа полного перемешивания. В пределах участка A_2 происходит распространение загрязненных вод по всей ширине реки и последующее выравнивание концентраций.

Закономерность снижения максимальной концентрации на участке разбавления A_1 может быть приближенно аппроксимирована следующей формулой:

$$\frac{s_{ст}}{s_{макс}} = \frac{\beta x D_{ср}}{Q_{ст}}, \qquad (4.44)$$

где β — численный безразмерный коэффициент, зависящий от места выпуска сточных вод в потоке и равный: 14,4 — при выпуске в середине потока, 7,2 — при выпуске у одной из граничных поверхностей, т. е. у берега, дна или свободной поверхности потока, 3,6 — при расположении сброса на пересечении двух граничных поверхностей; x — расстояние (м) от места выпуска загрязненных вод до створа, для которого вычисляется $s_{макс}$; $D_{ср}$ — осредненный для рассматриваемого участка разбавления коэффициент турбулентной диффузии; остальные обозначения прежние.

На участке разбавления A_2 процессы турбулентного перемешивания протекают под влиянием граничных поверхностей. Для этих участков аппроксимирующее выражение, подобранное для определения значений $s_{макс}$, приобретает вид

$$\left(\frac{s_{п}}{s_{макс}}\right)^2 = \Phi\left(\xi\sqrt{2}\right), \qquad (4.45)$$

где $\Phi(\xi\sqrt{2})$ — интеграл вероятности

$$\Phi\left(\xi\sqrt{2}\right) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{\xi\sqrt{2}} e^{-t^2} dt. \qquad (4.46)$$

Значения функции $\Phi(\xi\sqrt{2})$ находятся по верхнему пределу $\xi\sqrt{2}$ из табл. 4.1; см. также в справочных пособиях по математике. Для определения ξ предлагаются две зависимости. Первая из них

$$\xi = \frac{3mkxD_{ср}}{B^2 v_{ср}} \qquad (4.47)$$

применяется в случае, если в начальном створе сточные воды занимают менее 10 % площади поперечного сечения потока. Здесь m — безразмерный коэффициент, зависящий от местоположения источника загрязнения в потоке (при выпуске в середине потока $m = 4$, при выпуске возле одной из боковых поверхностей $m = 1$); k — эмпирический коэффициент (в первом приближении $k = 3$); коэффициент турбулентной диффузии D можно найти по формуле (4.9).

Для больших расходов сточных вод, когда в начальном створе потока они занимают более 10 % площади его поперечного сечения, верхний предел интегрирования следует определять по формуле

$$\xi = \frac{3mD_{ср}(kx + x_0)}{B^2 v_{ср}}, \qquad (4.48)$$

где x_0 — параметр, имеющий размерность длины и зависящий от соотношения между площадью загрязненной струи и площадью всего живого сечения в начальном створе потока. Значение x_0 равно нулю, если источник загрязнения практически можно считать точечным; это относится, в частности, к случаю, когда расход сточных вод несоизмеримо меньше расхода воды реки. С увеличением площади загрязнения в начальном створе значения x_0 возрастают. Числовое значение x_0 определяется при использовании соотношения (4.45), в котором величина $(\xi\sqrt{2})$ заменяется $(\xi_0\sqrt{2})$, что соответствует начальному створу, где $x = 0$, а максимальная концентрация $s_{макс}$ принимается равной $s_{ст}$. При этом формула (4.45) принимает вид

$$\Phi(\xi_0\sqrt{2}) = \left(\frac{s_п}{s_{ст}}\right)^2. \qquad (4.49)$$

Значение ξ_0 находится по таблице интеграла вероятности ошибок по величине $\Phi(\xi_0\sqrt{2})$. Подставляя ξ_0 вместо ξ в уравнение (4.48) и решая его относительно x_0 при условии $x = 0$, получаем

$$x_0 = \frac{\xi_0 B^2 v_{ср}}{3mD_{ср}}. \qquad (4.50)$$

Найденное таким образом значение x_0 подставляется в формулу (4.48), по которой вычисляется ξ, используемое далее для определения $s_{макс}$.

4.3.4. Метод Таллинского политехнического института (ТПИ)

Метод разработан Л. Л. Паалем и В. А. Сууркаском и основан на аналитическом решении уравнения турбулентной диффузии применительно к простейшему случаю.

Как показали исследования указанных авторов [32, 43], распределение концентрации по ширине потока на достаточном

удалении от выпуска хорошо описывается кривой усеченного нормального распределения. Получены следующие расчетные формулы для вычисления максимальной концентрации загрязняющих неконсервативных (в общем случае) веществ в любом заданном створе при различных положениях выпуска сточных вод:

а) выпуск сточных вод находится на расстоянии b от берега

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{е}} + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{H\sqrt{\pi v D_y^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi_1\sqrt{2}) - \Phi(\xi_2\sqrt{2})} e^{k_{\text{н}}\frac{x}{v}}, \quad (4.51)$$

где $\Phi(\xi_1\sqrt{2})$ и $\Phi(\xi_2\sqrt{2})$ — интегралы вероятности (определяются по табл. 4.1), верхние пределы интегрирования которых вычисляются по зависимостям:

$$\xi_1 = \frac{-b\sqrt{v}}{2\sqrt{D_y^* x}}, \quad (4.52)$$

$$\xi_2 = \frac{(b-B)\sqrt{v}}{2\sqrt{D_y^* x}}; \quad (4.53)$$

б) выпуск находится у берега реки

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{е}} + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{H\sqrt{\pi v D_y^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi\sqrt{2})} e^{k_{\text{н}}\frac{x}{v}}, \quad (4.54)$$

где

$$\xi = \frac{B\sqrt{v}}{2\sqrt{D_y^* x}}; \quad (4.55)$$

в) выпуск находится в середине речного потока

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{е}} + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{2H\sqrt{\pi v D_y^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi\sqrt{2})} e^{k_{\text{н}}\frac{x}{v}}, \quad (4.56)$$

где

$$\xi = \frac{B\sqrt{v}}{4\sqrt{D_y^* x}}. \quad (4.57)$$

Разделив правую и левую части расчетных уравнений (4.51), (4.54), (4.56) на $s_{\text{ст}}$, получим величину, обратную кратности разбавления n.

В приведенных формулах D_y^* — коэффициент дисперсии в поперечном направлении; $k_{\text{н}}$ — коэффициент неконсервативности.

Таблица 4.1

Интеграл вероятности $\Phi(\xi\sqrt{2}) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{\xi\sqrt{2}} e^{-t^2} dt$

$\xi\sqrt{2}$	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	0,000 00	011 28	022 56	033 84	045 11	056 37	067 62	078 86	090 08	101 28
0,1	112 46	123 62	134 76	145 87	156 95	168 00	179 01	189 99	200 94	211 84
0,2	222 70	233 52	244 30	255 02	265 70	276 33	286 90	297 42	307 88	318 28
0,3	328 63	338 91	349 13	359 28	369 36	379 38	389 33	399 41	409 01	418 74
0,4	428 39	437 97	447 47	456 89	466 22	475 48	484 66	493 74	502 75	511 67
0,5	520 50	529 24	537 90	546 46	554 94	563 32	571 62	579 82	587 92	595 94
0,6	603 86	611 86	619 41	627 05	634 59	642 03	649 38	656 63	663 78	670 84
0,7	677 80	684 67	691 43	698 10	704 86	711 16	717 54	723 82	730 01	736 10
0,8	742 10	748 00	753 81	759 52	765 14	770 67	776 10	781 44	786 69	791 84
0,9	796 91	801 88	806 77	811 56	816 27	820 89	825 42	829 87	834 23	838 51
1,0	842 81	846 81	850 84	854 78	858 65	862 44	866 14	869 77	873 33	876 80
1,1	880 20	883 53	886 79	889 97	893 08	896 12	899 10	902 00	904 84	907 61
1,2	910 31	912 96	915 53	918 05	920 50	922 90	925 24	927 51	929 73	931 90
1,3	934 01	936 06	938 06	940 02	941 91	943 76	945 56	947 31	949 02	950 67
1,4	952 28	953 85	955 38	956 86	958 30	959 70	961 05	962 37	963 65	964 90
1,5	966 10	967 28	968 41	969 52	970 59	971 62	972 63	973 60	974 55	975 45
1,6	976 35	977 21	978 04	978 84	979 62	980 38	981 10	981 81	982 49	983 15
1,7	983 79	984 41	985 00	985 58	986 14	986 67	987 19	987 69	988 17	988 64
1,8	989 09	989 52	989 94	990 35	990 74	991 11	991 47	991 82	992 16	992 48
1,9	992 79	993 09	993 38	993 66	993 92	994 18	994 43	994 66	994 89	995 11
2,0	995 32	995 52	995 72	995 91	996 09	996 26	996 42	996 58	996 73	996 88
2,1	997 02	997 16	997 28	997 41	997 52	997 64	997 75	997 85	997 95	998 05
2,2	998 14	998 22	998 31	998 39	998 46	998 54	998 61	998 67	998 74	998 80
2,3	998 86	998 91	998 97	999 02	999 06	999 11	999 16	999 20	999 24	999 28
2,4	999 31	999 35	999 38	999 41	999 44	999 47	999 50	999 52	999 55	999 57
2,5	999 59	999 61	999 63	999 65	999 67	999 69	999 71	999 72	999 74	999 75
2,6	999 76	999 78	999 79	999 80	999 81	999 82	999 83	999 84	999 85	999 86
2,7	999 87	999 87	999 88	999 89	999 89	999 90	999 91	999 91	999 92	999 92
2,8	999 92	999 93	999 93	999 94	999 94	999 94	999 95	999 95	999 95	999 96
2,9	999 96	999 96	999 96	999 97	999 97	999 97	999 97	999 97	999 98	999 98
3,0	999 98	999 98	999 98	999 98	999 98	999 98	999 98	999 99	999 99	999 99

Примечание. Значения целой части (т. е. 0) в таблице опущены.

В работе [32] использовано традиционное значение коэффициента трансформации веществ, поэтому в авторском написании в формулах перед коэффициентом неконсервативности стоит знак минус. Интеграл вероятности $\Phi(\xi\sqrt{2})$ определяется по таблицам, имеющимся в справочных пособиях по математике. Коэффициент поперечной дисперсии в условиях небольших рек (ширина до 50—60 м) предлагается определять по следующей формуле:

$$D_y^* = \frac{Ru_* \cdot 41{,}6}{\sqrt{\mathrm{Re}}}, \qquad (4.58)$$

где R — гидравлический радиус; u_* — динамическая скорость потока

$$u_* = \sqrt{gRI} = \frac{v\sqrt{g}}{C}; \tag{4.59}$$

Re — число Рейнольдса, определяемое по зависимости

$$\mathrm{Re} = \frac{Rv}{\nu}, \tag{4.60}$$

где ν — кинематический коэффициент вязкости потока.

Для рек с большой шириной ($B > 100$ м) коэффициент поперечной дисперсии рекомендуется вычислять по формуле

$$D_y^* = \frac{H_{ср} v_{ср}}{3524}\left(\frac{B}{H}\right)^{1{,}378}. \tag{4.61}$$

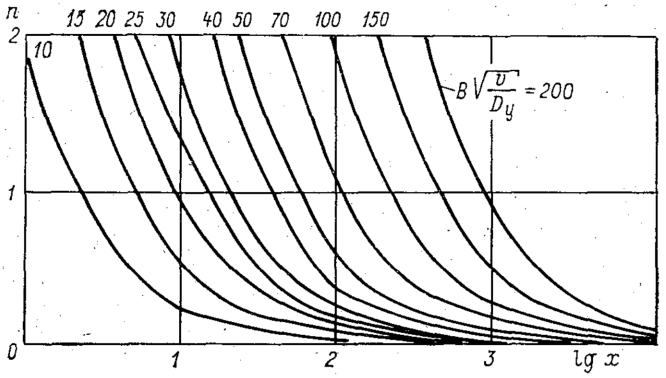

Рис. 4.6. Номограмма для определения максимальной концентрации загрязняющего вещества при выпуске сточных вод в середине потока.

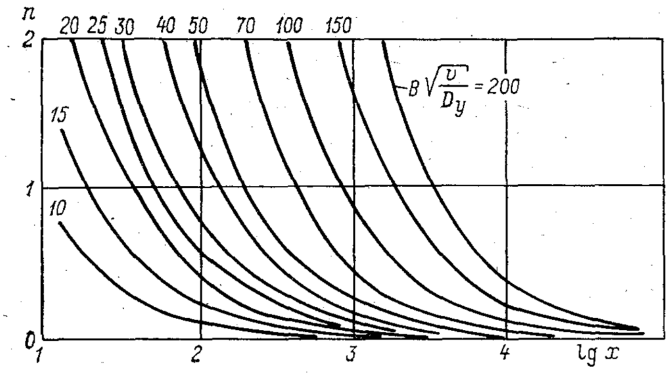

Рис. 4.7. Номограмма для определения максимальной концентрации загрязняющего вещества, если выпуск сточных вод находится на берегу реки.

Простота и компактность рассмотренного здесь метода позволяет выполнять расчеты на несложных ЭВМ. Авторы ограничивают применимость метода случаями сравнительно небольших водотоков с коэффициентом извилистости меньше 1,5.

На основании формул (4.54) и (4.56) разработаны номограммы (рис. 4.6 и 4.7), позволяющие ускорить процесс определения кратности разбавления n на любом расстоянии от створа выпуска сточных вод

4.3.5. Метод УралНИИВХ

Метод разработан И. С. Шаховым и В. В. Мороковым [36] и основан на методике Таллинского политехнического института. Он применим к различным условиям выпуска сточных вод и позволяет получить концентрацию загрязняющих веществ в реках ниже сосредоточенных стационарных выпусков по следующим формулам:

а) выпуск в середине потока (начало координат в точке выпуска)

$$s_i = \frac{Q_{ст} s_{ст}}{4\pi v p x^{3/2} \Phi\left(\frac{\xi_1}{2}\right) \Phi\left(\frac{\xi_2}{2}\right)} \exp\left[-\frac{y^2+z^2}{p x^{3/2}} + k_н \frac{x}{v}\right] + s_e e^{k_н \frac{x}{v}}; \quad (4.62)$$

б) береговой выпуск (начало координат в точке выпуска)

$$s_i = \frac{Q_{ст} s_{ст}}{\pi v p x^{3/2} \Phi\left(\frac{\xi_3}{2}\right) \Phi\left(\frac{\xi_4}{2}\right)} \exp\left[-\frac{y^2+z^2}{p x^{3/2}} + k_н \frac{x}{v}\right] + s_e e^{k_н \frac{x}{v}}; \quad (4.63)$$

в) выпуск в точке потока на расстоянии b от берега и h от поверхности (начало координат в середине $B/2$ и $H/2$)

$$s_i = \frac{Q_{ст} s_{ст}}{\pi v p x^{3/2} \left[\Phi\left(\frac{\xi_5}{2}\right) + \Phi\left(\frac{\xi_6}{2}\right)\right]\left[\Phi\left(\frac{\xi_7}{2}\right) + \Phi\left(\frac{\xi_8}{2}\right)\right]} \times \exp\left[\frac{\left(y+h-\frac{H}{2}\right)^2 \left(z+b-\frac{B}{2}\right)^2}{p x^{3/2}} + k_н \frac{x}{v}\right] + s_e e^{\frac{k_н x}{v}}, \quad (4.64)$$

где s_i — концентрация загрязняющих веществ в точке с координатами y (глубина) и z (ширина); x — расстояние вдоль

потока, отсчитываемое от источника; $Q_{ст}$, $s_{ст}$ — объем сточных вод, поступающих в реку, и концентрация содержащихся в них загрязняющих веществ; $k_н$ — константа неконсервативности, $^1/_с$ (авторы метода [36] использовали традиционное значение коэффициента трансформации веществ, поэтому в авторском написании в формулах перед этим коэффициентом стоит знак минус); $\Phi\left(\frac{\xi}{2}\right)$ — интеграл вероятности, определяемый по табл. 4.2; p — размерный коэффициент пропорциональности ($м^{\frac{1}{2}}$), определяемый по формуле

$$p = \frac{r\sqrt{B\sqrt{2g}}}{CH^{3/4}}, \qquad (4.65)$$

где r — размерный коэффициент, равный 0,026 $м/с^{0,5}$.

Переменные, определяющие предел интеграла вероятности, находятся из соотношений:

$$\xi_1 = \frac{B}{\sqrt{2p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_2 = \frac{H}{\sqrt{2p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_3 = \frac{B\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_4 = \frac{H\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_5 = \frac{b\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_6 = \frac{(B-b)\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_7 = \frac{h\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}},$$

$$\xi_8 = \frac{(H-h)\sqrt{2}}{\sqrt{p}\cdot x^{3/4}}.$$

В методе УралНИИВХ предлагается формула для определения расстояния до створа достаточного перемешивания (при этом под створом достаточного перемешивания понимается створ, в котором расхождение максимальной и минимальной

Таблица 4.2

Интеграл вероятности

$$\Phi\left(\frac{\xi}{2}\right)=\frac{1}{\sqrt{2\pi}}\int_0^{\frac{\xi}{2}} e^{-\frac{t^2}{2}}\,dt$$

ξ/2	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	0,000	0040	0080	0120	0160	0199	0239	0279	0319	0359
0,1	0398	0438	0478	0517	0557	0596	0636	0675	0714	0753
0,2	0793	0832	0871	0910	0948	0987	1026	1064	1103	1141
0,3	1179	1217	1255	1293	1331	1368	1405	1443	1480	1517
0,4	1554	1591	1628	1664	1700	1736	1772	1808	1844	1879
0,5	1915	1950	1985	2019	2054	2088	2123	2157	2190	2224
0,6	2257	2291	2324	2357	2389	2422	2454	2486	2517	2549
0,7	2580	2611	2642	2673	2704	2738	2764	2794	2823	2852
0,8	2881	2910	2939	2967	2995	3023	3050	3078	3106	3133
0,9	3159	3186	3212	3228	3264	3289	3315	3340	3365	3389
1,0	3413	3438	3461	3485	3508	3531	3554	3557	3599	3621
1,1	3643	3665	3686	3708	3729	3749	3770	3790	3810	3830
1,2	3849	3869	3888	3907	3925	3944	3962	3980	3997	4015
1,3	4032	4049	4066	4082	4099	4115	4131	4147	4162	4177
1,4	4192	4207	4222	4236	4251	4265	4279	4292	4306	4319
1,5	4332	4345	4357	4370	4382	4394	4406	4418	4429	4441
1,6	4452	4463	4474	4484	4495	4505	4515	4525	4535	4545
1,7	4554	4564	4573	4582	4591	4599	4608	4616	4625	4633
1,8	4641	4649	4656	4664	4671	4678	4685	4693	4699	4706
1,9	4713	4719	4726	4732	4738	4744	4750	4756	4761	4767
2,0	4772	4778	4783	4788	4793	4798	4803	4808	4812	4817
2,1	4821	4826	4830	4834	4838	4842	4846	4850	4854	4857
2,2	4861	4864	4868	4871	4875	4878	4881	4884	4887	4890
2,3	4893	4896	4898	4901	4904	4906	4908	4911	4913	4916
2,4	4918	4920	4922	4925	4927	4927	4931	4932	4934	4936
2,5	4938	4940	4941	4943	4945	4946	4948	4949	4951	4952
2,6	4953	4955	4956	4957	4958	4960	4961	4962	4963	4964
2,7	4965	4966	4967	4968	4969	4970	4971	4972	4973	4974
2,8	4974	4975	4976	4977	4977	4978	4978	4979	4980	4981
2,9	4981	4982	4982	4983	4984	4984	4985	4985	4986	4986
3,0	4986	4987	4987	4988	4989	4989	4989	4989	4990	4990
3,1	4990	4991	4991	4991	4992	4992	4992	4992	4993	4993
3,2	4993	4993	4994	4994	4994	4994	4994	4995	4995	4995
3,3	4995	4995	4996	4996	4996	4996	4996	4996	4996	4996
3,4	4997	4997	4997	4997	4997	4997	4997	4997	4998	4998
3,5	4998	4998	4998	4998	4998	4998	4998	4998	4998	4998
3,6	4998	4998	4998	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999
3,7	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999
3,8	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999	4999

концентрации загрязняющих веществ не превышает 20 %, т. е. отношение $s_{макс}$ к $s_{мин}$ не более 1,25):

а) выпуск в середине потока

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{H^2 + B^2}{4p \ln \frac{s_{макс}}{s_{мин}}}\right)^2}; \qquad (4.66)$$

б) береговой выпуск

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{H^2 + B^2}{p \ln \frac{s_{макс}}{s_{мин}}}\right)^2}; \qquad (4.67)$$

в) выпуск в точке на расстоянии $\left(\frac{B}{2} - b\right)$ и $\left(\frac{H}{2} - h\right)$ от середины потока

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{(H-h)^2 + (B-b)^2}{p \ln \frac{s_{макс}}{s_{мин}}}\right)^2}. \qquad (4.68)$$

В формулах (4.66)—(4.68) фоновая концентрация загрязняющих веществ не учитывалась, поскольку она предполагается равномерно распределенной по сечению потока.

Рассмотренный метод применяется для расчетов поля концентраций загрязняющих веществ в условиях прямолинейных и слабоизвилистых малых водотоков. В случае выпуска в сильноизвилистые большие и средние водотоки результаты расчета этим методом следует рассматривать как ориентировочные.

4.3.6. Метод ВОДГЕО

Рассматриваемый метод был предложен в 1950 г. В. А. Фроловым, впоследствии его развил и существенно уточнил И. Д. Родзиллер [38, 39].

На участке потока, загрязненном сточными водами, выделены две зоны: зона с большими концентрациями вещества и зона с малыми концентрациями вещества. Предполагается, что вещество консервативно. В данном разделе рассматривается лишь зона с большими концентрациями, максимальная концентрация загрязняющего вещества $s_{макс}$ в которой рассчитывается по формуле

$$s_{макс} = s_e + \frac{s_{ст} - s_e}{n}. \qquad (4.69)$$

Здесь n — кратность разбавления сточных вод для максимально загрязненной струи данного створа. Авторами метода было введено понятие коэффициента смешения γ, показываю-

щего долю расхода реки, участвующего в разбавлении сточных вод,

$$\gamma = \frac{1-\beta}{1+\frac{Q_e}{Q_{ст}}\beta}, \qquad (4.70)$$

где

$$\beta = e^{-\alpha\sqrt[3]{x}}. \qquad (4.71)$$

Здесь x — расстояние по фарватеру от места выпуска сточных вод до рассматриваемого створа; $e = 2{,}72$ — основание натурального логарифма; α — коэффициент, учитывающий влияние гидравлических условий смешения,

$$\alpha = \xi\varphi\sqrt[3]{\frac{D}{Q_{ст}}}, \qquad (4.72)$$

где ξ — коэффициент, зависящий от расположения выпуска сточных вод в водоток; при выпуске у берега он равен 1,0, а у стрежня реки — 1,5; φ — коэффициент извилистости реки.

Коэффициент турбулентной диффузии определяется по формуле (4.9).

Кратность разбавления n и коэффициент смешения γ связаны следующей зависимостью:

$$n = \frac{Q_{ст}+\gamma Q_e}{Q_{ст}}. \qquad (4.73)$$

Как известно, расстояние до створа полного перемешивания теоретически равно бесконечности, для практических расчетов используют понятие створа достаточного перемешивания. В качестве такого створа здесь принимается створ, в котором сточные воды смешиваются с водой реки на 95; 90 и даже на 80 %. Для приближенного определения расстояния до створа достаточного перемешивания предлагается следующая формула:

$$x_{п.п} = \left[\frac{2{,}3}{\alpha}\lg\frac{\gamma Q_e + Q_{ст}}{(1-\gamma)\,Q_{ст}}\right]^3. \qquad (4.74)$$

В соответствии с предположением о степени перемешивания сточных вод с водами реки в створе «достаточного перемешивания» в формулу (4.74) подставляют значения $\gamma = 0{,}95$; 0,90; 0,80 и т. д.

Рассмотренный метод может применяться при соблюдении следующего неравенства:

$$0{,}0025 \leqslant \frac{Q_{ст}}{Q_e} \leqslant 0{,}1.$$

4.3.7. Метод номограмм

Метод разработан в ГГИ Л. И. Фаустовой [45]. Он позволяет определять параметры зон загрязнения до створов с заданной кратностью разбавления в зависимости от основных гидрологических факторов.

При разработке метода были использованы результаты численного эксперимента по расчету разбавления, выполненному на основе численного решения уравнения турбулентной диффузии. При выборе объектов для численных экспериментов за основу была принята согласованная с ГОСТом 17.1.1 02—77 типизация рек и водоемов по условиям турбулентного перемешивания, разработанная в лаборатории наносов ГГИ (см. раздел 1).

В качестве размеров зон загрязнения использовались относительная длина $\lambda_{заг}$ и площадь зоны загрязнения $\eta_{заг}$. Эти относительные величины входят в систему разработанных в ГГИ интегральных показателей загрязненности, рассмотренных в гл. 7. Показатель $\lambda_{заг}$ вычисляется по формуле

$$\lambda_{заг} = \frac{L_{заг}}{B}. \tag{4.75}$$

Здесь $L_{заг}$ — длина зоны загрязнения; B — средняя ширина потока.

Показатель относительной площади зоны загрязнения определяется по следующей зависимости:

$$\eta_{заг} = \frac{\Omega_{заг}}{\Omega_{общ}}, \tag{4.76}$$

где $\Omega_{общ}$ и $\Omega_{заг}$ — соответственно общая площадь водной поверхности и площадь зоны загрязнения между двумя фиксированными створами (начальным и находящимся на расстоянии $L_{заг}$ от него).

В результате обобщения материалов численных экспериментов построены номограммы (рис. 4.8, 4.9). Каждая из шести кривых, изображенных на рис. 4.8, соответствует определенной кратности разбавления. Каждая из пяти кривых на рис. 4.9 относится к определенному типу и группе рек. Критерием для разделения рек на группы может служить принадлежность их к тому или иному классу в соответствии с табл. 2.1.

Номограммы рекомендуются для определения размеров зон загрязнения (их длин $L_{заг}$ и площадей $\Omega_{заг}$) при любых соотношениях расходов сточных и речных вод и заданной кратности разбавления.

Порядок определения длины зоны загрязнения $L_{заг}$ по номограммам:

1) пользуясь графиком по соотношению расходов сточных и речных вод, для определенной кратности разбавления n

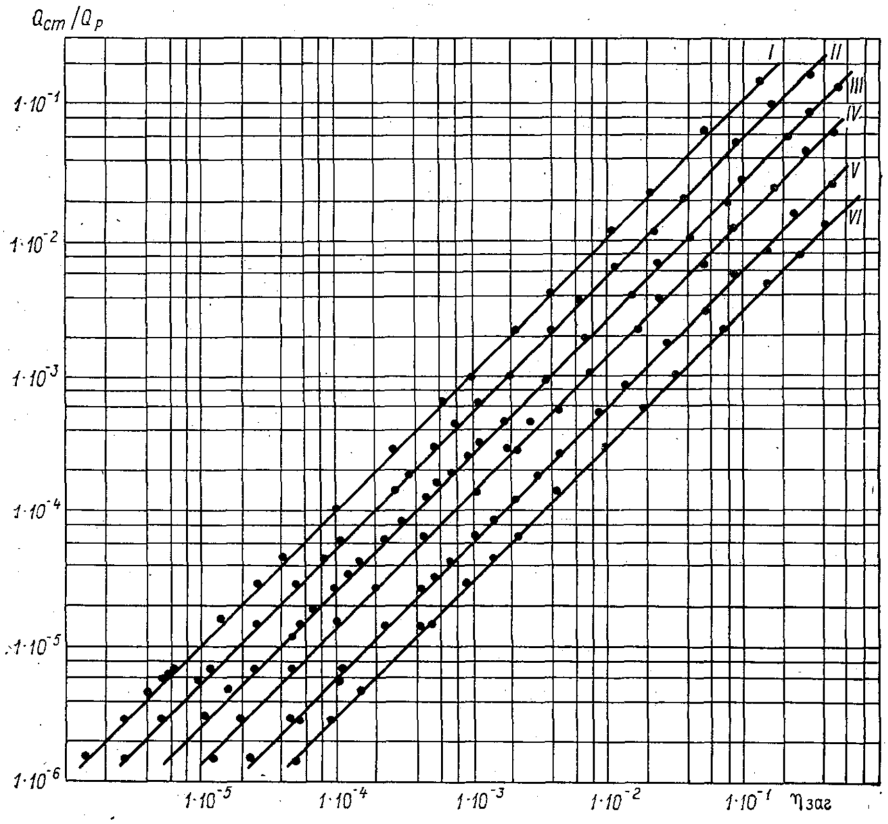

Рис. 4.8. Зависимость $Q_{ст}/Q$ от $\eta_{заг}$.

I — двухкратное разбавление, II — пятикратное, III — 10-кратное, IV — 20-кратное, V — 40-кратное, VI — 90-кратное разбавление.

снимают значение относительной площади зоны загрязнения $\eta_{заг}$;

2) по графику связи $\lambda_{заг} = f(\eta_{заг})$ (рис. 4.9) для определенного типа и группы рек по найденному значению $\eta_{заг}$ находят относительную длину зоны загрязнения $\lambda_{заг}$;

3) по формуле (4.75) определяют длину зоны загрязнения.

Номограммы позволяют также решать обратную задачу, т. е. при заданных расходах речных и сточных вод определять кратность на любом расстоянии от источников загрязнения. Порядок определения кратности разбавления n следующий:

1) по формуле (4.75) при заданных значениях $L_{заг}$ определяется относительная длина зоны загрязнения $\lambda_{заг}$;

2) по зависимости на рис. 4.9 для определенного типа и группы рек по найденному значению $\lambda_{заг}$ снимается относительная площадь зоны загрязнения $\eta_{заг}$;

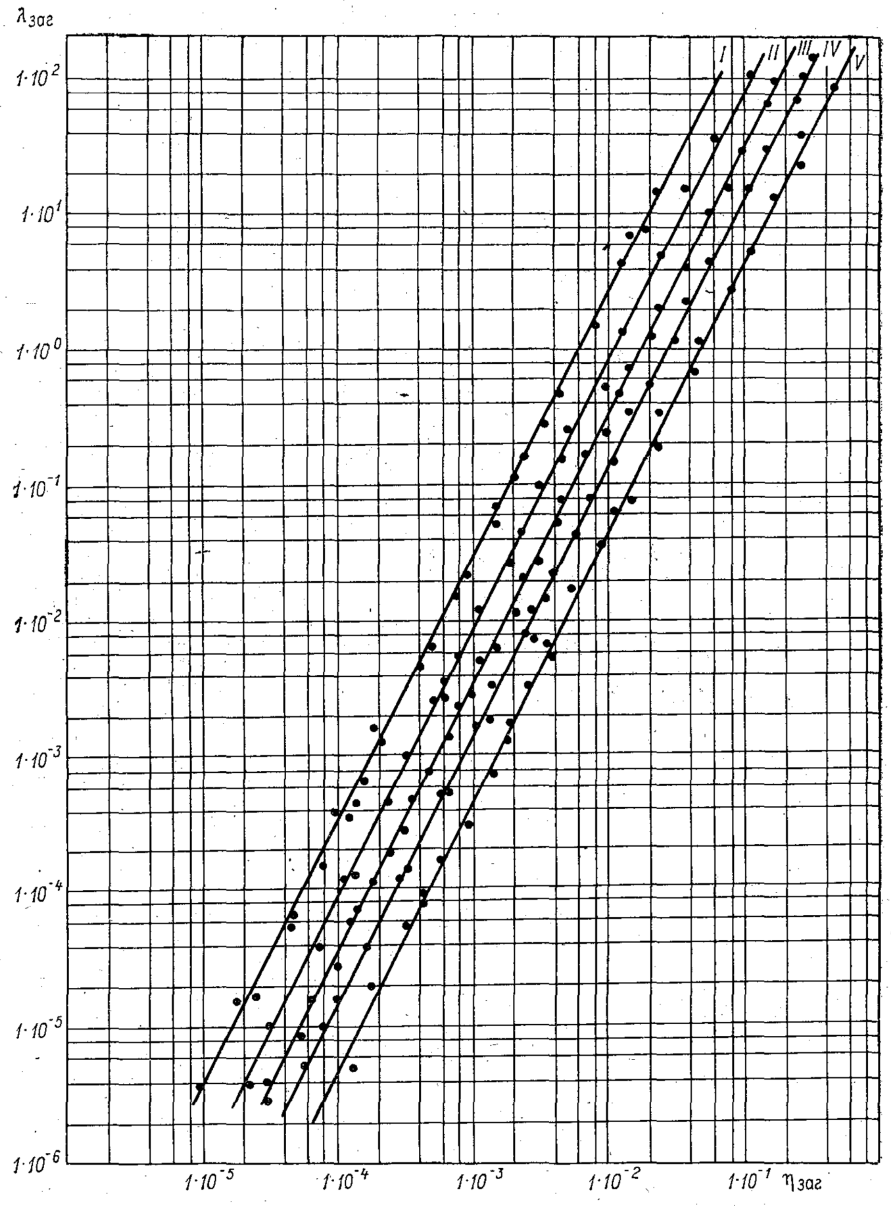

Рис. 4.9. График связи $\lambda_{заг}=f(\eta_{заг})$.

I — большие равнинные реки; II — средние горные реки; III — средние равнинные, реки предгорий; IV — малые равнинные; V — малые горные реки.

3) по графику $\frac{Q_{ст}}{Q_e} = f(\eta_{заг})$ (рис. 4.8) для полученных значений $\eta_{заг}$ по заданному соотношению расходов сточных и речных вод находится кратность разбавления n.

Следует отметить, что рассмотренные в данном разделе методы, в том числе и методы ГГИ, являются приближенными и нуждаются в дальнейшем уточнении и достаточно полной проверке на натурном материале. К сожалению, приходится констатировать, что такого материала в настоящее время явно недостаточно. В ряде случаев, даже в, казалось бы, подробных материалах обследования зон загрязнения, отсутствуют необходимые для расчета гидрологические параметры.

4.3.8. Приближенная оценка разбавления при рассеивающих выпусках

Изложенные выше упрощенные методы применяются для расчета разбавления сточных вод, сбрасываемых в реки через сосредоточенные выпуски. При рассеивающих выпусках для вычисления максимальной концентрации загрязняющих веществ на заданных расстояниях x от створа сброса рекомендуется полученная М. А. Бесценной зависимость вида

$$s_{макс.\ ц.\ с} = s_{п.\ с} + \frac{0{,}14\sqrt{\frac{N}{\widetilde{H}}\Delta l s_{ст} q_{ст}}}{x(Q_c + q_{ст})\varphi}. \qquad (4.77)$$

Здесь Q_c — расход воды части речного потока, заключенной между продольными вертикальными плоскостями, проходящими через центры двух соседних оголовков; Q_c вычисляется по формуле $Q_c = \Delta l \widetilde{H} v$, где Δl — расстояние между оголовками рассеивающего выпуска; $q_{ст}$ — расход сточных вод, вытекающих из одного оголовка, равный $q_{ст} = \frac{Q_{ст}}{j}$ (здесь j — число оголовков); $\widetilde{H}$ — относительная глубина, вычисляемая как $\widetilde{H} = \frac{H}{\Delta l}$, $s_{п.\ с}$ — средняя концентрация в струе, равная

$$s_{п.\ с} = \frac{Q_e s_e + q_{ст} s_{ст}}{Q_e + q_{ст}}; \qquad (4.78)$$

Формула (4.77) применима для участка от створа выпуска до створа, где водные массы из области, лежащей за пределами фронта рассеивания, достигают центра загрязненной струи. Расстояние до этого створа $x_{ц.\ с}$ определяется из зависимости

$$x_{ц.\ с} = \frac{L}{8D}\sqrt{q_{ст} v}, \qquad (4.79)$$

в которой L — длина рассеивающей части выпуска; D — коэффициент турбулентной диффузии.

Если створ, для которого рассчитывается максимальная концентрация, находится от выпуска на расстоянии, превышающем $x_{ц.с}$, расчет производится детальным методом (см. п. 4.2.1).

Рассмотренные зависимости применяются для случая, когда несущий трубопровод рассеивающего выпуска расположен перпендикулярно линии берега. Если же трубопровод образует с нормалью к берегу сравнительно небольшой угол, то расчет также можно выполнять рассмотренным способом. В этом случае Δl надо брать как проекцию на нормаль к берегу, а расстояние, как и прежде, считать по направлению течения.

4.4. УЧЕТ НЕКОНСЕРВАТИВНОСТИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПРИ РАСЧЕТЕ ЗОН ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Поступающие в водные объекты неконсервативные загрязняющие вещества подвергаются химическим превращениям, приводящим в большинстве случаев к уменьшению их концентрации в воде. Трансформацию (распад) химических веществ необходимо учитывать при составлении баланса веществ в зоне загрязнения. Уравновешивание поступления и распада загрязняющих веществ приводит к стабилизации зон загрязнения и влияния.

В методах ТПИ и УралНИИВХ распад неконсервативных веществ учитывается введением коэффициента неконсервативности непосредственно в расчетные формулы. Другой подход предполагает особый прием учета неконсервативности вещества при расчете поля концентрации, заключающийся в следующем. Сначала, пренебрегая неконсервативностью вещества, выполняют расчет разбавления одним из методов, предложенных для консервативного вещества. Затем исправляют полученное распределение концентрации, используя соотношение, учитывающее закономерность распада, или трансформации, данного вещества. Раздельный расчет диффузии и превращения веществ позволяет учитывать процесс трансформации, протекающей по любой закономерности. Ниже, однако, рассматривается простейший случай, отвечающий возможности использования следующей формулы, приближенно описывающей процесс при реакциях первого порядка:

$$s_к = s_0 e^{k_н t}. \qquad (4.80)$$

Здесь $s_к$ — концентрация вещества в заданной точке расчетного створа или средняя концентрация в этом створе в момент времени t; s_0 — концентрация этого вещества в начальном створе в начальный момент времени (при $t = 0$); $k_н$ — коэффициент неконсервативности вещества (1/с) (при распаде $k_н < 0$); время t

(с), вычисляемое как время добегания от некоторого начального створа, например створа выпуска сточных вод, до расчетного створа, расстояние между которыми обозначим x (м). Если средняя скорость течения в зоне распространения загрязняющего вещества на участке потока длиной x обозначена $v_{ср}$, то время t выражается соотношением

$$t = \frac{x}{v_{ср}}. \tag{4.81}$$

Коэффициенты неконсервативности для рассматриваемых веществ берутся из соответствующих таблиц [13], находятся на основании лабораторных химических экспериментов или, что более надежно, устанавливаются на основании данных полевых наблюдений на изучаемом водном объекте или на его аналоге.

Нетрудно получить выражение для вычисления снижения концентрации за счет неконсервативности вещества $\delta s_{нк}$ на пути его перемещения от створа выпуска до расчетного створа. Очевидно,

$$\delta s_{нк} = s_0 \left(1 - e^{k_н t}\right), \tag{4.82}$$

где s_0 выражает уже концентрацию вещества в расчетном створе, получаемую в результате расчета разбавления без учета неконсервативности вещества; $\delta s_{нк}$ — снижение концентрации в данном створе (г/м^3) за время t, вычисляемое по соотношению (4.81). Вычисления могут выполняться не только для заданного контрольного створа, но и для ряда последовательно расположенных створов, находящихся на расстояниях x_1, x_2, ..., x_n от створа выпуска. Для них соответственно получают значения $\delta s_{нк\,1}$, $\delta s_{нк\,2}$, ..., $\delta s_{нк\,n}$. Если расчет выполняется для отдельных точек, расположенных в створах 1, 2, ..., n, то в формулу (4.82) подставляют значения s_0, отвечающие концентрациям в этих точках, а расстояние x берут общим для всего створа. Изложенный здесь способ является весьма приближенным. Однако его использование оправдано тем, что коэффициенты $k_н$ определяются с большими погрешностями.

4.5. ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ РАСЧЕТОВ РАЗБАВЛЕНИЯ

При расчете турбулентного перемешивания в реках прежде всего следует назначить расчетные расходы воды. В настоящее время в качестве основного расчетного расхода принимают расход 95 %-ной обеспеченности. При наличии наблюдений можно принять в расчет минимальный из наблюденных расходов. В зависимости от поставленной задачи назначаются также и другие расчетные расходы, вплоть до расхода малой обеспеченности и даже максимального.

В соответствии с расчетным расходом определяются площадь живого сечения, средняя скорость течения, уклон водной

поверхности, средняя ширина и глубина потока. После этого вычисляются коэффициент Шези C м$^{1/2}$/с, поперечные составляющие скорости на закруглении речного потока $v_{z\,ср}$ м/с, значения коэффициента турбулентной диффузии D м^2/с.

Коэффициент Шези при наличии измеренных уклонов I вычисляется по формуле Шези

$$C = \frac{v_{ср}}{\sqrt{HI}}, \tag{4.83}$$

а при отсутствии данных об уклонах — по известной формуле Маннинга, содержащей коэффициент шероховатости, или по формуле Штриклера—Маннинга

$$C = 33\left(\frac{H}{d_э}\right)^{1/6}, \tag{4.84}$$

где $d_э$ — эффективный диаметр частиц донных отложений (мм), который для условий рек определяется как 50 %-ное значение крупности частиц по гранулометрической кривой. Формула (4.84) представлена в виде номограммы (рис. 4.10).

Коэффициент турбулентной диффузии, являющийся основным параметром при расчете перемешивания в потоках, вычисляется по формуле (4.9). Параметр M находится из табл. 4.3 в зависимости от C.

Таблица 4.3

Значения M и N в зависимости от C

C	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
M	13,0	16,5	20,0	23,5	27,0	30,5	34,0	37,5	41,0	44,5	48,0	48,0	48,0
N	13,3	25,2	40,8	59,9	82,6	109	139	172	209	250	294	318	343

Важную роль в процессе разбавления сточных вод в реках играют поперечные течения. В расчет вводится среднее значение поперечной составляющей скорости $v_{z\,ср}$ соответственно в поверхностном (+) или придонном слое (—) потока. Для вычисления $v_{z\,ср}$ рекомендуется формула (4.25), полученная интегрированием формулы А. В. Караушева [14] при введении поправочного коэффициента, равного 0,5. Интегрирование произведено от поверхности потока до той глубины, где v_z меняет направление на обратное (примерно $0{,}5H$).

Последними исследованиями установлено, что в расчет, выполненный по всем вариантам метода конечных разностей (для установившегося процесса), необходимо вводить поправку, учитывающую неравномерность распределения глубин на участке, для которого производится расчет разбавления. Отклонение глубин от среднего значения приводит к увеличению кинематической неоднородности потока и к усилению процесса перемешивания. Этот фактор учитывается путем введения по-

правочного множителя K_A к коэффициенту турбулентной диффузии D. Следует учитывать, однако, что приведенная ниже табл. (4.4) получена для условий малых рек. Применительно к средним и большим рекам не рекомендуется брать $K_A > 2$, т. е. указанной таблицей следует пользоваться для больших рек

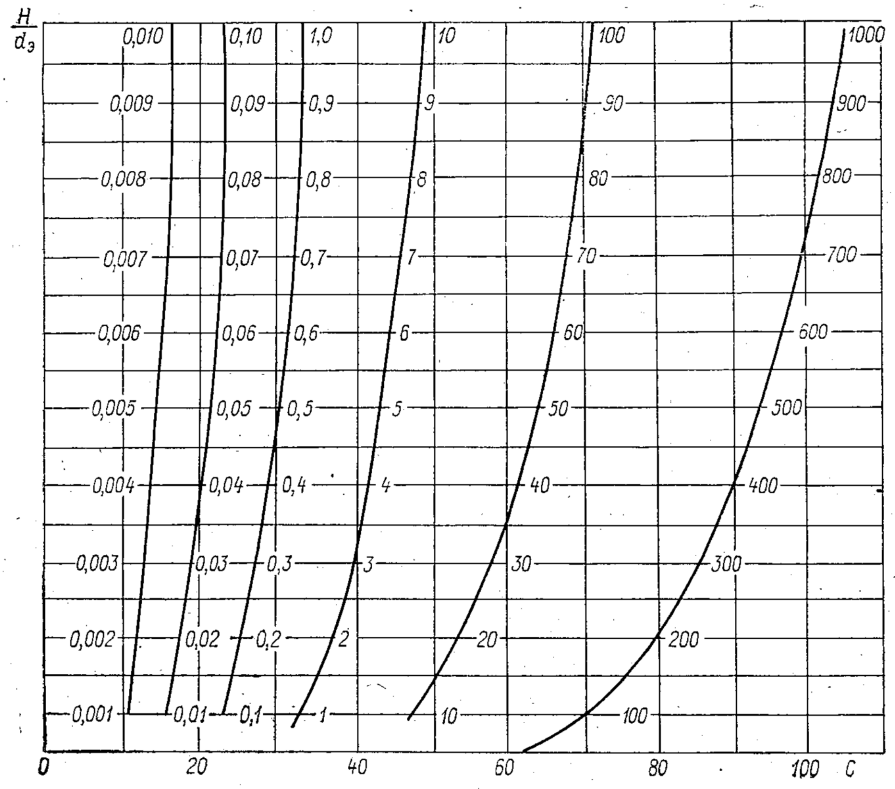

Рис. 4.10. Номограмма $C = f\left(\frac{H}{d_э}\right)$.

при значениях Θ от 0 до 0,6, а при бóльших Θ — всегда принимать $K_A = 2$.

Величина $\Theta = \frac{H_{макс.\,ср} - H_{ср}}{H_{ср}}$ характеризует неравномерность распределения глубин на участке, для которого производится расчет разбавления. Для вычисления этого параметра необходимо, кроме средней глубины для всего участка $H_{ср}$, знать и максимальное значение из средних глубин на створах $H_{макс.\,ср}$.

Таблица 4.4

Значения K_A

№ п/п	θ	K_A	№ п/п	θ	K_A	№ п/п	θ	K_A
1	0,0	1,0	5	0,4	1,6	9	0,8	3,0
2	0,1	1,05	6	0,5	1,9	10	0,9	3,4
3	0,2	1,2	7	0,6	2,2	11	1,0	3,8
4	0,3	1,4	8	0,7	2,6	12	1,1	4,2

Коэффициент турбулентной диффузии с учетом поправочного множителя K_A вычисляется по формуле

$$D_{\text{исп}} = \frac{gHv}{MC} K_A. \qquad (4.85)$$

При расчете разбавления в случае изменения расхода или отдельных элементов русла по длине потока (расчет по участкам) все перечисленные характеристики и коэффициенты вычисляются отдельно для каждого участка.

5. ПЕРЕНОС И РАЗБАВЛЕНИЕ СТОЧНЫХ ВОД В ОЗЕРАХ И ВОДОХРАНИЛИЩАХ

5.1. ОБ УСЛОВИЯХ ПРИМЕНИМОСТИ РАЗЛИЧНЫХ МЕТОДОВ

В зависимости от гидрометеорологической обстановки и характера выпуска сточных вод следует рассматривать различные случаи накопления и рассеяния загрязненных вод в озерах и водохранилищах и соответственно применять различные методы расчетов разбавления.

При наличии в районе выпуска сточных вод в водоеме устойчивого во времени и пространстве течения и при равномерном поступлении стоков процесс переноса и разбавления загрязняющих веществ протекает так же, как в реках. Существенным отличием является только то, что загрязняемая часть потока ограничена берегом лишь с одной стороны. Расчеты разбавления выполняются детальными методами, основанными на численном решении уравнения турбулентной диффузии в декартовых координатах по схемам как плоской, так и пространственной задачи, т. е. теми же методами, которые рекомендованы выше для речных потоков. Упрощенные же методы, предложенные для рек, в данном случае неприменимы, поскольку они относятся к русловому потоку, ограниченному с двух сторон берегами.

При поступлении загрязненных вод со скоростью, большей 2 м/с, необходимо учитывать как начальное, так и основное

разбавление. Если в водоеме в районе сброса сточных вод имеется вертикальный градиент поперечной составляющей скорости, то разбавление загрязненных вод происходит под действием суммарного эффекта турбулентной диффузии и поперечных течений, которые следует учитывать. Метод учета поперечных течений при численном решении уравнения диффузии детально рассмотрен выше (см. п. 4.2.2).

При длительном выпуске сточных вод в период, когда скорости течения в водоеме малы и неустойчивы по направлению, происходит накопление загрязненных вод в районе выпуска, сопровождаемое турбулентной диффузией. В рассматриваемых условиях расчет выполняется по уравнению турбулентной диффузии, записанному в цилиндрических координатах. Основанные на использовании этого уравнения методы расчета приведены ниже. Если выполняется расчет разбавления сточных вод, сбрасываемых в водоем через рассеивающие выпуски, то при использовании расчетной зависимости, полученной на основе уравнения турбулентной диффузии в декартовых координатах, вычисления производятся так же, как для рек (см. п. 4.3.8).

Если производится мгновенный (залповый) сброс загрязненных вод в водоем, то для расчета разбавления следует применять метод, разработанный также на основе уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах.

5.2. РАЗБАВЛЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД В ВОДОЕМАХ ПРИ УСТОЙЧИВЫХ ТЕЧЕНИЯХ

5.2.1. Расчет установившегося разбавления с учетом начального

Если в водоем, имеющий устойчивое течение, осуществляется длительный равномерный сброс загрязненных вод со скоростью выпуска $v_{ст}$, превышающей 2 м/с, необходимо учитывать начальное разбавление, обусловленное различием скоростей струи загрязненных вод и окружающих водных масс.

Для учета начального разбавления следует использовать метод, предложенный Н. Н. Лапшевым [23]. Пользуясь этим методом, определяют относительный диаметр струи в конце зоны начального разбавления $\tilde{d} = d/d_0$ (где d_0 — диаметр оголовка, d — диаметр загрязненной струи в конце зоны начального разбавления). При этом применяют следующую формулу (4.30):

$$\tilde{d} = \sqrt{\frac{8{,}1}{\frac{(1-m)\,\Delta v_m^2}{0{,}92} + \frac{2m\,\Delta v_m}{0{,}96}}}.$$

Здесь m — отношение скоростей: $m = v_п/v_{ст}$; $v_п$ — средняя скорость потока; $v_{ст}$ — скорость истечения сточной жидкости из оголовка; Δv_m — разность между скоростью на оси струи и скоростью окружающих водных масс.

По данным экспериментальных исследований Лапшева, начальное разбавление заканчивается в створе, где $\Delta v_m = 0{,}10$—$0{,}15$ м/с. Кратность начального разбавления $n_н$ вычисляется по формуле (4.29). Расстояние от створа выпуска до створа, в котором заканчивается начальное разбавление, следует рассчитывать по зависимости (4.31)

$$x_н = \frac{d}{0{,}48\,(1 - 3{,}12m)}.$$

Если в процессе начального разбавления струя загрязненных вод достигает дна или поверхности водоема, то вследствие стеснения струи интенсивность разбавления будет уменьшаться. Это уменьшение, согласно Лапшеву, определяется функцией, учитывающей стеснение струи $f(H/d)$ (см. рис. 4.5). Тогда кратность начального разбавления в стесненной струе находится по формуле

$$n_{н.\,с} = n_н f\left(\frac{H}{d}\right).$$

Дальнейшее (основное) разбавление загрязненных вод происходит вследствие свободного диффузионного переноса. Расчет разбавления выполняется непосредственно с помощью уравнения турбулентной диффузии в декартовых координатах.

При учете начальных для основного разбавления условий будем считать, что в конце зоны начального разбавления загрязненные воды кратностью разбавления $n_н$ равномерно распределены по поперечному сечению загрязненной струи. Поскольку кратность начального разбавления $n_н$, по Лапшеву, есть минимальная кратность (максимальная концентрация) в струе, то допущение о равномерном распределении загрязненных вод с концентрацией $s = s_{ст}/n_н$ по сечению струи позволяет выполнять расчет разбавления с некоторым запасом, т. е. полученные при расчете концентрации загрязненных вод являются несколько завышенными. При использовании численных методов расчета определение количества клеток, занятых загрязненными водами в начальном для основного разбавления сечении, их размеров и учет граничных условий осуществляется так же, как и для речных потоков (см. разд. 4).

5.2.2. Метод расчета установившегося разбавления без учета начального

Если скорость истечения струи загрязненных вод менее 2 м/с, то начальным разбавлением можно пренебречь. Расчет разбавления следует выполнять численным методом, изложенным

в разд. 4. Граничные и начальные условия учитываются таким же образом, как и при расчете разбавления в речных потоках.

5.3. УЧЕТ ВЕРТИКАЛЬНОГО ГРАДИЕНТА ПОПЕРЕЧНОЙ СКОРОСТИ ПРИ ОЦЕНКЕ РАЗБАВЛЕНИЯ

При наличии вертикального градиента поперечной скорости течения основное разбавление загрязненных вод осуществляется не только под действием турбулентной диффузии, но также в значительной мере под влиянием градиента поперечной составляющей скорости. В определенных случаях эффект распластывания загрязненных вод под действием вертикального градиента поперечной скорости может значительно превышать эффект турбулентной диффузии. Учет поперечных по отношению к основному движению скоростей в водоемах при наличии данных измерений распределения поперечной составляющей скорости по вертикали осуществляется аналогично учету поперечных скоростей в речном потоке (п. 4.2.2). Значения поперечных скоростей следует получать по данным непосредственных измерений в нескольких точках на ряде вертикалей.

Расчет диффузии производится по формуле (4.5). Смещение каждого горизонтального слоя клеток $\Delta_{см}z$ относительно соседнего слоя, двигающегося с меньшей поперечной скоростью, при перемещении расчетного сечения на один шаг Δx определяется в долях от поперечного размера клетки по следующей зависимости:

$$\frac{\Delta_{см}z}{\Delta z} = \frac{\Delta_y v_z \Delta x}{v_x \Delta y}, \qquad (5.1)$$

где $\Delta_y v_z$ — изменение поперечной скорости по вертикали при перемещении клетки на один шаг вдоль потока Δx.

Прежде всего необходимо определить номера расчетных сечений, в которых будем производить сдвиги. Первым сечением для каждого слоя клеток следует считать сечение, в котором впервые появились клетки с ненулевой концентрацией. Далее следует чередовать расчет диффузии и сдвиг клеток так, как это указано в п. 4.2.2.

5.4. ПРИМЕНЕНИЕ УРАВНЕНИЯ ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ В ЦИЛИНДРИЧЕСКИХ КООРДИНАТАХ ДЛЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ НЕСТАЦИОНАРНОГО ПРОЦЕССА

5.4.1. Уравнение турбулентной диффузии

В озерах и крупных водохранилищах на участках сброса сточных вод в определенные периоды времени могут отсутствовать практически заметные течения и будет происходить

накопление загрязняющих веществ в районе сброса. За счет турбулентности загрязненная вода перемешивается с окружающими ее водными массами. Расширение пятна (облака) загрязнения происходит как за счет поступления новых порций сточной воды, так и за счет диффузии.

Расчет процесса распространения загрязняющих веществ в указанном случае рекомендуется выполнять на основе уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах, выведенного А. В. Караушевым [15, 20]. Принципиально это уравнение записывается для случая сосредоточенного выпуска, однако в порядке первого приближения оно может применяться и для рассеивающего выпуска сравнительно небольшой протяженности, особенно при сбросе в крупный глубоководный водоем. Условно предполагается при этом, что сброс всего расхода сточных вод производится через одно среднее отверстие выпуска, расположенное в центре координат. Ошибка от такого предположения уменьшается по мере удаления от центра и уже на сравнительно небольшом расстоянии от него становится практически незаметной.

Методика расчета разбавления в водоемах, разработанная в ГГИ на основе уравнения диффузии в цилиндрических координатах, изложена в ряде руководств. В процессе выполнения дальнейших исследований автором уравнения был пересмотрен его вывод, что позволило в дальнейшем улучшить расчетные зависимости. Кроме того, новый вывод уравнения осуществлен для случая неконсервативного вещества, распад которого протекает по реакции первого порядка. Общий вид уравнения изменился лишь за счет дополнительного члена, учитывающего неконсервативность вещества. В новом варианте решения иначе записаны и формулы для учета граничного условия в центре координат [20].

Дифференциальное уравнение турбулентной диффузии в цилиндрических координатах для неконсервативного вещества записывается таким образом:

$$D\frac{\partial^2 s}{\partial r^2}+\frac{\beta}{r}\frac{\partial s}{\partial r}+k_{\text{н}}s=\frac{\partial s}{\partial t}. \qquad (5.2)$$

Здесь, как и ранее, s — концентрация загрязняющего вещества в воде; t — время; D — коэффициент турбулентной диффузии; через r обозначено расстояние от центра (от источника загрязнения), иначе это радиус круга или сектора загрязнения, ограниченного дугой, совпадающей с изолинией концентрации s; $k_{\text{н}}$ — коэффициент, учитывающий неконсервативность вещества; принимаем, что при распаде $k_{\text{н}}<0$, при возрастании количества вещества за счет внутриводоемных процессов $k_{\text{н}}>0$. Для консервативных веществ $k_{\text{н}}=0$ и соответственно из уравнения исчезает третий член левой части.

Параметр β выражается равенством

$$\beta = D - \frac{Q_{ст}}{\varphi H}, \qquad (5.3)$$

где $Q_{ст}$ — расход сточных вод, м^3/с; H — средняя глубина водоема на участке сброса и распространения сточных вод, м; φ — угол распространения сточных вод от точечного источника, выраженный в радианах; при выпуске у прямого берега $\varphi = \pi$, при выпуске на значительном удалении от берега $\varphi = 2\pi$. Граничные условия для уравнения (5.2) записываются в виде $s/_{r\to 0} = s_{ст}$, $s/_{r\to\infty} = 0$. При использовании конечно-разностного метода первое из этих условий учитывается особым способом, рассмотренным ниже, второе — учитывается в ходе решения.

5.4.2. Конечно-разностная схема расчета

Переходя к изложению методики расчета, заметим, что, согласно принятому при выводе уравнения предположению, r является средним радиусом контрольного элемента, т. е. части

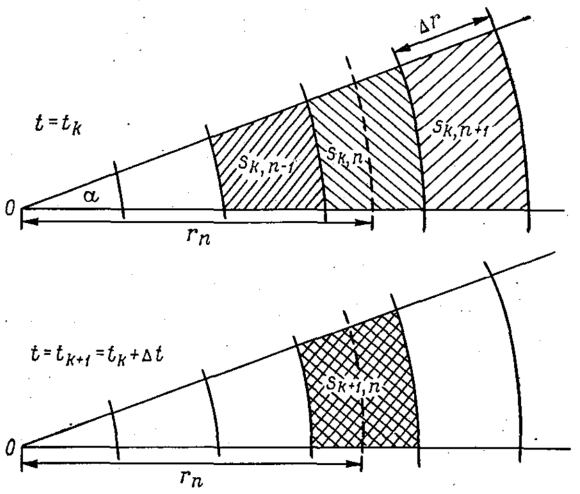

Рис. 5.1. Схема к расчету процесса накопления и диффузии сточных вод при малых неустойчивых течениях в водоеме.

кольца шириной Δr, поэтому r и Δr оказываются связанными между собой соотношением

$$r = \left(n - \frac{1}{2}\right)\Delta r. \qquad (5.4)$$

Здесь n — порядковый номер отсека (кольца). Начало отсчета ведется от центра, где $r = 0$. Примыкающий к центру отсек имеет номер $n = 1$.

На рис. 5.1 изображена расчетная сетка в секторе α зоны распространения загрязняющих веществ. На рисунке указаны

концентрации загрязняющего вещества в каждом отсеке сетки в данный момент времени $t = t_k$ и в последующий момент $t = t_{k+1} = t_k + \Delta t$. Для данного момента имеем следующие значения концентраций: $s_{k,\,n-1}$ (в отсеке $n-1$), $s_{k,\,n+1}$ (в отсеке $n+1$). Для последующего (расчетного) интервала времени в расчетном отсеке n имеем концентрацию $s_{k+1,\,n}$ (см. рисунок).

Расчетное уравнение записывается в виде

$$s_{k+1,\,n} = \eta s_{k,\,n} + \nu_n s_{k,\,n-1} + \mu_n s_{k,\,n+1}. \qquad (5.5)$$

Коэффициенты η, ν_n и μ_n вычисляются предварительно по приведенным ниже формулам. Первый из них является постоянным, а два других изменяются по длине радиуса r в соответствии с нарастанием номера отсека n:

$$\eta = 1 - 2D\frac{\Delta t}{\Delta r^2} + k_{\text{н}}\Delta t, \qquad (5.6)$$

$$\nu_n = \left(D - \frac{\beta}{2n-1}\right)\frac{\Delta t}{\Delta r^2}, \qquad (5.7)$$

$$\mu_n = \left(D + \frac{\beta}{2n-1}\right)\frac{\Delta t}{\Delta r^2}. \qquad (5.8)$$

Уравнение (5.2) описывает нестационарный процесс диффузии, развивающийся во времени t. Расчет разбавления выполняется по формуле (5.5) с учетом граничных и начальных условий. В качестве начального условия принимается отсутствие загрязнения в пределах всей расчетной области или некоторая постоянная для области концентрация загрязняющего вещества, соответствующая, например, естественной (фоновой) концентрации.

Выражать концентрации при расчете загрязнения удобно в превышениях над фоном. Подробнее об этом говорится ниже.

Граничное условие выводится для первого отсека расчетной сетки (т. е. для первого элемента, примыкающего к центру) из следующего уравнения баланса вещества:

$$\frac{Q_{\text{ст}}}{\varphi H}(s_{\text{ст}} - s_\delta) = \frac{\Delta r^2}{2}\frac{\partial s_1}{\partial t} - D\left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_\delta \Delta r - \frac{k_{\text{н}}}{2}\Delta r^2 s_1, \qquad (5.9)$$

где s_δ и $\left(\frac{\partial s}{\partial r}\right)_\delta$ — соответственно значения концентрации и производной на расстоянии Δr от центра координат; s_1 — средняя концентрация в первом расчетном отсеке.

Расчет концентрации в первом отсеке для каждого расчетного интервала времени Δt, включая и начальный, выполняется по следующей формуле, выведенной на основании уравнения (5.9):

$$s_{k+1,\,1} = as_{\text{ст}} + bs_{k\,1} + ds_{k2}, \qquad (5.10)$$

где s_{k1} и s_{k2} — соответственно средние значения концентрации в первом и втором отсеках в интервал времени, предшествующий расчетному. Выражение (5.10) является граничным условием для точки начала координат.

Коэффициенты, содержащиеся в формуле (5.10), вычисляются следующим образом:

$$a = \frac{2Q_{ст}}{\varphi H} \frac{\Delta t}{\Delta r^2}, \tag{5.11}$$

$$b = 1 - \frac{Q_{ст}}{\varphi H} \frac{\Delta t}{\Delta r^2} - 2D \frac{\Delta t}{\Delta r^2} + k_н \Delta t, \tag{5.12}$$

$$d = 2D \frac{\Delta t}{\Delta r^2} - \frac{Q_{ст}}{\varphi H} \frac{\Delta t}{\Delta r^2}. \tag{5.13}$$

Напоминаем, что при распаде веществ $k_н$ принимается отрицательным, поэтому в формулах (5.6) и (5.12) в этом случае член, содержащий $k_н$, также является отрицательным. При положительном $k_н$ указанный член имеет положительный знак. Рассматриваемая здесь методика расчета предназначена для оценки условий распространения загрязняющих веществ на сравнительно больших пространствах водоемов, поэтому так называемое начальное разбавление при таких расчетах может не учитываться.

Расчет начинается с того, что на основании общих соображений оценивается область возможного распространения загрязняющих веществ в водоеме от источника загрязнения, который принимается за центр этой области. По данным измерений назначается средняя глубина H и вычисляется средний для всей области коэффициент турбулентной диффузии D. Вычисление D производится по формуле, приведенной в п. 4.2. Содержащиеся в формуле величины принимаются как средние для всей области распространения загрязняющих веществ. Напомним, что условием применимости рассматриваемого здесь метода расчета диффузии является отсутствие однонаправленного постоянного течения в области сброса сточных вод. Предполагается, что здесь имеются меняющиеся во времени и по направлению слабые течения, скорость которых и учитывается при вычислении D. Далее внутри области располагается расчетный сектор α с центром в точке сброса сточных вод. Назначается размер расчетного отрезка радиуса Δr. Наиболее целесообразно руководствоваться следующими соображениями при выборе величины Δr:

$$H \leqslant \Delta r = \frac{1}{p} R_{з.\,ож}, \tag{5.14}$$

где $p = 20 \div 30$; $R_{з.\,ож}$ — ожидаемый радиус области распространения загрязненных вод в водоеме.

Заметим, что радиус области распространения загрязненных вод $R_з$ отличается от радиуса зоны загрязнения $r_з$, который назначается по условию $s = ПДК$ и всегда находится внутри области $R_з$. Если расчеты покажут существенное отличие получаемой величины $R_з$ от принятой первоначально, т. е. от величины $R_{з.ож}$, то вычисления могут быть повторены при использовании более правдоподобной величины $R_з$. Неточность назначения Δr не дает ошибок, но может привести к излишней громоздкости расчетов (при очень малых Δr) или получению слишком больших Δt (при больших Δr).

Рассмотренная здесь методика расчета имеет ограниченную применимость, она может использоваться только для тех случаев, когда $D \geqslant -\beta$, что равнозначно неравенству

$$Q_{ст} \leqslant 2\varphi HD. \tag{5.15}$$

Расчетный интервал времени выбирается согласно условию

$$\Delta t < \frac{\Delta r^2}{2D + \frac{Q_{ст}}{\varphi H} - k_н \Delta r^2}. \tag{5.16}$$

Во всех приведенных выше формулах величины следует выражать в таких размерностях: время в секундах, глубину и расстояния в метрах, углы в радианах, расход сточных вод в $м^3/с$, коэффициент турбулентной диффузии в $м^2/с$, концентрацию в $г/м^3$ или в условных безразмерных величинах.

Задавшись определенными значениями Δr и Δt, вычисляют все коэффициенты расчетных формул: a, b, d, η, ν_n, μ_n. Последние два коэффициента изменяются по длине радиуса и приобретают особые значения для каждого расчетного отсека. Для первого отсека они не нужны, поскольку основная расчетная формула метода (5.5) применяется, начиная со второго отсека. Для всех расчетных отсеков, начиная со второго, вычисляются ν_n и μ_n и составляется таблица этих величин.

Правильность вычисления коэффициентов проверяют по условиям:

$$\eta + \nu_n + \mu_n - k_н \Delta t = 1; \tag{5.17}$$

$$a + b + d - k_н \Delta t = 1. \tag{5.18}$$

Условие (5.17) должно выполняться для каждого элемента n. Для консервативных веществ $k_н = 0$ и запись формул (5.6) и (5.16) упрощается. Все коэффициенты следует вычислять с большой точностью, чтобы отклонения от единицы в контрольных формулах (5.17) и (5.18) не превышали 0,001.

Закончив предварительные вычисления, завершающиеся получением a, b, d, η и таблицы значений ν_n и μ_n, приступают

непосредственно к расчету концентрации в отсеках 1, 2, ..., $n-1$, n, $n+1$, ... и т. д.

Для первого отсека всегда считают по формуле (5.10). В начальный момент в ней только произведение $as_{ст}$ не равно нулю, а два остальных члена равны нулю. Во второй момент (во второй интервал Δt) первый и второй члены будут отличаться от нуля, а третий будет равен нулю. Для третьего и последующего интервалов уже все члены будут отличны от нуля.

Для остальных отсеков применяют формулу (5.5).

Последовательность расчета такая: сначала вычисляют концентрацию в 1-м отсеке, затем во 2-м, в 3-м и так до конца получаемой по расчету области распространения загрязняющих веществ, т. е. до того отсека, где по расчету будет получаться $s=0$. Затем переходят к следующему расчетному интервалу и выполняют вычисления в том же порядке. За один интервал времени область распространения загрязняющих веществ увеличивается на один шаг Δr.

Расчеты для случая распространения в водоеме консервативного вещества выполняются по той же методике с использованием тех же расчетных формул, которые для данного случая несколько упрощаются, поскольку величины, содержащие $k_н$, в них отсутствуют.

Проверка расчета для консервативного вещества может быть сделана на основании баланса вещества. Для этого сначала вычисляют массу вещества $П_{заг}$, поступившего через рассматриваемый выпуск в водоем за весь расчетный период t_j

$$t_j = \sum_{k=1}^{k=j} \Delta t_k. \tag{5.19}$$

Здесь k, так же как и в формулах (5.5), (5.10), обозначает порядковый номер расчетного интервала Δt, отсчитываемый от принятого начального момента времени, в частности от начала эксплуатации выпускного сооружения. Очевидно, что масса $П_{stj}$ выражается произведением

$$П_{stj} = Q_{ст} s_{ст} t_j. \tag{5.20}$$

В момент времени t_j в пределах всей зоны распространения загрязняющего вещества должно находиться $П_{stj}$ этого вещества. Расчет диффузии позволяет получить значения концентрации в каждом n-м отсеке. Вычислив объем каждого отсека δV_n по формуле

$$\delta V_n = \varphi r_n \Delta r H \tag{5.21}$$

и умножив объем на концентрацию, полученную для момента времени t_j в каждом отсеке (элементе), т. е. на s_{jn}, находят массу вещества в элементах.

Суммируя массу вещества по всем элементам, определяют общую его массу в зоне распространения вещества. Очевидно, что общая масса вещества в момент времени t_j в зоне его распространения выразится суммой

$$П'_{stj} = \sum_{n=1}^{N} s_{nj} \delta V_n. \tag{5.22}$$

Разность $П_{stj}$ и $П'_{stj}$ даст ошибку расчета. Средняя ошибка значений концентрации δs будет

$$\delta s = \frac{П_{stj} - П'_{stj}}{\sum_{n=1}^{N} \delta V_n}, \tag{5.23}$$

Если эта ошибка оказывается заметной, ее можно учесть, исправив на величину δs вычисленные значения s_{nj}. После такого исправления расчет может быть продолжен в обычном порядке. Контроль и исправления могут выполняться неоднократно.

Заметим, что сопоставление величин $П_{stj}$ и $П'_{stj}$ при расчете для неконсервативных веществ должно давать

$$П_{stj} > П'_{stj}. \tag{5.24}$$

Разность между этими величинами выражает естественный процесс распада вещества за счет тех или иных физико-химических или биологических процессов, протекающих в водоеме.

Расчеты изложенным выше методом дают изменение во времени распределения концентрации вещества по радиусам, расходящимся от точки, отвечающей источнику загрязнения. Изолинии концентрации при этом будут иметь вид окружностей (или соответственно полуокружностей при выпуске у берега) с центром в месте выпуска. Для каждого заданного момента времени t по полученным изолиниям могут быть определены площади и объемы зоны загрязнения. Границей этой зоны считается изолиния, на которой концентрация равна ПДК.

Расчеты выполняются для всего периода отсутствия однонаправленных течений, способных выносить загрязненные воды за пределы области влияния сбросов, т. е. для периодов штилей и ледостава.

Если в какой-то момент времени возникло устойчивое течение со средней скоростью v, благодаря которому облако загрязненных вод начинает перемещаться и теряет связь с источником, то в предположении неизменности формы облака и сохранения максимальной концентрации в центре облака может быть выполнен расчет, позволяющий проследить дальнейший процесс диффузии с учетом перемещения облака загрязнения.

Перемещение облака за один расчетный интервал находится по формуле

$$\Delta x = v\,\Delta t. \tag{5.25}$$

Расчет диффузии производится по приведенной схеме при $Q_{ст} = 0$ и коэффициенте турбулентного обмена, вычисленном при новой средней скорости течения. Учет граничных условий в точке $r = 0$ при этом упрощается: формулы (5.5), (5.10) не используются, а вместо этого для элемента $n = 1$ в момент времени t_{k+1} берут

$$s_{k+1,1} \cong \frac{1}{2}(s_{k1} + s_{k2}). \tag{5.26}$$

Суммируя отрезки Δx, получают путь перемещения облака загрязняющего вещества. Расчет дает распределение концентрации в облаке для каждого момента t.

5.4.3. Распространение загрязняющих веществ при залповом сбросе

Выпуск сточных вод в водные объекты не всегда производится непрерывно. Возможны случаи единовременного (залпового) сброса сточных вод, когда выпуск осуществляется в течение короткого промежутка времени. С некоторым приближением можно считать, что за короткое время сброса происходит только вытеснение чистых вод из пространства, окружающего сбросное сооружение, и заполнение его сточными водами. Учет же разбавления и распространения загрязненных вод по акватории водоема производится для периода, который начинается после прекращения выпуска. Очевидно, что этот период может быть достаточно длительным.

В случае залпового сброса загрязненных вод объемом $W_{ст}$ находится начальный радиус r_0 облака загрязняющего вещества (предполагается, что в плане облако имеет форму окружности или полуокружности). Если выпуск производится у берега, то

$$r_0 = \sqrt{\frac{2W_{ст}}{\pi H}}. \tag{5.27}$$

Если же выпуск сточных вод расположен в удалении от берега, то

$$r_0 = \sqrt{\frac{W_{ст}}{\pi H}}. \tag{5.28}$$

Расчет диффузии производится методом, изложенным в предыдущем разделе, но при других граничных условиях в центре координат. Разделив r_0 на Δr, получают для начального момента число отсеков, в которых концентрация сбрасываемого

вещества равна начальной. В остальных (внешних) отсеках в начальный момент концентрация равна нулю. Расчет выполняется с использованием формул (5.5)—(5.8) при $Q = 0$. При расчете диффузии консервативного вещества в этих формулах принимают $k_н = 0$.

Граничное условие для первого отсека при расчете разбавления в случае залпового сброса записывается в следующем виде:

$$s_{k+1,1} = bs_{k1} + ds_{k2}. \tag{5.29}$$

Обозначения те же, что и в предыдущем разделе.

5.4.4. Использование метода прогонки при численном решении уравнения диффузии

Выше отмечалось, что неравенство (5.15) накладывает довольно жесткие ограничения на область применения рассмотренной в предыдущем разделе методики расчета распространения загрязненных вод в водоемах. Вместе с тем при аппроксимации производных в уравнении (5.2) конечными разностями получается система алгебраических уравнений, которая легко решается при применении метода прогонки. Этот метод позволяет избавиться от указанных ограничений, а некоторое увеличение объема вычислительных работ по сравнению с предложенной выше методикой не приводит к затруднениям при использовании ЭВМ.

Производная по времени в уравнении (5.2) аппроксимируется правосторонней разностью, вторая производная — по r-центральной, первая производная — левосторонней разностью. Уравнение принимает вид

$$\frac{s_{k+1,n} - s_{k,n}}{\Delta t} = \sigma\left[\frac{D}{\Delta r^2}(s_{k+1,n+1} - 2s_{k+1,n} + s_{k+1,n-1}) + \right.$$
$$\left. + \frac{\beta}{n\,\Delta r^2}(s_{k+1,n} - s_{k+1,n-1}) + k_н s_{k+1,n}\right] + (1-\sigma)\left[\frac{D}{\Delta r^2} \times \right.$$
$$\left. \times (s_{k,n+1} - 2s_{k,n} + s_{k,n-1}) + \frac{\beta}{n\,\Delta r^2}(s_{k,n} - s_{k,n-1}) + k_н s_{k,n}\right]. \tag{5.30}$$

Здесь σ — параметр схемы, значение его выбирается от 0 до 1 из соображений устойчивости схемы или других соображений. Равенство $\sigma = 0$ соответствует явной схеме расчета, $\sigma = 1$ — неявной схеме. Остальные обозначения указаны в предыдущем разделе.

Граничные условия записываются следующим образом:

$$s_{k,0} = s_{ст}; \quad s_{k,N} = 0 \tag{5.31}$$

(о выборе N при расчете будет сказано ниже), начальные условия имеют вид

$$s_{0,n}=0 \quad (n=1, 2, \ldots, N); \quad s_{0,0}=s_{\text{ст}}. \tag{5.32}$$

Путем тождественных преобразований выражение (5.30) можно привести к виду

$$s_{k+1,n}=s_{k+1,n+1}\mu'_n+s_{k+1,n-1}\nu'_n+F_{k,n}. \tag{5.33}$$

где:

$$\mu'_n=\frac{1}{\eta'_n}\sigma D\frac{\Delta t}{\Delta r^2}, \tag{5.34}$$

$$\nu'_n=\frac{1}{\eta'_n}\sigma\frac{\Delta t}{\Delta r^2}\left(D-\frac{\beta}{n}\right), \tag{5.35}$$

$$\eta'_n=\sigma\frac{\Delta t}{\Delta r^2}\left(2D-\frac{\beta}{n}\right)+1-\sigma k_{\text{н}}\Delta t, \tag{5.36}$$

$$F_{k,n}=\frac{1}{\eta'_n}\left\{(1-\sigma)\frac{\Delta t}{\Delta r^2}\left(D-\frac{\beta}{n}\right)s_{k,n-1}-\left[(1-\sigma)\times\right.\right.$$

$$\left.\times\frac{\Delta t}{\Delta r^2}\left(2D-\frac{\beta}{n}\right)-(1-\sigma)k_{\text{н}}\Delta t-1\right]s_{k,n}+(1-\sigma)\times$$

$$\left.\times D\frac{\Delta t}{\Delta r^2}s_{k,n+1}\right\}. \tag{5.37}$$

Выражения (5.32) и (5.33) при каждом $k\geqslant 1$ и $n=1, 2, \ldots, N$ образуют систему линейных алгебраических уравнений. Решение этой системы будем искать в виде

$$s_{k,n}=s_{k,n+1}\chi_{k,n}+\Psi_{k,n}, \tag{5.38}$$

где $\chi_{k,n}$ и $\psi_{k,n}$ — неизвестные пока функции, называемые прогоночными коэффициентами. Из (5.38) следует, что

$$s_{k,n-1}=s_{k,n}\chi_{k,n-1}+\Psi_{k,n-1}.$$

Подставляя $s_{k,n-1}$ в выражение (5.38), получаем

$$s_{k,n}\left(1-\nu'_n\chi_{k,n-1}\right)=s_{k,n+1}\mu'_n+\nu'_n\Psi_{k,n-1}+F_{k-1,n}. \tag{5.39}$$

Из (5.38) и (5.39) нетрудно получить рекурентные формулы для $\chi_{k,n}$ и $\psi_{k,n}$

$$\chi_{k,n}=\frac{\mu'_n}{1-\nu'_n\chi_{k,n-1}}; \quad \Psi_{k,n}=\frac{\nu'_n+F_{k-1,n}}{1-\nu'_n\chi_{k,n-1}}. \tag{5.40}$$

Исходные значения прогоночных коэффициентов следуют из формул (5.38) и (5.32)

$$\chi_{k0}=0; \quad \Psi_{k0}=s_{\text{ст}}. \tag{5.41}$$

В процессе решения на каждом шаге по времени $k \geqslant 1$ осуществляются два этапа расчетов: 1) по формулам (5.40) и (5.41) на основании значений концентраций загрязняющего вещества на предыдущем шаге $s_{k-1, n}$ рассчитываются коэффициенты $\chi_{k, n}$ и $\psi_{k, n}$ $(n = 1, 2, \ldots, N)$, причем значение N определяется из условия $\psi_{k, N} \leqslant 0{,}5\varepsilon$, где ε — заданная точность расчетов; 2) по формуле (5.38), полагая $s_{k, N} = 0$, определяют последовательно $s_{k, N-1}$, $s_{k, N-2}$, $\ldots$, $s_{k, 1}$. Выбор параметра схемы осуществляется из соображений устойчивости. Расчеты показывают, что результат вычислений практически не зависит от значения σ, если $\sigma \geqslant \frac{1}{2}$. Схема при этом устойчива. Величина Δr выбирается согласно (5.14), Δt должно удовлетворять соотношению

$$\frac{1}{\Delta t} > \left(\frac{2D}{\Delta r^2} - k_{\text{н}}\right)(1 - \sigma). \tag{5.42}$$

Численные эксперименты, проведенные при помощи ЭВМ «Минск-32», показали, что зона загрязнения, формируемая подвергающимся распаду веществом, через некоторое число расчетных шагов стабилизируется. Это соответствует физической сущности процесса. Стабилизация соответствует равенству между количеством (массой) поступающего со сточными водами в водоем в единицу времени неконсервативного вещества и массой распадающегося за то же время вещества в пределах всей области его распространения. Стабилизируется как размер области распространения загрязняющего вещества, так и распределение в ней его концентрации. Общая масса M_s неконсервативного распадающегося вещества, поступающего в водоем со сточными водами, может быть приближенно оценена по формуле

$$M_s = -\frac{Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}}{k_{\text{н}}}, \tag{5.43}$$

где $Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}$ — расход вещества, сбрасываемого со сточными водами в водоем через один или несколько выпусков; $k_{\text{н}}$ при распаде всегда отрицательно.

5.4.5. Изменение фоновой концентрации вещества в водоемах, подверженных антропогенному влиянию

В предыдущих разделах монографии рассматривались условия формирования локальных зон загрязнения в водоеме. Однако за счет постепенного выноса веществ из зоны загрязнения, повторяющихся случаев частичного или полного размыва этой зоны во время сильных штормов или возникающих в местах сброса однонаправленных переносных течений происходит постепенное возрастание концентрации рассматриваемого вещества и в других частях водоема. Если переносится консерватив-

ное вещество или вещество с малой степенью неконсервативности, то постепенно оно распространяется во всем водоеме — фоновая концентрация этого вещества в водных массах водоема возрастает. Количественная зависимость фоновой концентрации от основных определяющих ее факторов может быть получена на основе простого балансового соотношения, содержащего члены, учитывающие приход—расход вещества и изменение во времени его общей массы в водоеме.

Рассмотрим случай, когда в некоторый начальный момент времени $t = 0$ в водоем начинается сброс сточных вод с расходом $Q_{ст}$ (м³/с) и концентрацией $s_{ст}$ (г/м³). Предположим, что сбрасывается неконсервативное вещество, характеризующееся коэффициентом неконсервативности $k_н$ (1/с). А. В. Караушевым [37] показано, что с определенным приближением процесс накопления веществ в водоеме и выноса из него можно оценить, используя гипотезу о достаточном перемешивании водных масс водоема с водами притоков за некоторый средний период их пребывания в водоеме $T_{усл}$. Эту последнюю величину называют условным временем водообмена; выражать ее будем в секундах. В разделе об интегральных показателях уже приводилось выражение $T_{усл}$. В данном случае оно записывается в виде

$$T_{усл} = \frac{W}{Q_в}, \tag{5.44}$$

где W — расчетный объем водоема, м³; $Q_в$ — средний за весь расчетный период расход воды в водотоке, вытекающем из водоема, м³/с.

Для многих случаев может быть принято следующее приближенное равенство:

$$Q_в = Q_{пр}, \tag{5.45}$$

где $Q_{пр}$ — средний за расчетный период суммарный расход всех притоков водоема.

Очевидно, что это равенство справедливо только тогда, когда испарение с водной поверхности примерно равно осадкам, выпадающим на поверхность водоема, а фильтрационный расход через ложе водоема примерно равен притоку подземных вод. Для условий аридных зон, где испарение намного превышает осадки и может быть сопоставимо с $Q_в$, и тем более для бессточных водоемов, когда $Q_{пр}$ полностью поглощается испарением, рассматриваемые ниже формулы не могут быть использованы непосредственно, а требуют существенной корректировки для учета особых в данном случае балансовых соотношений.

Для измененных условий, отвечающих поступлению сточных вод в водоем, при вычислении $Q_в$ и $T_{усл}$ могут встретиться два следующих случая: 1) объект, сбрасывающий сточные воды в водоем с расходом $Q_{ст}$ (м³/с), производит забор воды из

внешнего для данного водоема источника (трубопровод, канал), не затрагивающего сам водоем и его притоки; 2) забор воды производится из водоема или его притока, при этом сохраняется (как это обычно бывает) приближенное равенство между расходами водозабора и сброса сточных вод.

В первом случае

$$Q_{\text{в. изм}} = Q_{\text{в}} + Q_{\text{ст}} \tag{5.46}$$

и соответственно изменяется численное значение $T_{\text{усл}}$.

Составляя для водоема уравнение баланса загрязняющего вещества, учитываем начальную массу вещества в водоеме, имевшуюся в нем в бытовых условиях, т. е. до начала сброса сточных вод $Ws_{\text{б}}$ (где $s_{\text{б}}$ — бытовая концентрация); приток загрязняющего вещества, складывающийся из сброса сточных вод $Q_{\text{ст}}s_{\text{ст}}$ (г/с) и поступления этого вещества с водами всех притоков $Q_{\text{пр}}s_{\text{пр}}$ (где $s_{\text{пр}}$ — среднее взвешенное значение концентрации вещества в притоках); далее учитываем вынос вещества из водоема $Q_{\text{в}}s$, где s — средняя концентрация вещества в реке, вытекающей из водоема (эта концентрация принимается равной средней концентрации водных масс в водоеме в момент времени t). Положение о равенстве указанных величин, по-видимому, можно считать достаточно близким к истине при относительно большом условном времени водообмена $T_{\text{усл}}$.

Преобразование составленного таким образом уравнения баланса позволяет получить следующее уравнение изменения во времени фоновой концентрации вещества в водоеме:

$$s = s_* - (s_* - s_{\text{б}})\, e^{-\left(\frac{1}{T_{\text{усл}}} - k_{\text{н}}\right) t}, \tag{5.47}$$

где s_* — предельная концентрация вещества в водоеме, устанавливающаяся в результате длительного сброса сточных вод в водоем (теоретически $t = \infty$). Эта величина находится по формуле

$$s_* = \frac{Q_{\text{пр}}s_{\text{пр}} + Q_{\text{ст}}s_{\text{ст}}}{Q_{\text{пр}} + Q_{\text{ст}} - k_{\text{н}}W}. \tag{5.48}$$

Коэффициент неконсервативности $k_{\text{н}}$ может быть вычислен по данным наблюдений на том же водоеме при использовании следующей формулы:

$$k_{\text{н}} = \frac{1}{T_{\text{усл}}}\left(1 - \frac{s_{\text{пр}}}{s_{\text{б}}}\right). \tag{5.49}$$

Содержащееся здесь время условного водообмена $T_{\text{усл}}$ вычисляется для бытовых условий. Значение $k_{\text{н}}$ может быть определено и по данным измерений на водоеме-аналоге, выбираемом не только по гидрологическим, но также и по гидрохимическим характеристикам и обязательно содержащем в своих водах то вещество, для которого выполняется расчет.

5.5. ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ В ВОДОЕМАХ

Для расчета разбавления сточных вод в водоемах необходимы сведения о расходах и составе сточных вод, скорости истечения сточной жидкости из оголовков выпуска, диаметре оголовков, глубинах в районе сброса, гранулометрическом составе донных отложений, ветровом волнении, скоростях течения, коэффициентах турбулентной диффузии. При отсутствии соответствующих измерений параметры волн, скорости течения и коэффициенты турбулентной диффузии определяются расчетным путем.

Поскольку в водоемах наиболее мощными бывают ветровые течения, необходимой предпосылкой расчета разбавления является вычисление скорости этих течений. Для расчета средней скорости течения рекомендуется приближенная зависимость вида

$$v_{ср} = kW_2\sqrt{3 + 10h}, \qquad (5.50)$$

где k — коэффициент, зависящий от коэффициента Шези C и определяемый по табл. 5.1; W_2 — скорость ветра на высоте 2 м над водной поверхностью; h — средняя для рассматриваемого участка высота волны 1 %-ной обеспеченности в данной системе волн.

Таблица 5.1

Значения k в зависимости от коэффициента Шези C

C	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
$k \cdot 10^2$	0,10	0,18	0,27	0,34	0,42	0,50	0,55	0,60	0,64	0,68

По формуле (5.50) составлена расчетная номограмма (рис. 5.2). Уточненные расчеты выполняются при использовании данных измерений на водоеме, которые должны быть специально организованы для этой цели.

Коэффициент Шези C вычисляется по формуле Штриклера—Маннинга (4.84), представленной в виде номограммы (см. рис. 4.10). При расчете C для водоемов эффективный диаметр донных отложений $d_э$ определяется как диаметр, ограничивающий на графике гранулометрического состава грунта 10 % наиболее крупных частиц.

При выполнении расчетов для волноприбойной зоны скорость течения, средняя в этой зоне, в период ветрового волнения может быть вычислена по формуле

$$v_{ср.\,вд} = \sqrt{\frac{H_р^{1/3} hg \sin 2\alpha}{\left(0,1 + 800\frac{H_р^2}{B^2}\right) d_э^{1/3} B}}. \qquad (5.51)$$

По этой формуле составлена номограмма (рис. 5.3). Для пользования номограммой достаточно знать отношение глубины

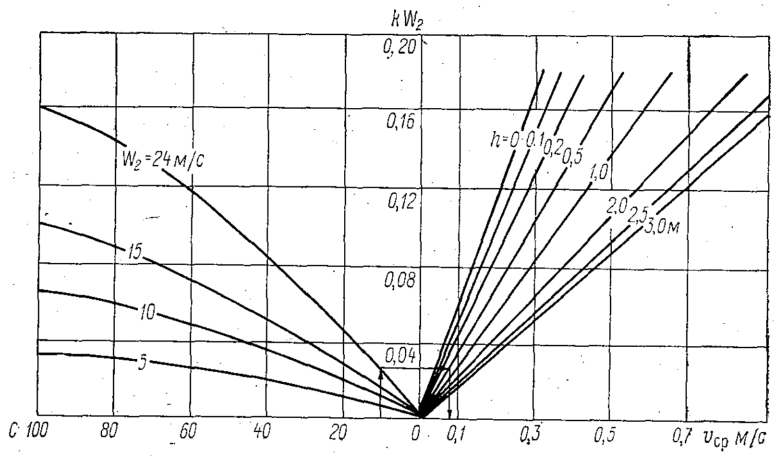

Рис. 5.2. Номограмма для определения $v_{ср}$ (C, W_2, h).

на линии разрушения волн $H_р$ к ширине зоны волноприбоя B, значение коэффициента Шези C, высоту волны перед разруше-

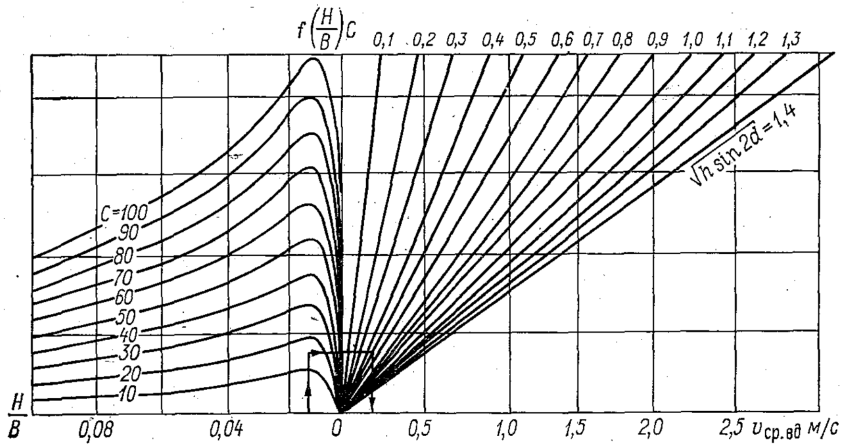

Рис. 5.3. Номограмма для определения средней скорости вдольберегового течения.

нием h и угол подхода волн к берегу α (угол между лучом волны и линией уреза). Глубина на линии разрушения волн определяется по соотношению $H_р = 1{,}3h$.

Коэффициент турбулентной диффузии при слабом ветровом волнении вычисляется по той же зависимости, что и для рек

$$D = \frac{gHv_{ср}}{MC},$$

где $v_{ср}$ — средняя скорость течения на участке распространения загрязняющих веществ; H — средняя глубина на этом участке.

При волнении турбулизация водных масс возрастает, но это не учитывается приведенной формулой. Повышенная турбулизация в этом случае обусловлена как взаимодействием знакопеременных колебательных движений водных масс с шероховатым дном, так и взаимным влиянием движения вихревых индивидуумов турбулентного потока и орбитальных перемещений жидкости, обусловленных волнением. Можно считать, что интенсивность турбулентности, которая количественно характеризуется коэффициентом турбулентной диффузии, определяется суммарным эффектом переносного течения и знакопеременного волнового движения водных масс.

Формула для расчета коэффициента турбулентной диффузии для указанного случая приобретает вид

$$D = \frac{(ch + \pi v_{ср} H)\, d_э^{1/3}}{bH^{1/3}}. \qquad (5.52)$$

Формула применяется для глубин, не превышающих 60 м. В зависимости (5.52) c — фазовая скорость волн, м/с; $v_{ср}$ — среднее по вертикали абсолютное значение переносной скорости течения, м/с; b — эмпирический коэффициент, ориентировочно принимаемый равным 700, его значение получено по данным натурных исследований; $\pi = 3{,}14$; $d_э$ в этой формуле берется в метрах.

Фазовая скорость волн находится по формуле

$$c = \sqrt{\frac{gL}{2\pi}}, \qquad (5.53)$$

применяемой для глубокой воды, т. е. при $H \geqslant 0{,}5L$ (где L — длина волны, м), или по формуле

$$c = \sqrt{g(H + h)} \qquad (5.54)$$

для мелкой воды ($H < 0{,}5L$). В последней зависимости H — средняя глубина в рассматриваемой зоне, м; h — высота волны 1 %-ной обеспеченности в этой же зоне, м.

Следует иметь в виду, что приведенные выше зависимости для коэффициента турбулентной диффузии дают вертикальную составляющую этой величины, тогда как в озерах и крупных водохранилищах горизонтальная составляющая обычно превышает вертикальную.

В связи с этим при выполнении расчетов разбавления с использованием указанных формул значения концентрации в области, прилегающей к месту выпуска сточных вод, будут получаться завышенными, т. е. с некоторым запасом. Надежные формулы для вычисления горизонтальной составляющей коэффициента турбулентной диффузии в водоемах в настоящее время отсутствуют.

При вычислении скорости течения и коэффициента турбулентной диффузии по приведенным формулам исходными являются скорости и направления ветра, глубина на рассматриваемом участке водоема, гранулометрический состав донных отложений на этом участке. Состав донных отложений используется для определения среднего на участке эффективного диаметра донных отложений. Для нахождения $d_э$ строится интегральный график гранулометрического состава осредненной пробы грунта, характеризующей крупность донных отложений на всем исследуемом участке.

При отсутствии измерений элементов волн они рассчитываются в соответствии с указаниями СН и П II—57—75, ч. II, гл. 57. Вычисления производятся с использованием специальных номограмм и расчетных формул, приведенных в СН и П и имеющих свои особенности в зависимости от глубины зоны водоема, для которой производится расчет. При этом различаются следующие зоны: 1) глубоководная, в которой глубина больше половины средней длины волны L ($H>0{,}5L$); в этой зоне дно весьма мало влияет на характеристики волн; 2) мелководная с глубиной, меньшей половины длины волны, но превышающей критическую глубину $H_{кр}$, при которой происходит первое обрушение волн ($0{,}5L \geqslant H > H_{кр}$); в этой зоне дно оказывает влияние на основные характеристики ветровых волн; 3) прибойная зона с глубиной от $H_{кр}$ до глубины $H_{кп}$, при которой происходит последнее обрушение волн; 4) приурезовая зона с глубиной, меньшей $H_{кп}$.

При выполнении расчетов рекомендуется пользоваться пояснениями к СН и П, приведенными в «Руководстве по определению нагрузок и воздействий на гидротехнические сооружения», 1975 г.

Поскольку скорость ветра, скорость течения и коэффициент турбулентной диффузии являются величинами, изменяющимися во времени, оказывается необходимым выяснить повторяемость (или обеспеченность) получаемых характеристик разбавления (например, размеров зоны загрязнения, концентрации на заданном расстоянии от выпуска сточных вод и т. д.). В порядке первого приближения обеспеченность ветра приписывается скоростям течения и коэффициентам турбулентной диффузии, что позволяет, выполнив расчет при заданных обеспеченностях исходных характеристик, получить обеспеченность расчетной зоны загрязнения.

6. РАСЧЕТ ОСАЖДЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ

6.1. МЕТОД РАСЧЕТА ОСАЖДЕНИЯ В РЕЧНЫХ ПОТОКАХ

В основу расчета осаждения загрязняющих взвешенных веществ в реках положено уравнение распределения их концентрации по длине струи [14]. Это уравнение позволяет рассчитать изменение концентрации в потоке по направлению течения [формула (3.19)], выяснить направленность процесса — осаждение загрязняющих частиц или взмыв с поверхности дна частиц, осевших там ранее, и количественно определить значение аккумуляции или размыва. Расчет осаждения частиц, поступающих в поток со сточными водами, ведется для загрязненной части потока. В потоке по результатам расчета разбавления выделяется загрязненная струя, и для нее вычисляется изменение концентрации взвешенных веществ в направлении продольной оси от начального до заданного створа. Берут сравнительно короткий участок струи, где она еще не очень сильно расширилась. Применительно к рассматриваемой задаче уравнение распределения концентрации взвешенных веществ по длине потока x (3.19) записывается относительно частной фракции частиц, т. е. в виде

$$s_{xi} = s_{\text{тр}i} + (s_{\text{нач}i} - s_{\text{тр}i})\, e^{-\frac{B_{\text{д}}(u_i + k_i)}{Q_{\text{д}}} x}. \qquad (6.1)$$

Здесь $s_{\text{нач}\,i}$ — концентрация взвешенных загрязняющих частиц, относящихся к i-й фракции, в начальном поперечнике загрязненной струи при $x = 0$; u_i — средняя гидравлическая крупность взвешенных загрязняющих частиц (расчетная крупность); x — длина участка, в конце которого вычисляется s_{xi}; $s_{\text{тр}\,i}$ — концентрация частиц расчетной крупности, соответствующая транспортирующей способности потока на рассматриваемом участке струи. При расчете концентрации взвешенных веществ наиболее удобно выражать ее в кг/м³. Коэффициент k_i определяется в зависимости от гидравлической крупности частиц и гидромеханического параметра Γ_i для i-й фракции

$$k_i = \frac{u_i \Gamma_i}{1 - \Gamma_i}. \qquad (6.2)$$

Гидромеханический параметр Γ_i является функцией коэффициента Шези C и безразмерной величины $G_i = \frac{u_i}{v_{\text{ср}}}$ (где $v_{\text{ср}}$ — средняя скорость течения [35], он находится по табл. 6.1.

Содержащаяся в уравнении (6.1) величина $B_{\text{д}}$ выражает среднюю ширину загрязненной струи (области распростране-

Таблица 6.1

Таблица функции $\Gamma(C, G)$

G	C											
	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65
0,0001	0,998	0,998	0,998	0,997	0,995	0,992	0,990	0,988	0,986	0,983	0,980	0,977
0,0030	0,950	0,924	0,894	0,859	0,819	0,778	0,735	0,690	0,645	0,601	0,558	0,519
0,0040	0,935	0,899	0,861	0,815	0,766	0,714	0,665	0,612	0,560	0,512	0,465	0,422
0,0050	0,920	0,876	0,827	0,774	0,716	0,655	0,601	0,543	0,486	0,435	0,387	0,344
0,0060	0,904	0,854	0,797	0,736	0,673	0,607	0,550	0,484	0,428	0,375	0,329	0,288
0,0070	0,890	0,833	0,767	0,701	0,630	0,562	0,496	0,433	0,375	0,326	0,281	0,243
0,0080	0,875	0,812	0,741	0,667	0,591	0,518	0,450	0,388	0,331	0,283	0,240	0,205
0,0090	0,860	0,790	0,713	0,633	0,554	0,478	0,410	0,348	0,292	0,246	0,205	0,174
0,0100	0,845	0,770	0,687	0,604	0,520	0,444	0,373	0,312	0,259	0,214	0,177	0,149
0,020	0,718	0,599	0,479	0,377	0,290	0,219	0,169	0,129	0,099	0,079	0,066	0,057
0,030	0,608	0,464	0,337	0,241	0,168	0,122	0,084	0,061	0,044	0,033	0,026	0,021
0,040	0,517	0,368	0,254	0,168	0,110	0,077	0,052	0,036	0,026	0,020	0,015	0,011
0,050	0,436	0,289	0,185	0,110	0,069	0,044	0,028	0,019	0,014	0,0101	0,0075	0,0062
0,060	0,376	0,236	0,141	0,082	0,049	0,029	0,0188	0,0132	0,0089	0,0062	0,0045	0,0034
0,070	0,323	0,188	0,106	0,056	0,032	0,0201	0,0124	0,0084	0,0052	0,0035	0,0027	0,0021
0,080	0,280	0,152	0,079	0,041	0,0231	0,0136	0,0084	0,0052	0,0033	0,0023	0,0015	0,00120
0,090	0,241	0,124	0,061	0,031	0,0175	0,0097	0,0058	0,0035	0,0022	0,00140	0,00094	0,00066
0,10	0,207	0,100	0,044	0,023	0,0123	0,0061	0,0038	0,0024	0,00143	0,00090	0,00056	0,00041
0,20	0,060	0,017	0,006	0,0020	0,00077	0,00033	0,00014					

ния сточных вод) на расчетном участке (действующую ширину), практически она определяется как ширина струи, ограниченной изолинией концентрации, составляющей 0,1 от максимальной концентрации в этой струе. Через $Q_д$ в уравнении (6.1) обозначен расход воды в области распространения сточных вод; эту величину будем называть действующим расходом. Очевидно, что в связи с расширением струи $Q_д$ изменяется по ее длине x. Тем не менее в целях упрощения вычислений $Q_д$ принимается постоянным на протяжении всей рассматриваемой части струи от 0 до x. Значение $Q_д$ определяется зависимостью

$$Q_д = B_д H v_{ср}, \tag{6.3}$$

где H — средняя глубина потока в пределах загрязненной струи на участке от 0 до x; $B_д$ вычисляется как средняя ширина на том же участке струи; $v_{ср}$ — средняя скорость потока в той же области.

Действующий расход включает полный расход сточных вод и некоторую часть расхода реки. Если сточные воды распространяются по всему сечению реки, $Q_д$ определяется равенством

$$Q_д = Q_{ст} + Q_е. \tag{6.4}$$

Здесь $Q_е$ — полный расход воды в реке. При столь большом расширении загрязненной струи расчет осаждения взвешенных частиц усложняется, поэтому ниже такой случай не рассматривается.

Среднюю концентрацию взвешенного загрязняющего вещества в начальном створе загрязненной струи, т. е. при $x = 0$, назовем начальной концентрацией и обозначим $s_{нач\,i}$. Начальная концентрация вычисляется приближенно по формуле

$$s_{нач\,i} = \frac{Q_{ст} s_{ст\,i}}{v_{ср} H B_д}. \tag{6.5}$$

При расчете необходимо знать гидравлическую крупность загрязняющих взвешенных частиц. Ее определяют в лаборатории на фракциометре или методом пипетки. Вычисления концентрации (мутности), отвечающей транспортирующей способности потока $S_{тр}$, ведутся по гранулометрическому составу взвешенных частиц, включающему как естественные взвешенные речные наносы, так и сбрасываемые со сточными водами загрязняющие частицы.

Для упрощения вычисления расчет ведется по двум фракциям i и $i+1$, на которые делятся все транспортируемые рекой естественные взвешенные наносы. Деление на эти фракции осуществляется таким образом, чтобы средняя гидравлическая крупность более мелкой i-й фракции совпадала бы со средней гидравлической крупностью взвешенных частиц, сбрасываемых со сточными водами. Фракция $i+1$ будет при этом объединять все остальные более крупные частицы естествен-

ных наносов, транспортируемых рекой во взвешенном состоянии. Имея в виду такое деление частиц на фракции, приписываем индекс i значениям концентрации в приведенных выше формулах (6.1) и (6.5).

С учетом добавления к речным наносам загрязняющих взвешенных веществ известной гидравлической крупности рассчитывается измененный состав транспортируемых потоком частиц. Это позволяет вычислить в дальнейшем частное значение $s_{\text{тр}\,i}$ для частиц i-й фракции. Измененный состав транспортируемых потоком взвешенных веществ вычисляется исходя из средних условий на рассматриваемом участке разбавления от 0 до x. Далее вычисляются значения частных естественных расходов наносов двух фракций i и $(i+1)$, на которые разделены, как указано выше, взвешенные наносы. Очевидно, что общая естественная мутность составляется из суммы

$$s_{\text{е}} = s_{\text{е}i} + s_{\text{е},\,i+1}, \tag{6.6}$$

где $s_{\text{е}\,i}$ и $s_{\text{е}\,i+1}$ — частные значения мутности соответственно мелкой (i) и крупной $(i+1)$ фракций. Частные расходы естественных взвешенных наносов рассчитываются для рассматриваемой струи распространения сточных вод по формулам:

$$P_{s\,\text{е}\,i\,\text{д}} = s_{\text{е}\,i} Q_{\text{д}}, \tag{6.7}$$

$$P_{s\,\text{е},\,i+1,\,\text{д}} = s_{\text{е},\,i+1} Q_{\text{д}}. \tag{6.8}$$

Расход взвешенных частиц, выносимых со сточными водами, будет

$$P_{si\,\text{ст}} = s_{i\,\text{ст}} Q_{\text{ст}}. \tag{6.9}$$

Действующие частные расходы наносов $P_{si\,\text{д}}$, $P_{s,\,i+1,\,\text{д}}$ и $P_{si\,\text{ст}}$ суммируются, при этом получается полный действующий измененный расход наносов $P_{s\,\text{д. изм}}$ в области распространения сточных вод, т. е.

$$P_{s\,\text{д. изм}} = P_{si\,\text{д}} + P_{si\,\text{ст}} + P_{s,\,i+1,\,\text{д}} \tag{6.10}$$

или

$$P_{s\,\text{д. изм}} = P_{s\,\text{де}} + P_{si\,\text{ст}}, \tag{6.11}$$

где $P_{s\,\text{де}} = P_{si\,\text{д}} + P_{s,\,i+1,\,\text{д}}$ представляет собой полный естественный действующий расход наносов. Вычисляется доля (в %) расхода i-й и $i+1$ фракции в полном расходе наносов $P_{s\,\text{д}}$ в области распространения сточных вод. Полученное для этой области процентное содержание i-й фракции, т. е. $\alpha_{i\,\text{изм}}$, в суммарном расходе наносов и загрязняющих частиц принимается за расчетное. Следует помнить, что за счет добавления фракции i изменению подвергается также и процентное содержание $i+1$ фракции, которое будет уменьшаться относительно суммарного процентного содержания фракций, т. е. относительно 100.

Измененное процентное содержание фракций i и $i+1$ (соответственно $\alpha_{i\,\text{изм}}$ и $\alpha_{i+1,\,\text{изм}}$) в полном действующем расходе взвешенных частиц $P_{s\,\text{д}}$ определяется по формулам

$$\alpha_{i\,\text{изм}} = (\alpha_{i\,\text{е}} + \alpha_{i\,\text{ст}})\,\Psi, \tag{6.12}$$

$$\alpha_{i+1,\,\text{изм}} = \alpha_{i+1}\Psi, \tag{6.13}$$

где

$$\Psi = \frac{\alpha_{i\,\text{е}} + \alpha_{i+1,\,\text{е}}}{\alpha_{i\text{е}} + \alpha_{i+1,\,\text{е}} + \alpha_{i\text{ст}}}.$$

Далее вычисляется общая мутность (концентрация), соответствующая транспортирующей способности потока $S_{\text{тр}}$ в области распространения загрязненных вод

$$S_{\text{тр}} = aS_{\text{взм}}\Gamma, \tag{6.14}$$

где a — корректирующий множитель, находимый при использовании данных натурных наблюдений; при отсутствии последних принимают $a = 1$; способ нахождения a изложен ниже; $S_{\text{взм}}$ — мутность взмыва; Γ — полное значение гидромеханического параметра наносов, который в рассматриваемом случае деления частиц на две фракции вычисляется по формуле

$$\Gamma = \frac{1}{\dfrac{\alpha_{i\,\text{изм}}}{100\Gamma_i} + \dfrac{\alpha_{i+1,\,\text{изм}}}{100\Gamma_{i+1}}}; \tag{6.15}$$

в этой формуле Γ_i и Γ_{i+1} — частные значения гидромеханического параметра наносов, находимые по табл. 6.1 (см. также [35]) в зависимости от коэффициента Шези C для потока и безразмерных величин $G_i = \dfrac{u_i}{v_{\text{ср}}}$ и $G_{i+1} = \dfrac{u_{i+1}}{v_{\text{ср}}}$.

Общая мутность взмыва (кг/м^3) вычисляется по формуле

$$S_{\text{взм}} = bN\,\text{Fr}, \tag{6.16}$$

где N — безразмерное характеристическое число турбулентного потока; $\text{Fr} = \dfrac{v^2}{gH}$ — число Фруда; b — коэффициент, принимающий следующие значения: $b = 0{,}65$ при $20 < C \leqslant 80$, $b = 0{,}45$ при $10 \leqslant C \leqslant 20$. Подробнее о вычислении $S_{\text{взм}}$ см. в п. 3.2.

Остановимся на способе вычисления корректирующего множителя a в формуле (6.14). Для этой цели используется значение полного действующего естественного расхода наносов $P_{s\,\text{де}}$. Для тех же условий вычисляют $S_{\text{тр}}$ по формуле (6.14), принимая в ней $a = 1$ и ведя вычисления по тем же двум фракциям (i и $i+1$), которые используются при расчете переноса взвешенных загрязняющих веществ. Полученное значение $S_{\text{тр}}$ без множителя a обозначают через $S_{\text{тр}\,*}$. Далее умножают

значение $S_{тр*}$ на действующий расход воды и вычисляют a по формуле

$$a = \frac{P_{s\,де}}{S_{тр*} Q_д}. \qquad (6.17)$$

Вычислив $S_{тр}$, можно определить частное значение мутности i-й фракции, т. е. $s_{тр\,i}$, по формуле

$$s_{тр\,i} = \alpha_{i\,изм} S_{тр}. \qquad (6.18)$$

Таким образом вычисляются все величины, входящие в уравнение (6.1). Это уравнение позволяет получить значения концентрации как в конце изучаемого участка струи распространения сточных вод, так и на любом расстоянии от начального створа в рассматриваемой области потока. Далее по данным этих расчетов можно определить осаждение частиц i-й фракции на любом расстоянии от начального створа и затем найти количество осаждающихся загрязняющих веществ, имеющих гидравлическую крупность u_i.

Для расчета осаждения взвешенных частиц вся область загрязненной струи по ее длине x делится на 4—5 одинаковых участков длиной Δx. Построив по данным расчета по уравнению (6.1) график распределения s_i вдоль x, находят значения $s_{i\,нач}$ и $s_{i\,кон}$, т. е. концентрацию расчетной фракции в начале и конце каждого из таких участков. Эти данные используются для определения слоя отложений или размыва отложений (наносов) Δh_i расчетной i-й фракции за время Δt на участке длиной Δx

$$\Delta h_i = \frac{(s_{i\,нач} - s_{i\,кон})\, Q_д\, \Delta t}{B_д\, \Delta x \rho_{отл} g}. \qquad (6.19)$$

Здесь $\rho_{отл}$ — плотность грунта, кг/м^3; Δt — расчетный интервал времени, с.

Величина Δh_i характеризует приращение за время Δt слоя h отложений (м), сформированного за счет частиц расчетной фракции.

Для определения доли загрязняющих взвешенных частиц в общем осадке, сформировавшем слой толщиною Δh_i, используется равенство

$$\Delta h_{i\,заг} = \frac{\Delta h_i}{1+n}, \qquad (6.20)$$

в котором n — коэффициент, вычисляемый из условия, что относительное содержание загрязняющих частиц в общем объеме осадка на любом расстоянии от места сброса такое же, как и отношение расхода загрязняющих частиц i-й фракции в начальном створе $P_{si\,ст}$ к общему расходу этих частиц в начальном створе $P_{si\,д} + P_{si\,ст}$

$$\frac{P_{si\,ст}}{P_{si\,д} + P_{si\,ст}} = n. \qquad (6.21)$$

Если в процессе расчета $s_{i\,\text{нач}}$ получается мало отличающимся от $s_{i\,\text{нач. е}}$, следует уменьшить длину расчетного участка x, что соответственно приведет к уменьшению $B_д$.

При расчете процесса осаждения органических взвешенных веществ может быть учтен их распад, который приводит к уменьшению интенсивности осадконакопления.

6.2. РАСЧЕТ ОСАЖДЕНИЯ В ВОДОЕМАХ

Расчеты осаждения загрязняющих взвешенных веществ в водоемах в зонах устойчивых стоковых или ветровых течений выполняются по тем же зависимостям, которые применяются для подобных расчетов в реках. При этом, если сброс осуществляется в зону вдольбереговых течений, весь расчет ведется совершенно аналогично описанному в п. 6.1. Если сброс осуществляется за пределами зоны волноприбоя, расчет упрощается, так как концентрация естественных взвешенных частиц в водоеме может быть принята равной нулю. Загрязненная струя, для которой выполняется расчет осаждения, выделяется по результатам расчета разбавления как струя, ограниченная изолиниями концентрации, составляющей 0,1 от начальной. Действующий расход принимается постоянным на протяжении всей рассматриваемой части струи на участке от 0 до x и вычисляется из зависимости

$$Q_д = B_д H v_{ср}, \tag{6.22}$$

обозначения те же, что и выше. Все последующие вычисления ведутся так же, как было изложено в предыдущем разделе.

6.3. ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ РАСЧЕТА ОСАЖДЕНИЯ В РЕКАХ

Для расчета осаждения взвешенных загрязняющих веществ необходимы следующие исходные данные: 1) осредненные морфометрические характеристики русла в пределах загрязненной струи (длина, ширина, глубина); 2) гранулометрический состав донных отложений на участке; 3) средний на участке действующий расход воды $Q_д$ (м^3/с); 4) расход сточных вод $Q_{ст}$ (м^3/с); 5) содержание взвешенных частиц в сточных водах $s_{ст}$ (кг/м^3) и средняя гидравлическая крупность этих частиц u_i (м/с); 6) естественная мутность потока и фракционный состав переносимых им наносов, частные значения естественной мутности потока для i-й и $(i+1)$-й фракции.

Кроме перечисленных величин, необходимо знать коэффициент Шези C и зависящее от него характеристическое число турбулентного потока N. Коэффициент Шези C при наличии

измеренных уклонов водной поверхности вычисляется по формуле (4.83). При отсутствии сведений об уклонах он вычисляется по данным о крупности донных отложений при использовании формулы (4.84) или находится по номограмме (рис. 4.10). В зависимости от C по табл. 4.3 определяется характеристическое число турбулентного потока N.

Таким образом, все исходные данные могут быть получены по материалам измерений или путем соответствующих вычислений.

6.4. ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ РАСЧЕТА ОСАЖДЕНИЯ В ОЗЕРАХ И ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Для расчетов осаждения загрязняющих веществ в водоемах необходимы сведения о глубинах в районе сброса сточных вод, о составе донных отложений, скоростях течения и коэффициентах турбулентной диффузии, а также о количестве и крупности взвешенного материала, сбрасываемого со сточными водами. При отсутствии соответствующих измерений скорость течения и коэффициент турбулентной диффузии вычисляется по формулам, приведенным в п. 5.5.

Для расчета взмучивания и осаждения необходимо знать скорость течения у дна $v_н$. Она вычисляется по формуле А. В. Караушева, позволяющей получить $v_н$ для случая стационарных ветровых течений. Последние наблюдаются при уравновешивании расходов поверхностного течения и донного противотечения.

Формула Караушева является дальнейшей конкретизацией полученных В. М. Маккавеевым [26] уравнений распределения скорости по вертикали при ветровых течениях. В формулу для определения скорости течения у дна $v_н$ (м/с), кроме скорости ветра на высоте 2 м над водной поверхностью W_2 (м/с) и высоты волны h (м), входят параметры, зависящие только от коэффициента Шези C. С учетом этого указанная формула может быть представлена в виде [34]

$$v_н = k' W_2 \sqrt{3 + 10h}. \qquad (6.23)$$

Здесь k' — коэффициент, определяемый из табл. 6.2 в зависимости от C. Значение C находится по номограмме (см. рис. 5.2).

Таблица 6.2

Значения k' и k'' в зависимости от C

C	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
$k' \cdot 10^3$	0,39	0,77	1,15	1,52	1,87	2,23	2,51	2,77	3,01	3,23
k''	0,57	0,67	0,70	0,72	0,73	0,73	0,77	0,80	0,82	0,84

Формула (6.23) может быть использована для расчетов в условиях глубоководной зоны и мелководья за пределами зоны волноприбоя.

При выполнении расчетов для зоны волноприбоя скорость вдольберегового течения у дна вычисляется по соотношению

$$v_H = k'' v_{\text{ср. вд}}, \tag{6.24}$$

значения k'' приведены в табл. 6.2. Средняя скорость вдольберегового течения в зоне волноприбоя $v_{\text{ср. вд}}$ вычисляется по формуле (5.51) или снимается с номограммы (см. рис. 5.3).

При расчетах необходимо также знать волновую скорость у дна $v_{\text{волн } H}$ (м/с). Последняя может быть вычислена по формуле

$$v_{\text{волн } H} = \frac{2h}{T_0 \operatorname{sh} \frac{2\pi H}{L}}, \tag{6.25}$$

где T_0 — период волны, с; h — высота волны, м; L — длина волны, м; H — глубина, м. Формула (6.25) применима для условий глубоководной и относительно мелководной зоны, а как грубо приближенная — и для зоны разрушения волн.

Входящее в расчетные зависимости безразмерное характеристическое число турбулентного потока N находится по табл. 4.3 в зависимости от коэффициента Шези C.

При вычислении скорости течения и коэффициента турбулентной диффузии по приведенным формулам исходными являются скорости и направления ветра, глубина на рассматриваемом участке водоема и состав донных отложений на этом участке. Высота волны, входящая в расчетные формулы, если она не измерялась, вычисляется в соответствии со СН и П II—57—75 (см. п. 5.5).

6.5. УЧЕТ НЕКОНСЕРВАТИВНОСТИ ВЕЩЕСТВА

Учет неконсервативности вещества, загрязняющего донные отложения в реках и водоемах, осуществляется путем использования формулы (4.80). Для случая непрерывного сброса вещества формула преобразуется. Непрерывный процесс поступления загрязняющего вещества можно интерпретировать как прерывистый с поступлением через равные интервалы времени Δt одинаковых порций этого вещества. Суммарная масса этих порций за некоторый промежуток времени равна полной массе загрязняющего вещества, сбрасываемого за этот период. Определение остаточного (после распада) количества загрязняющего вещества может быть выполнено на основе уравнения баланса вещества, поступившего в водный объект со сточными водами. В уравнении учитывается поступление вещества

с расходом $Q_{ст}s_{ст}$ [здесь $Q_{ст}$ — расход сточных вод, м³/с; $s_{ст}$ — содержание загрязняющих веществ в сточных водах за расчетный интервал времени Δt и распад вещества за тот же период по формуле (4.80)].

Если считать, что порция загрязняющего вещества равна $\Delta M_s = Q_{ст}s_{ст}\Delta t$, то уравнение баланса для любого T_j-го интервала времени (где $T_j = j\Delta t$) запишется в виде

$$\Delta M_s j = \Delta M_s\left(1 - e^{k_н (j-1)\Delta t}\right) + \Delta M_s\left(1 - e^{k_н (j-2)\Delta t}\right) + \\ + \ldots + \Delta M_s\left(1 - e^{k_н \Delta t}\right) + M_{sj\,ост}. \qquad (6.26)$$

Здесь $M_{sj\,ост}$ — масса загрязняющего вещества, оставшаяся после распада, $k_н$ — коэффициент неконсервативности, при распаде он берется с минусом, именно этот случай здесь и рассматривается. Подробнее о коэффициенте $k_н$ см. выше, в п. 4.4.

Из уравнения (6.26) можно непосредственно получить $M_{sj\,ост}$, представляющее собой разность поступившего и подвергшегося распаду за время T_j загрязняющего вещества,

$$M_{sj\,ост} = \Delta M_s\left(1 + e^{k_н j\Delta t} + e^{k_н (j-1)\Delta t} + \ldots + e^{k_н \Delta t}\right). \qquad (6.27)$$

Последнее равенство можно представить в виде

$$M_{sj\,ост} = \frac{\Delta M_s\left(1 - e^{k_н j\Delta t}\right)}{\left(1 - e^{k_н \Delta t}\right)}. \qquad (6.28)$$

Уравнение (6.28) может использоваться для расчета осадка, выпадающего на дно и подвергающегося распаду. Уравнение дает массу загрязняющего вещества, оставшегося на дне после распада к концу любого T_j-го промежутка времени. По уравнению (6.28) можно также определить период, в течение которого образуется устойчивая область загрязнения дна водоема. Для этого достаточно выяснить, когда $M_{sj\,ост}$ практически перестает возрастать. Постоянство $M_{sj\,ост}$ характеризует положение, при котором поступление загрязняющего вещества уравновешивается его распадом и, следовательно, область распространения загрязнения и масса лимитирующего вещества в ней стабилизируются.

При иной постановке задачи, когда достаточно определить высоту слоя отложений загрязняющего вещества с учетом его распада, можно использовать зависимость

$$\Delta h_{iH\,заг} = \Delta h_{i\,заг} e^{k_н \Delta t}, \qquad (6.29)$$

где $\Delta h_{i\,заг}$ — приращение за время Δt высоты слоя отложений лимитирующего вещества i-й фракции (выделяемой по гидравлической крупности частиц взвеси) без учета его распада; $\Delta h_{iH\,заг}$ — приращение высоты слоя отложений за счет лимити-

рующего вещества с учетом его распада. Если распада нет, т. е. $k_н = 0$ и $e^{k_н \Delta t} = 1$, то происходит непрерывное нарастание слоя осадка консервативности вещества. Величина $\Delta h_{i\,заг}$ определяется методом, изложенным в п. 6.1.

7. СИСТЕМА ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ И ЗАГРЯЗНЕННОСТИ РЕК И ВОДОЕМОВ

Детально рассмотрим разработанную в ГГИ [37] систему интегральных показателей качества воды и загрязненности, которые, как отмечалось выше, могут быть подразделены на три группы: 1) гидрологические показатели средней загрязненности и общей нагрузки потока, оценивающие нагрузку потока лимитирующими или репрезентативными веществами по их средней концентрации в поперечном сечении потока и учитывающие ее изменчивость, обусловленную изменениями гидролого-гидродинамических элементов потока (расхода воды, скорости течения, глубины и т. д.) и особенностями режима поступления указанных веществ в водоток; 2) гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязненности речных потоков и водоемов; 3) показатели, учитывающие внешний водообмен водоемов (озер и водохранилищ).

7.1. ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ СРЕДНЕЙ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ И ОБЩЕЙ НАГРУЗКИ РЕЧНОГО ПОТОКА

В настоящем разделе рассматриваются показатели качества вод (уровня загрязненности), основанные на учете средней концентрации загрязняющих веществ в речном потоке ниже сброса сточных вод. Эти показатели применяются для оценки степени загрязненности потока указанными веществами и для характеристики изменчивости нагрузки во времени.

В общем случае эти показатели применяются для консервативных веществ, однако они могут использоваться и для неконсервативных веществ на коротких участках речных потоков, где эффект неконсервативности не успевает проявиться.

7.1.1. Абсолютный показатель общей нагрузки

Этот показатель характеризует среднюю насыщенность потока лимитирующим или репрезентативным загрязняющим веществом или смесью веществ ниже места сброса стоков. Он

может выражаться посредством прямых характеристик концентрации веществ (например, суммой ионов) или косвенных (БПК, ХПК, в некоторых случаях электропроводностью и т. д.).

Общая нагрузка выражается средней (в потоке) концентрацией $s_п$ рассматриваемого вещества или суммы веществ. Величина $s_п$ в так называемом створе достаточного перемешивания выражает истинное значение концентрации загрязняющего вещества. Для створов, расположенных выше (т. е. между местом сброса сточных вод и створом достаточного перемешивания), величина $s_п$ лишь условно характеризует среднюю концентрацию. В обоих случаях $s_п$ позволяет получить полную характеристику нагрузки потока загрязняющими веществами в течение года или любого заданного промежутка времени.

Для вычисления $s_п$ можно применить формулу (1.2) или (3.2). Оценку изменчивости показателя $s_п$ во времени можно выполнить в двух вариантах, а именно: 1) представить $s_п$ как функцию времени t, взяв за основу какой-либо конкретный гидрограф (например, типовой гидрограф или гидрограф среднего по водности или маловодного года) или последовательный ряд годовых гидрографов за определенное число лет; 2) можно представить $s_п$ как функцию обеспеченности P суточных расходов реки многолетнего ряда наблюдений. Надо иметь в виду при этом, что обеспеченность средней концентрации $s_п$, вычисляемой по формуле (1.2), при $Q_{ст} = \text{const}$ и $s_{ст} = \text{const}$ будет равна $100 - P_Q\ \%$ (где P_Q — обеспеченность расходов воды, выраженная в процентах).

При условии $Q_{ст} = \text{const}$ и $s_{ст} = \text{const}$ вопрос об обеспеченности величин $s_п$, как видим, решается весьма просто. В том же случае, когда величины $Q_{ст}$ и $s_{ст}$ существенно варьируют во времени, возникают большие трудности при решении задачи об обеспеченности $s_п$, вычисляемой по формуле (1.2). Здесь, по-видимому, можно рекомендовать чисто эмпирический прием, основанный на использовании хронологических графиков (или таблиц) $Q_е(t)$, $Q_{ст}(t)$ и $s_{ст}(t)$. График $Q_е(t)$ является естественным гидрографом стока, а графики $Q_{ст}(t)$ и $s_{ст}(t)$ выражают хронологический ход сброса сточных вод и могут быть получены по непосредственным измерениям сброса или соответствующим проектным данным. Снимая с указанных графиков величины $Q_е$, $Q_{ст}$ и $s_{ст}$ на определенные моменты времени $t_1, t_2, \ldots, t_n$ и вычисляя для этих моментов $s_п$ по формуле (1.2), получают хронологический график $s_п(t)$. Если выбран достаточно репрезентативный период времени, то по графику $s_п(t)$ может быть построена кривая обеспеченности $s_п(P)$. Подставляя далее в формулу (1.2) значения $Q_е$, $Q_{ст}$ и $s_{ст}$ вполне определенной обеспеченности, например P_{50}, мы получаем конкретное значение $s_п$, обеспеченность которого устанавливается по кривой $s_п(P)$, построенной указанным выше способом.

7.1.2. Оценка загрязненности воды по ПДК

Здесь и ниже будут использоваться несколько условные понятия «сток чистой воды» и «сток загрязненной воды» или соответственно «чистый сток» и «загрязненный сток». Чистым стоком будем называть сток воды, в которой концентрация лимитирующих веществ не превышает установленных норм (ПДК). При оценке загрязненности отдельными веществами используются непосредственно значения ПДК, установленные для этих веществ. Поэтому предельным условием сохранения удовлетворительного качества воды по одному конкретному веществу будет

$$s \leqslant \text{ПДК}. \tag{7.1}$$

В специальных случаях вместо нормативной величины ПДК может использоваться особое лимитирующее значение концентрации вещества, назначаемое на гидробиологической, экологической, эстетической или другой основе.

Оценка допустимой нагрузки потока несколькими веществами с одинаковым лимитирующим показателем вредности может осуществляться на основе применяемого в практике условия

$$\sum_{i=1}^{n} \frac{s_i}{\text{ПДК}_i} \leqslant 1, \tag{7.2}$$

где s_i — концентрация одного вещества; ПДК_i — предельно допустимая концентрация того же вещества; n — общее количество лимитирующих веществ.

Сумму левой части неравенства (7.2) обозначим через σ_s, т. е. примем

$$\sigma_s = \sum_{i=1}^{n} \frac{s_i}{\text{ПДК}_i}. \tag{7.3}$$

Условие непревышения загрязненности над нормой соответственно запишется

$$\sigma_s \leqslant 1. \tag{7.4}$$

Следует иметь в виду, что условие (7.2) еще не получило необходимого теоретического обоснования и некоторыми специалистами оспаривается. Однако вместо него пока ничего другого не предложено.

7.1.3. Показатели превышения и непревышения загрязненности над нормой

Показатель превышения загрязненности над нормой выражается обеспеченностью $P_{\text{заг}}$ % загрязненного стока в конкретном створе рассматриваемой реки. Обеспеченность подсчитывается по числу дней (или более дробных единиц времени), отвечающих прохождению через створ загрязненного стока,

когда концентрация вредных веществ в воде превышает норму, т. е. условие (7.1) или (7.2) не выполняется. Для определения $P_{заг}$ удобно пользоваться следующим графическим способом. Строится кривая обеспеченности $s_п$ и проводится прямая, отвечающая ПДК для рассматриваемого загрязняющего вещества. На пересечении графика $s_п(P)$ с прямой ПДК получают точку, дающую обеспеченность $P_{заг}$ превышения средней концентрации вещества над нормой. Построения производятся по суточным расходам многолетнего периода наблюдений, а при необходимости и с учетом внутрисуточных измерений стока и поступления загрязняющих веществ. Для приближенных расчетов можно ограничиться использованием типового гидрографа или гидрографов характерных лет (маловодного, многоводного, среднего по водности).

Вместо показателя $P_{заг}$ можно пользоваться показателем непревышения загрязненности над нормой $P_ч$ %, который выражает обеспеченность непревышения загрязненности над нормой по числу дней или других единиц времени в процентах. Значения $P_ч$ % определяются из соотношения

$$P_ч = 100 - P_{заг}. \tag{7.5}$$

7.1.4. Показатели относительной продолжительности стока загрязненной и чистой воды

Показатель относительной продолжительности стока загрязненной воды $\tau_{заг}$ выражается отношением времени $T_{заг}$, в течение которого средняя концентрация веществ в потоке не удовлетворяет условиям (7.1) и (7.2), к общей продолжительности рассматриваемого промежутка времени, например одному году $T_{год}$ или многолетнему периоду,

$$\tau_{заг} = \frac{T_{заг}}{T_{год}}. \tag{7.6}$$

Время $T_{заг}$ определяется по хронологическим графикам $s_п(t)$ или $\sigma_s(t)$, на которых вычерчиваются прямые горизонтальные линии нормативных значений ПДК или соответственно $\sigma_s = 1$. На пересечении графика $s_п(t)$ или $\sigma_s(t)$ с этими линиями фиксируют моменты времени, отвечающие переходу от загрязненного стока к чистому и от чистого к загрязненному. Очевидно, что интервалы времени ΔT между указанными линиями поочередно будут относиться к периодам загрязненного $\Delta T_{заг}$ и чистого $\Delta T_ч$ стока. Полное время $T_{заг}$ находится как сумма

$$T_{заг} = \sum_{i=1}^{p} \Delta T_{заг\,i}; \tag{7.7}$$

сумма берется по всем p интервалам $\Delta T_{заг}$ в году.

Показатель относительной продолжительности стока чистой воды $\tau_ч$ характеризует продолжительность чистого стока в году. Он вычисляется по формуле

$$\tau_ч = \frac{T_ч}{T_{год}} = \frac{T_{год} - T_{заг}}{T_{год}} = 1 - \tau_{заг}. \qquad (7.8)$$

Здесь $T_ч$ — общая продолжительность чистого стока в году, вычисляемая подобно величине $T_{заг}$,

$$T_ч = \sum_{i=1}^{q} \Delta T_{ч\,i}; \qquad (7.9)$$

q — общее число интервалов времени $\Delta T_{чi}$ отвечающих протеканию чистой воды.

Показатели $\tau_{заг}$ и $\tau_ч$ предназначены для оценки условий водопользования в заданном створе речного потока. Они характеризуют относительные периоды времени в году, в течение которых водопользователь будет получать чистую воду или соответственно загрязненную, требующую очистки.

7.1.5. Показатели относительных объемов загрязненного и чистого стока

Показатель относительного объема загрязненного стока $\alpha_{заг}$ выражает отношение стока загрязненной воды $V_{заг}$ через заданный створ за год ко всему годовому стоку реки $V_{год}$, т. е.

$$\alpha_{заг} = \frac{V_{заг}}{V_{год}}. \qquad (7.10)$$

Величина $V_{заг}$ определяется по площади отсеков гидрографа $Q(t)$, ограниченных вертикальными линиями, проведенными через точки деления абсциссы $T_{год}$ на отрезки $\Delta T_{заг}$ и $\Delta T_ч$. Общий объем $V_{заг}$ складывается из объемов стока $\Delta V_{заг\,i}$ за отдельные периоды $\Delta T_{заг\,i}$, т. е.

$$V_{заг} = \sum_{i=1}^{p} \Delta V_{заг\,i}. \qquad (7.11)$$

Показатель относительного объема чистого стока $\alpha_ч$ вычисляется по соотношению

$$\alpha_ч = \frac{V_ч}{V_{год}} \quad \text{или} \quad \alpha_ч = \frac{V_{год} - V_{заг}}{V_{год}}, \qquad (7.12)$$

где $V_ч$ — объем стока чистой воды. Как и в предыдущем случае,

$$V_ч = \sum_{i=1}^{q} \Delta V_{ч\,i}; \qquad (7.13)$$

$\Delta V_{ч\,i}$ — объем стока чистой воды за отдельные периоды $\Delta T_{ч\,i}$.

Если предварительно была вычислена величина $V_{заг}$, то очевидно,

$$V_ч = V_{год} - V_{заг}. \quad (7.14)$$

Показатели $\alpha_{заг}$ и $\alpha_ч$ позволяют оценить долю загрязненного (или соответственно чистого) стока реки, питающей озеро, водохранилище или море. Если проектируется использование всего водотока на водоснабжение, то показатели $\alpha_{заг}$ (или $\alpha_ч$) достаточно объективно характеризуют его общее состояние по степени загрязненности. Очевидно, что более детальная оценка качества водных масс выполняется путем подсчета годового стока различных ингредиентов, в том числе и загрязняющих.

7.1.6. Показатели относительной и предельно допустимой нагрузки потока загрязняющим веществом

Рассмотрим эти показатели лишь применительно к случаю нахождения в потоке одного лимитирующего вещества, концентрация которого регламентируется соответствующим ПДК.

Показатель относительной нагрузки потока загрязняющим веществом находится на основании сопоставления получаемого в потоке значения $s_п$ с ПДК. Величина $s_п$ может оказаться больше или меньше ПДК, т. е.

$$s_п \gtrless ПДК. \quad (7.15)$$

В предельном случае $s_п = ПДК$.

Поскольку $s_п$ вычисляется по формуле (3.2), можно написать

$$\frac{Q_e s_e + Q_{ст} s_{ст}}{Q_e + Q_{ст}} \gtrless ПДК. \quad (7.16)$$

Следует заметить, что при $s_{ст} < ПДК$ загрязнение потока от рассматриваемого выпуска сточных вод не происходит и вычисление приводимых ниже показателей не имеет смысла. Если $s_e > ПДК$, то поток полностью загрязнен и уже нет необходимости в вычислении этого показателя.

Из неравенства (7.16) получаем

$$\frac{(s_{ст} - ПДК)\, Q_{ст}}{(ПДК - s_e)\, Q_e} \gtrless 1. \quad (7.17)$$

Выражение, стоящее в левой части неравенства, может быть названо показателем относительной нагрузки потока загрязняющим веществом. Обозначим его через φ, т. е. примем

$$\varphi = \frac{(s_{ст} - ПДК)\, Q_{ст}}{(ПДК - s_e)\, Q_e}. \quad (7.18)$$

Если $s_e = 0$, то φ выразится зависимостью

$$\varphi = \left(\frac{s_{ст}}{ПДК} - 1\right) \frac{Q_{ст}}{Q_e}. \quad (7.19)$$

Показатель φ удобно применять при сравнении воздействия различных сбросов на качество воды в реках, так как уровень загрязненности оценивается по простейшему критерию

$$\varphi \gtrless 1, \tag{7.20}$$

причем если $\varphi > 1$, то вода считается загрязненной, если $\varphi \leqslant 1$ — чистой.

Отсюда непосредственно выводится выражение показателя предельно допустимой нагрузки потока загрязняющим веществом $\varphi_{\text{пред}}$ в виде

$$\varphi_{\text{пред}} = 1. \tag{7.21}$$

$\varphi_{\text{пред}}$ соответствует равенству $s_{\text{п}} = \text{ПДК}$.

Практическое значение показателя $\varphi_{\text{пред}}$ очевидно и не требует особого пояснения.

При заданной концентрации лимитирующего вещества в сточных водах этот показатель позволяет непосредственно вычислить предельно допустимый расход сточных вод, сбрасываемых в реку с заданным расходом $Q_{\text{р}}$ и известной величиной $s_{\text{е}}$. Получаем

$$Q_{\text{ст. пред}} = \frac{\text{ПДК} - s_{\text{е}}}{s_{\text{ст}} - \text{ПДК}} Q_{\text{р}}. \tag{7.22}$$

Эту зависимость удобно применять при проектировании отдельных организованных выпусков сточных вод.

Следует иметь в виду, что критерий φ и показатель $\varphi_{\text{пред}}$ характеризуют общее состояние водных масс потока, но не могут применяться, как и формула (7.22), в тех случаях, когда необходимо оценить качество вод в месте водопользования, расположенном на реке между створом выпуска сточных вод и створом достаточного перемешивания. В последнем случае допустимая нагрузка потока устанавливается на основании расчета разбавления с учетом расстояния между створами выпуска и водопользования.

7.2. ГИДРОЛОГО-ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ СОСТОЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ РЕЧНЫХ ПОТОКОВ И ВОДОЕМОВ

7.2.1. Замечания о применении показателей

Для оценки загрязненности водоема (озера, водохранилища) или участка речного потока за счет сброса в них сточных вод могут быть использованы относительные размеры зон загрязнения и характеристика их изменчивости. Размеры зон загрязнения могут задаваться в линейных, двумерных и пространственных единицах. Соответственно могут быть вычислены

следующие относительные показатели загрязнения: линейный $\lambda_{заг}$, двумерный $\eta_{заг}$, объемный $\mu_{заг}$.

Величины, входящие в формулы перечисленных показателей, изменяются в связи с изменениями режимных характеристик потоков (уровень, расход, скорость и т. д.) и водоемов (уровень, скорость течения и т. д.), а также в связи с изменением режима сброса сточных вод. Поэтому изменчивость этих показателей может быть изучена в зависимости от указанных определяющих факторов.

Рассматриваемые показатели могут вычисляться также и для некоторых средних условий, отвечающих, например, медианным уровням водного объекта и некоторым осредненным параметрам сброса стоков. Для водохранилищ при этом могут рассматриваться условия распространения сточных вод при НПУ и течениях наибольшей повторяемости.

В ряде случаев целесообразно вычислять показатели для наиболее неблагоприятных условий сброса, которые часто соответствуют минимальным расходам реки — расходам весьма высокой обеспеченности.

Гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязненности водных объектов используются для характеристики общего санитарного состояния участка речного потока или водоема. Их удобно использовать при исследовании процесса изменения состояния водного объекта, для перспективного планирования водопользования и оценки эффективности осуществленных или планируемых мер борьбы с загрязнением.

Рассматриваемые показатели вычисляются на основании данных детальных натурных исследований локальных зон загрязнения или по данным теоретического расчета этих зон.

При оценке условий водопользования и состояния загрязненности водного объекта используется понятие «лимитирующее расстояние» (обозначаем $x_л$), назначаемое в зависимости от конкретной задачи.

При планировании водопользования и пунктов сброса сточных вод учитываются санитарные и рыбоохранные нормы, регламентирующие расстояния от места сброса сточных вод до створа водопользования. При хозяйственно-питьевом и культурно-бытовом водопользовании, согласно действующим нормам, на контрольном расстоянии 1000 м (в реках — вверх по течению) от пункта водопользования состав и свойства воды должны удовлетворять нормативным требованиям. Таким образом, если на расстоянии $x_л$ от выпуска сточных вод по всем основным показателям достигается ПДК, то общее расстояние $x_{общ}$ между пунктами сброса и водопользования определяется суммой $x_{общ} = x_л + 1000$, отсюда и находится лимитирующее расстояние $x_л = x_{общ} - 1000$.

В водных объектах, используемых в рыбохозяйственных целях, состав и свойства воды в зависимости от требований

рыбоохраны должны соответствовать норме в месте выпуска или на расстоянии 500 м от выпуска. Если выполняется первое из этих условий, то $x_л = 0$. Во втором же случае $x_л = 500$ м.

Расстояния $x_{общ}$ и $x_л$ в реках измеряются вниз по течению от места сброса сточных вод, а в озерах и водохранилищах — по радиусу окружности с центром в месте выпуска.

7.2.2. Относительные линейные показатели загрязнения

Первый из этих показателей $\lambda_{заг}$ выражается отношением наибольшей линейной протяженности $L_{заг}$ зоны загрязнения к средней ширине рассматриваемого участка реки

$$\lambda_{заг\,B} = \frac{L_{заг}}{B} \tag{7.23}$$

или к лимитирующему расстоянию $x_л$, т. е.

$$\lambda_{заг\,x} = \frac{L_{заг}}{x_л}. \tag{7.24}$$

Расстояние $L_{заг}$ для рек берется в направлении течения от створа выпуска сточных вод до створа, где максимальная концентрация рассматриваемого вещества равна ПДК, для озера или водохранилища измеряется от пункта сброса до наиболее удаленной точки на изолинии $s = $ ПДК.

7.2.3. Показатели относительной площади ($\eta_{заг}$, $\beta_{заг}$) и относительного объема ($\mu_{заг}$) зон загрязнения

Для речных потоков эти показатели вычисляются применительно к конкретным более или менее значительным участкам реки, в пределах которых осуществляется водопользование или планируются работы по проектированию водопользования, улучшению санитарного состояния реки и т. д.

Показатели относительной площади зоны загрязнения могут быть даны в двух вариантах:

по поперечному сечению $\beta_{заг}$ (применим только для рек)

$$\beta_{заг} = \frac{\omega_{заг}}{\omega_{общ}} \tag{7.25}$$

и по площади зеркала $\eta_{заг}$ (для рек и водоемов)

$$\eta_{заг} = \frac{\Omega_{заг}}{\Omega_{общ}}. \tag{7.26}$$

Здесь $\omega_{общ}$ — общая площадь поперечного сечения реки; $\Omega_{общ}$ — общая площадь зеркала рассматриваемого участка

потока, заключенного между двумя фиксированными створами (начальным и конечным). Под начальным створом подразумевают створ первого на участке реки сброса сточных вод; конечный (контрольный) створ в зависимости от решаемой задачи может назначаться в трех вариантах: 1) створ, находящийся на лимитирующем расстоянии $x_л$ от выпуска сточных вод; 2) створ, расположенный на расстоянии $L_{заг}$ от створа сброса сточных вод (очевидно, что $L_{заг}$ изменяется в зависимости от $Q_е$, $Q_{ст}$ и $s_{ст}$); наибольший интерес при этом представляет случай, отвечающий наиболее неблагоприятным условиям разбавления, т. е. наибольшему значению $L_{заг}$ на данном участке реки; 3) створ водопользования.

Относительный объемный показатель загрязнения $\mu_{заг}$ выражает относительный объем загрязненных вод в реке или водоеме, этот показатель находится из соотношения

$$\mu_{заг} = \frac{W_{заг}}{W_{общ}}, \qquad (7.27)$$

где $W_{общ}$ — для водоемов полный их объем при определенном уровне, а для рек — объем водных масс на участке между створом сброса и конечным контрольным створом (см. выше). При вычислениях показателей $\eta_{заг}$ и $\mu_{заг}$ учитывается изменчивость величин, входящих как в числитель, так и в знаменатель. Для каждого состояния реки и расхода сточных вод получается свое значение показателя. Если нет необходимости исследовать изменчивость показателей, то, как указывалось выше, они могут быть вычислены для некоторых средних условий или для условий, наименее благоприятных в отношении санитарного состояния потока (например, для минимального расхода реки).

Для водохранилищ и озер показатели $\eta_{заг}$ и $\mu_{заг}$ вычисляются по тем же формулам (7.26)—(7.27), но $\Omega_{общ}$ и $W_{общ}$ в них выражают соответственно общую площадь зеркала водоема и общий его объем, подверженные изменениям, обусловленным изменениями уровня воды.

7.2.4. Показатель относительной эффективности гидрохимического процесса самоочищения

При поступлении в речной поток неконсервативных загрязняющих веществ снижение их концентрации при удалении от места выпуска обусловлено не только разбавлением, но и химическими процессами превращения веществ. Указанные превращения (как отмечалось выше) могут быть приближенно оценены с помощью коэффициента неконсервативности вещества $k_н$, который при распаде вещества является величиной отри-

цательной. Случай положительного $k_н$ ниже не рассматривается, ограничимся случаем конечного размера зоны загрязнения.

Если взять всю зону загрязнения от пункта сброса сточных вод до ее конца, т. е. до изолинии $s = $ ПДК, то общее снижение концентрации загрязняющего вещества в ней как за счет гидродинамических, так и за счет химических процессов определится разностью

$$\Delta s = s_{ст} - \text{ПДК}. \tag{7.28}$$

Среднюю концентрацию в зоне загрязнения можно приближенно оценить полусуммой $s_{ст}$ и ПДК. Снижение концентрации δs рассматриваемого вещества в этой зоне за счет химических превращений приближенно можно выразить таким образом:

$$\delta s = -\frac{k_н}{2}(s_{ст} + \text{ПДК})\, t_{пр}, \tag{7.29}$$

где $t_{пр}$ — время прохождения водными массами зоны загрязнения (иначе эту величину можно назвать временем пребывания водных масс в зоне загрязнения). Формула (7.29), как и формула (7.28), выражает снижение концентрации по длине зоны в положительных величинах, т. е. в абсолютных значениях снижения. В первом приближении время пребывания может быть вычислено так:

$$t_{пр} \cong \frac{L_{заг}}{v_{ср.\,заг}}. \tag{7.30}$$

Здесь $v_{ср.\,заг}$ выражает среднюю скорость течения в зоне загрязнения.

Показателем относительной эффективности гидрохимического процесса самоочищения будем называть величину

$$\varepsilon = \frac{\delta s}{\Delta s}, \tag{7.31}$$

которая вычисляется по формуле

$$\varepsilon = -\frac{k_н (s_{ст} + \text{ПДК}) L_{заг}}{2 (s_{ст} - \text{ПДК}) v_{ср.\,заг}}. \tag{7.32}$$

Показатель ε может быть оценен лишь в тех случаях, когда имеются данные непосредственных гидрохимических измерений в зоне загрязнения, или же расчет зоны загрязнения выполняется с учетом неконсервативности вещества. При вычислениях не следует упускать из виду необходимость задания численных значений $v_{ср}$ и $k_н$ в одной и той же системе единиц (например, $/k_н/ = \frac{1}{с}$; $/v_{ср}/ = \frac{м}{с}$).

7.2.5. Относительный показатель максимальной концентрации на лимитирующем расстоянии от выпуска ($\Psi_л$)

Формула $\Psi_л$ записывается в виде

$$\Psi_л = \frac{s_{макс.\ л}}{ПДК}, \qquad (7.33)$$

где $s_{макс.\ л}$ — максимальная концентрация рассматриваемого загрязняющего вещества на некотором лимитирующем расстоянии от выпуска, в знаменателе содержится ПДК того же вещества. Показатель $\Psi_л$ на лимитирующем расстоянии должен получиться меньше единицы. Предельно допустимым случаем является $\Psi_л = 1$, что может иметь место при неблагоприятной гидрологической ситуации, например при минимальных расходах воды в реке.

Показатель $\Psi_л$ в реках изменяется в зависимости от расходов воды и уровней воды, а в водоемах — в зависимости от ветро-волновых характеристик, течения и уровня воды. В обоих случаях изменчивость $\Psi_л$ зависит, очевидно, также и от изменчивости интенсивности сброса загрязняющих веществ, выражающейся произведением $Q_{ст}s_{ст}$.

7.3. ПОКАЗАТЕЛИ, УЧИТЫВАЮЩИЕ ВНЕШНИЙ ВОДООБМЕН ОЗЕР И ВОДОХРАНИЛИЩ

7.3.1. Условный показатель внешнего водообмена

Условным показателем внешнего водообмена водоема является время $T_{усл}$, в течение которого произошла бы замена водных масс в водоеме, если бы воды притоков не смешивались с водами водоема, а вытесняли их к истоку вытекающей из него реки. Очевидно, что при этом время замены водных масс в водоеме выразилось бы соотношением

$$T_{усл} = \frac{W_{оз}}{V_в}, \qquad (7.34)$$

где $W_{оз}$ — объем водоема, $V_в$ — объем стока реки, вытекающей из водоема за заданный интервал времени (год, месяц, сутки). Величиной $T_{усл}$ довольно часто пользуются в гидрологии, выражая ее в годах. Соответственно $W_{оз}$ должен представлять собой средний многолетний объем водоема ($м^3$), а величина $V_в$ должна выражаться в $м^3$/год.

Может иметь место случай, когда за счет сброса в водоем сточных вод с расходом $Q_{ст}$ заметно изменяется водообмен

этого водоема. В этом случае оказывается необходимым вычислить измененное условное время внешнего водообмена $T_{усл.\ изм}$

$$T_{усл.\ изм} = \frac{W_{оз}}{V_в + V_{ст}}, \qquad (7.35)$$

где $V_{ст}$ — общий сток сбрасываемых вод за рассматриваемый интервал времени (год, месяц и т. д.).

Внешний водообмен в водоемах осуществляется по достаточно сложной схеме: происходит частичное (или полное) перемешивание вод притоков с водами водоема и вынос уже смеси вод. На этой основе А. В. Караушев [37] дает уравнение водообмена проточного водоема. Уравнение показывает, что при условии полного смешения водных масс притоков и водоема за время $T_{усл}$ из него выносится около 63 % водных масс, находившихся в нем в момент начала отсчета времени. В этой же работе показано, что величина $T_{усл}$ может рассматриваться как параметр внешнего водообмена водоема, очень удобный для сравнительной оценки степени проточности озер и водохранилищ и выяснения условий накопления в них загрязняющих веществ.

7.3.2. Показатель относительного времени насыщения консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК

Этот показатель вычисляется в тех случаях, когда сброс сточных вод в проточный водоем приводит к весьма заметному загрязнению водоема и на определенном этапе общее его загрязнение начинает превышать норму. Используемый здесь способ оценки накопления загрязняющих веществ применим только к задаче о накоплении в водоеме консервативного загрязняющего вещества. В принципе такой подход возможен и при изучении накопления неконсервативных веществ, но решение будет более сложным. Здесь рассматривается лишь простейший случай.

Показатель относительного времени насыщения водоема консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК ($\tau_{ПДК}$) выражается следующим соотношением:

$$\tau_{ПДК} = \frac{t_{ПДК}}{T_{усл}}, \qquad (7.36)$$

где $t_{ПДК}$ — время, необходимое для насыщения водоема консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК (по средней концентрации в водоеме), измеряется в тех же единицах, что и $T_{усл}$ (год, месяц, сутки).

В упоминавшейся работе [37] показано, что процесс постепенного изменения концентраций загрязняющего вещества в водоеме, обусловленный спуском в водоем сточных вод, может

быть представлен экспоненциальным уравнением, содержащим в виде аргумента время. На основании этого уравнения выводится выражение для $t_{\text{ПДК}}$, которое имеет вид

$$t_{\text{ПДК}} = -T_{\text{усл}} \ln\left(1 - \frac{\text{ПДК}}{s_*}\right). \qquad (7.37)$$

Здесь s_* — концентрация консервативного загрязняющего вещества в водоеме, отвечающая стабилизации состояния загрязненности водных масс водоема. Полная стабилизация достигается в течение достаточно длительного времени ($t \to \infty$) стационарного сброса стоков в водоем. Равенство (7.37) применяется лишь при $s_* > \text{ПДК}$. Если же $s_* < \text{ПДК}$, то общее загрязнение водоема произойти не может и уравнение (7.37) теряет смысл.

Стабилизация загрязненности соответствует некоторому предельному состоянию загрязненности водных масс, которое определяется условием равенства поступления в водоем и выноса из него загрязняющего вещества. Полагая, что с другими притоками вещество в водоем не вносится, и составляя баланс для консервативного загрязняющего вещества, будем иметь

$$s_* = \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{Q_{\text{в}}}, \qquad (7.38)$$

где $Q_{\text{в}}$ — средний за длительный период времени расход потока, вытекающего из водоема.

Если определенное по формуле (7.38) значение s_* оказывается менее ПДК, то, очевидно, вычисление показателя $\tau_{\text{ПДК}}$ не требуется.

Если же в пределе получаем $s_* = \text{ПДК}$, то время $t_{\text{ПДК}}$ и показатель $\tau_{\text{ПДК}}$ получаются равными бесконечности. В этом частном случае надо пользоваться условием достижения 0,95 ПДК. Соответственно величина 0,95 ПДК подставляется вместо ПДК в числитель второго члена уравнения (7.37), стоящего в скобках под знаком логарифма.

Для вычисления показателя $\tau_{\text{ПДК}}$ используется формула

$$\tau_{\text{ПДК}} = -2{,}3 \lg\left(1 - \frac{\text{ПДК} \cdot Q_{\text{в}}}{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}\right), \qquad (7.39)$$

в которой натуральный логарифм заменен десятичным.

Показатель $\tau_{\text{ПДК}}$ применяется для сравнительной оценки допустимого периода сброса сточных вод в проточные водоемы во всех тех случаях, когда лимитирующей характеристикой является средняя концентрация консервативного загрязняющего вещества в водоеме или в вытекающей из него реке. Разумеется, в этом водоеме в месте сброса сточных вод при $s_{\text{ст}} > \text{ПДК}$ будет образовываться зона загрязнения с концентрациями, превышающими ПДК.

7.4. ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ФОНОВОЙ НАГРУЗКИ ПОТОКА ЛИМИТИРУЮЩИМИ ИЛИ РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Под фоновыми характеристиками качества воды следует понимать характеристики, определяемые общими условиями формирования качества воды, присущими рассматриваемому водотоку и его водосборному бассейну. Однако в зависимости от решаемой конкретной задачи и специфических условий в речном бассейне гидрохимический фон водотока может быть представлен различным образом. Целесообразно различать следующие виды фоновых характеристик водного объекта:

а) естественный фон, отражающий качество водных масс речного потока, гидрохимический режим которого выше рассматриваемого створа не нарушен деятельностью человека;

б) измененный фон, характеризующий измененные деятельностью человека условия формирования качества вод в пределах всего или части речного бассейна (мелиорация земель, массовое применение химических удобрений, пестицидов, переброска стока и т. д.) или же отражающий воздействия многочисленных неорганизованных сбросов сточных вод, находящихся выше рассматриваемого створа;

в) условный фон, отражающий влияние на гидрохимический режим потока всех видов антропогенного воздействия, в том числе и организованных сбросов сточных вод, находящихся выше расчетного створа, но не учитываемых специально в рассматриваемой конкретной задаче.

Оценка фоновой нагрузки речного потока лимитирующими или репрезентативными веществами должна предшествовать характеристике влияния конкретных локальных источников загрязнения на качество речных вод.

Фоновая нагрузка потока определяется в зависимости от поставленной задачи по наблюдениям в створах, расположенных на разных расстояниях от рассматриваемого створа.

Интегральными гидрологическими показателями можно характеризовать качество вод при всех перечисленных выше фоновых состояниях реки.

Интегральные гидрологические показатели фоновой нагрузки потока устанавливаются на основании данных натурных гидрохимических измерений, проводимых по расширенной программе, позволяющей достаточно полно характеризовать хронологический ход изменения концентрации основных ингредиентов и выявить репрезентативные для данного потока вещества, среди которых могут быть и лимитирующие в отношении определенных видов водопользования. Параллельно с гидрохимическими наблюдениями должны проводиться гидрологические работы в том же створе или же на другом, но репрезентативном

створе, чтобы получаемые данные можно было распространить на створ гидрохимических измерений.

Рассматриваемые здесь показатели в равной мере могут быть отнесены к естественному, измененному или условному фону.

Абсолютным показателем общей нагрузки потока является меняющаяся во времени средняя в поперечном сечении концентрация рассматриваемого вещества, которую независимо от характера фона будем обозначать s_e.

7.4.1. Показатели превышения и непревышения фоновой концентрации над нормой (ПДК)

Эти показатели, выражаемые значениями обеспеченности стока загрязненной воды $P_{заг}$ и стока чистой воды $P_ч$, вычисляются по данным непосредственных измерений s_e таким же образом, как указано в п. 7.1.3, где рассмотрены показатели обеспеченности $s_п$.

7.4.2. Показатели относительной продолжительности стока загрязненной и чистой воды (по фоновым характеристикам)

Применяемые здесь показатели $\tau_{заг}$ и $\tau_ч$ вычисляются по схеме, приведенной в п. 7.1.4, но при использовании данных непосредственных измерений фоновой концентрации s_e рассматриваемого ингредиента и сравнения ее значений с соответствующей ПДК. Эти показатели используются для той же цели, что и аналогичные показатели, вычисляемые по $s_п$ для створа, расположенного ниже сброса сточных вод (см. п. 7.1.4).

7.4.3. Показатели относительных объемов загрязненного и чистого стока (по фоновым характеристикам)

Показатели $\alpha_{заг}$ и $\alpha_ч$ в рассматриваемом случае вычисляются таким же образом, как указано в п. 7.1.5, на основании сведений о фоновой концентрации s_e, получаемой по данным гидрохимических измерений и сравниваемой с соответствующей ПДК. Их применение такое же, как и аналогичных показателей, рассмотренных в п. 7.1.5.

По найденным значениям $\tau_{заг}$ и $\alpha_{заг}$ могут быть построены диаграммы состояния загрязненности реки. Для этого влево от нулевой вертикальной оси откладываются значения $\tau_{заг}$, а вправо — $\alpha_{заг}$ для различных ингредиентов. Части диаграммы, соответствующие $\tau_{заг}$ и $\alpha_{заг}$, для каждого ингредиента обозначаются определенной штриховкой. Оставшаяся незаштрихованной часть диаграммы соответствует значениям $\tau_ч$ и $\alpha_ч$ (в сумме $\tau_{заг}$ и $\tau_ч$, так же как и $\alpha_{заг}$ и $\alpha_ч$, составляют единицу).

Диаграммы вычерчиваются для конкретного периода (обычно для одного года) и характеризуют особенности загрязнения водотока в данном пункте (см. приложение III).

Диаграммы состояния загрязненности, давая наглядное представление о «вкладе» отдельных химических веществ в общий уровень загрязненности речного стока, могут быть полезны и при регулировании качества воды, а также при планировании водоохранных мероприятий, в частности способов и степени очистки сточных вод, регулирования объемов сбросных вод с орошаемых земель и т. д.

7.5. ЗАДАЧИ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ

Мониторингом называют систему повторных наблюдений за изменяющимися элементами окружающей среды с целью выявления роли антропогенного фактора [10]. В понятие мониторинга должны входить также и методы обобщения получаемых данных. Рассматривая мониторинг качества поверхностных вод суши (рек, озер, водохранилищ) как одного из объектов природной среды, необходимо особо отметить пространственную дискретность объекта. Антропогенное воздействие на качество вод суши также в большинстве случаев реализуется в виде дискретных источников загрязнения. Это требует специального учета при планировании сети пунктов наблюдений и разработке подходов к региональным обобщениям получаемых данных.

Региональные обобщения являются важнейшей составной частью глобального мониторинга. Они позволяют производить взаимное сопоставление регионов в отношении загрязненности вод, выявлять особенности процессов загрязнения и самоочищения в пределах крупных регионов и речных бассейнов, что должно способствовать правильной организации борьбы с загрязнением и учитываться при экономическом перспективном планировании.

Задачи мониторинга качества поверхностных вод суши могут решаться на основе правильно организованных стационарных сетевых наблюдений [19]. Сеть должна обеспечивать: 1) приоритет контроля антропогенного воздействия, 2) систематичность и комплексность наблюдений, 3) оперативность получения и передачи информации. Структура сети должна учитывать закономерности формирования местного зонального стока и формирования стока и качества вод крупных рек, имеющих полизональный характер. Общим принципом размещения пунктов наблюдений является репрезентативность по масштабам и видам загрязнения, по физико-географическим и гидрологическим характеристикам.

Для надежной оценки антропогенного фактора формирования качества вод параллельно с загрязняемыми водами изучаются незагрязняемые. Измерения на незагрязняемых реках позволяют не только определять общие фоновые характеристики качества вод, но и учитывать те изменения фона, которые обусловлены антропогенным фактором, проявляющимся в пределах крупных регионов и даже в глобальном масштабе. Специально должен рассматриваться вопрос о наблюдениях в пределах заповедников.

Основной задачей наблюдений на загрязняемых реках является контроль за качеством вод и изучение основных факторов и процессов загрязнения и самоочищения. Сеть гидрохимических наблюдений организуется с учетом сбросов сточных вод, а также видов водопользования.

Размещение створов наблюдений на водном объекте осуществляется с учетом гидрологического режима объекта, гидродинамических условий, определяющих процесс разбавления сточных вод. Расположение створов гидрохимических наблюдений согласуется с положением створов гидрологических измерений. Это позволяет обеспечивать получение комплексных характеристик загрязняемого участка водного объекта, включая сведения о расходах воды, скоростях течения, ветровом волнении, составе донных отложений, а также необходимые сведения по батиметрии.

Состав и объем гидрохимических наблюдений определяется требованиями со стороны органов государственного управления и надзора и со стороны основных водопользователей. Перечень определяемых ингредиентов может варьировать от пункта к пункту, однако предусматриваются также и обязательные для всех пунктов гидрохимические определения, учитывающие общие требования к качеству воды бытового и рыбохозяйственного водопользования. В программах учитывается степень загрязненности объекта, его хозяйственная и ландшафтная значимость.

Результаты наблюдений по мониторингу могут обобщаться разными способами на различной методологической основе и, в частности, при использовании системы интегральных показателей.

В целях обобщения данных наблюдений на отдельных объектах применяется система интегральных показателей загрязненности и качества вод, находящихся в сфере антропогенного влияния. В основе системы лежит концепция критериев ПДК, о применимости которой для мониторинга говорится в работах Ю. А. Израэля [10]. В системе интегральных показателей могут использоваться не только общепринятые ПДК, но также и экологические ПДК или другие нормы, отвечающие требованиям охраны окружающей среды и здоровья человека.

При обобщении материалов для отдельных водных объектов рекомендуется использование следующих интегральных показа-

телей: 1) средняя годовая концентрация лимитирующего вещества (или группы веществ) в створе наблюдений; 2) показатели относительной продолжительности загрязненного (по критерию ПДК) и чистого стока; 3) показатели относительных объемов загрязненного и чистого стока; 4) относительные показатели размеров зон загрязнения; 5) уровень общей нагрузки озера или водохранилища лимитирующим веществом.

Для каждого пункта наблюдений на водотоке сначала вычисляют значения годового стока и средней годовой концентрации основных гидрохимических ингредиентов, что позволяет обнаружить отклонения от природного фона или же явное загрязнение, а затем находят относительное время, объем загрязненного и чистого стока и другие показатели. Все эти показатели могут быть картографированы по территории для периодов межени, паводка или для средних условий года.

Для региона в целом подобные обобщения могут быть сделаны на основании региональных интегральных показателей. Так, например, могут быть вычислены региональные показатели относительной длины $\lambda_{рег}$ и относительной площади $\eta_{заг}$ загрязненных участков суммарно по всем рекам рассматриваемого региона. Эти показатели вычисляются для наиболее неблагоприятных (в смысле возможности загрязнения) гидрологических условий по формулам:

$$\lambda_{рег} = \frac{\sum_{i=1}^{N} L_{заг\ i}}{\sum_{j=1}^{M} L_j}, \tag{7.40}$$

$$\eta_{заг} = \frac{\sum_{i=1}^{N} \Omega_{заг\ i}}{\sum_{j=1}^{M} \Omega_j}, \tag{7.41}$$

в которых $\sum_{j=1}^{N} L_j$, $\sum_{j=1}^{N} \Omega_j$ — общая длина и общая площадь зеркала (например, в период межени) рек региона, изучаемых по программе мониторинга; $L_{заг\ i}$, $\Omega_{заг\ i}$ — длина и площадь каждой частной зоны загрязнения (при той же гидрологической ситуации); M и N — соответственно общее число изучаемых рек и общее количество зафиксированных на них зон загрязнения.

Важной обобщающей характеристикой может явиться региональный показатель относительного объема загрязненного стока $\alpha_{рег}$, вычисляемый по формуле

$$\alpha_{рег} = \frac{\sum_{i=1}^{N} V_{заг\ i}}{V_{общ}}, \tag{7.42}$$

в которой $V_{общ}$ — общий учтенный сток с данной территории; $\sum_{i=1}^{N} V_{заг\,i}$ — сумма годовых значений стока загрязненных вод (по критериям ПДК) в створах рек при пересечении границ рассматриваемой территории.

8. ЛИМИТИРУЮЩИЕ И РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

8.1. ПРИНЦИПЫ ВЫБОРА ПОКАЗАТЕЛЕЙ

Качество природных вод, т. е. степень их пригодности для практического использования, в основном определяется составом и количеством растворенных и взвешенных веществ, микроорганизмов и гидробионтов. Соответственно этому оценка качества воды может производиться по химическим, физическим, бактериологическим и биологическим показателям. Ниже рассматриваются вопросы, связанные с оценкой загрязненности воды химическими соединениями. Именно этот вид загрязненности водных объектов обычно вызывает наибольшие затруднения в водопользовании и управлении качеством воды, поскольку удаление из воды растворенных в ней химических веществ является в экономическом и техническом отношении наиболее трудоемким и сложным процессом.

Требования, предъявляемые к качеству водных ресурсов разными водопотребителями, различны и нередко противоречивы. Поэтому большое значение имеет нормирование качества воды. В настоящее время общепринятым является такой подход к нормированию, при котором устанавливаются требования не к составу самих сточных вод, а к качеству воды рек и водоемов в местах водопользования.

До сих пор общегосударственные нормативы состава и свойств воды установлены для водных объектов питьевого, санитарно-бытового и рыбохозяйственного значения. Эти нормативы включают общие требования к качеству воды, состоящие из нескольких показателей физического состояния, химического и бактериального состава (температура, взвешенные вещества, минерализация, водородный показатель, растворенный кислород, БПК, хлориды, сульфаты, возбудители заболеваний и т. д.), и список предельно допустимых концентраций (ПДК) для вредных химических веществ. Этот список для водных объектов санитарно-бытового водопользования включает около 650 хими-

ческих соединений, а для объектов рыбохозяйственного значения — около 180. Указанные списки постоянно обновляются и дополняются с тем, чтобы охватить едиными нормативами по возможности большее количество веществ, сбрасываемых в природные водные объекты.

При рассмотрении вопроса о гидрохимических показателях качества воды необходимо использовать представление о лимитирующих и репрезентативных показателях качества воды.

Лимитирующие вещества — вещества, по содержанию которых лимитируется качество воды водных объектов в зависимости от вида водопользования.

К лимитирующим веществам (ингредиентам) при оценке качества поверхностных вод следует относить все вещества, содержание которых в водных объектах нормируется в установленном порядке, т. е. для которых определены ПДК. Лимитирующие вещества целесообразно назначать применительно к конкретному виду водопользования. При выборе лимитирующих веществ необходимо руководствоваться нормативными значениями предельно допустимых концентраций вредных веществ, приведенных в приложениях к «Правилам охраны поверхностных вод от загрязнения». Наличие загрязненности воды по лимитирующим веществам устанавливается исходя из требований охраны водных объектов, определяющих, что состав и свойства воды в пунктах хозяйственно-питьевого, культурно-бытового и рыбохозяйственного водопользования или на заданном расстоянии от них ни по одному из показателей не должны превышать соответствующие нормативные значения (ПДК).

Необходимо учитывать, что все лимитирующие водопотребление вещества, для которых установлены ПДК, делятся на три группы соответственно лимитирующим показателям вредности (ЛПВ) (см. п. 2.2). Поэтому при наличии в воде нескольких веществ одной и той же группы по ЛПВ отсутствие загрязнения, как отмечалось выше, определяется по условию $\sum_{i=1}^{n} \frac{s_i}{\text{ПДК}_i} \leqslant 1$, где s_i — концентрация вещества в воде, n — число веществ одного ЛПВ.

В условиях интенсивного антропогенного воздействия разнообразие состава промышленных сточных вод, сбрасываемых в водотоки и водоемы, затрудняет получение полной и надежной информации об уровне загрязненности последних.

В связи с этим при использовании гидрохимического материала для интегральной оценки большое значение приобретает выделение ограниченного числа репрезентативных показателей, с помощью которых можно получить достаточно объективную характеристику качества воды, имеющую генетическую связь с источником загрязнения.

Интегральная оценка загрязненности предусматривает использование гидрохимических показателей, характеризующих при-

сутствие групп веществ как неорганического, так и органического характера. В последнем случае групповые репрезентативные показатели характеризуют соответствующие группы органических химических веществ (одного или нескольких классов), превалирующих в химическом составе сточных вод рассматриваемых производств, вместе с тем специфичных для фонового загрязнения водных объектов и наиболее токсичных для установленных категорий водопользования.

Наряду с установлением лимитирующих веществ представляет интерес выделение репрезентативных показателей, помогающих выявлять загрязнение, обусловленное сбросом конкретных видов сточных вод (по их происхождению). Особенно важно это при расчетах и прогнозах уровня загрязнения водных объектов с использованием расчетных методов и математических моделей.

Выбор гидрохимических показателей, репрезентативных для оценки изменения качества воды под влиянием антропогенных факторов по разработанной в ГГИ системе интегральных показателей (см. п. 2.4), является одним из сложных методических вопросов. При его решении необходимо учитывать различие между двумя основными типами загрязнения водных объектов: 1) загрязнение вызвано сосредоточенными сбросами сточных вод; 2) нарушение естественного качества вод в результате влияния мелких притоков загрязненных вод или выпадения загрязняющих веществ из атмосферы и вымывания их из различных слоев почвенно-грунтовой толщи водосбора.

В первом случае для выбора репрезентативных показателей необходимо располагать данными о составе сточных вод, поступающих в водный объект.

Проработки по выбору репрезентативных показателей, выполненные на примере сточных вод ряда отраслей промышленности, показывают возможность реализации такого подхода. Например, для сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности можно выделить в качестве специфических ингредиентов лигнин (в форме лигносульфонатов или сульфатного лигнина) и группу сернистых органических соединений (диметилсульфид, метилмеркаптан и т. д.). Остальные компоненты не являются достаточно специфическими и в больших концентрациях могут поступать с хозяйственно-бытовыми и другими видами сточных вод. Наряду с этим определенное значение в качестве индикационного признака могут иметь соотношения между значениями некоторых групповых показателей, например между перманганатной окисляемостью и ХПК, между БПК и ХПК. Указанные соотношения для сточных вод разных типов колеблются в достаточно определенных интервалах, что позволяет их использовать в качестве характерных коэффициентов. Аналогичный подход к выявлению репрезентативных показателей применим и к другим видам сточных вод.

Общие принципы выбора репрезентативных показателей, основанные на учете состава сточных вод и трансформации загрязняющих веществ, можно сформулировать следующим образом: выбираемые из объема гидрохимической информации ингредиенты (показатели) должны отличаться специфичностью относительно состава сточных вод, преобладающих в общем объеме сброса, максимальным превышением содержания над уровнем ПДК, наименьшей скоростью трансформации после выброса в водный объект, наибольшим превышением над ПДК среди веществ, лимитируемых по общесанитарному показателю вредности. Последнее обосновывается тем, что присутствие в воде веществ этой группы подавляет процессы самоочищения водного объекта.

В тех случаях, когда нарушение естественного качества воды не связано с сосредоточенными выпусками сточных вод, а представляет собой результат влияния многочисленных мелких притоков загрязненных водных масс или вымывания загрязняющих веществ из различных слоев почво-грунтов водосборов, возникает задача оценки фоновой нагрузки водного объекта загрязняющими веществами.

Выбор гидрохимических показателей, репрезентативных для оценки фонового состояния воды, должен базироваться на данных натурных гидрохимических наблюдений, проводимых на участках рек выше городов или местных сосредоточенных выпусков сточных вод, и учитывать наличие нормативных критериев качества воды, установленных для различных видов водопользования.

В перечень необходимых определений рекомендуется включить следующие гидрохимические показатели, обычно достаточно чутко реагирующие на фоновое загрязнение: 1) бихроматная окисляемость, характеризующая общее содержание растворенных органических веществ по химическому потреблению кислорода; 2) перманганатная окисляемость, характеризующая количество растворенных легкоокисляющихся органических веществ; 3) БПК, позволяющее оценивать общее содержание органических соединений, поддающихся биохимическому окислению; 4) растворенный кислород; 5) поверхностно-активные вещества (ПАВ); 6) ионы аммония; 7) фенолы; 8) нефтепродукты; 9) общая минерализация (сумма ионов, прокаленный остаток).

Этот же перечень можно использовать и при оценке загрязненности за счет сосредоточенных сбросов сточных вод в тех случаях, когда отсутствует информация об их составе.

По данным о лимитирующих и репрезентативных показателях, входящих в состав режимных сетевых гидрохимических наблюдений, можно получить такие важнейшие количественные характеристики степени загрязненности рек, как продолжительность периодов стока загрязненных (или чистых) речных вод и их объемы — в долях от годового стока или непосредственно в $м^3$/год.

Наличие сведений о расходах и составе сточных вод позволяет дополнительно рассчитать ряд интегральных показателей, характеризующих общую нагрузку реки загрязняющими веществами, а именно $s_{\text{п}}$ и φ (см. п. 7.1.1, 7.1.6).

Количественная оценка уровня загрязненности речного стока по одному гидрохимическому показателю (перманганатной окисляемости) приведена на рис. III.1. Построенные по этим данным диаграммы, характеризующие качество речной воды, дают наглядное представление о структуре загрязненности речных вод относительно различных химических веществ (рис. III.2). Это позволяет выделить наиболее существенные из них с точки зрения формирования качества речного стока и ориентировать развитие водоохранных мероприятий в наиболее эффективном направлении с целью первоочередного сокращения продолжительности и объемов стока загрязненных вод по данным ингредиентам. Вместе с тем анализ материала позволяет дать определенные рекомендации, ограничивающие для некоторых случаев перечень репрезентативных гидрохимических ингредиентов и характеристик, по которым может вестись расчет интегральных показателей загрязненности.

Здесь прежде всего имеются в виду ограничения относительно перманганатной окисляемости воды и ее ХПК. Не рекомендуется непосредственное использование их величин (путем сопоставления с соответствующими ПДК) для оценки загрязненности воды рек, водосборы которых имеют значительную залесенность или заболоченность, что может привести к ошибочной оценке уровня загрязненности, обусловленного влиянием хозяйственной деятельности. Это объясняется высоким содержанием в речных водах растворенных органических соединений естественного происхождения (вследствие вымывания гумусовых веществ почвенного покрова). В течение большей части года вода таких рек характеризуется значениями ХПК и перманганатной окисляемости, превышающими нормативы, которые равны соответственно 30 и 10 мгО/л. Для таких водных объектов непосредственное определение $\tau_{\text{заг}}$, $\alpha_{\text{заг}}$, $\eta_{\text{заг}}$ и других интегральных показателей по окисляемости и цветности неприменимо. Необходимо использовать значения так называемых приведенных концентраций $s_{\text{прив}}$, выражающих превышение концентрации над естественным фоном $s_{\text{е}}$ ($s_{\text{прив}} = s_i - s_{\text{е}}$).

8.2. ПОКАЗАТЕЛИ СОСТАВА СТОЧНЫХ ВОД ЦЕЛЛЮЛОЗНО-БУМАЖНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Производство целлюлозно-бумажной продукции относится к числу наиболее водоемких, так как на выработку 1 т целлюлозы расходуется до 500 м^3 воды. Сточные воды предприятий ЦБП содержат большое количество растворенных и взвешенных

органических веществ, поскольку при получении целлюлозы из древесины более 50 % массы последней переходит в раствор, образующий основную часть сточных вод. Состав сточных вод в значительной степени зависит от технологии переработки древесины. На предприятиях отрасли в основном применяются сульфитные и сульфатные методы получения целлюлозы, различающиеся, в частности, составом применяемых химикатов.

Основным ингредиентом состава сточных вод сульфитного производства являются лигносульфонаты (соли лигносульфоновой кислоты, образующейся в процессе варки целлюлозы). Их концентрация в неочищенных сточных водах колеблется в пределах 200—900 мг/л. Лигносульфонаты являются трудноокисляемыми соединениями. После биологической очистки их концентрация меняется незначительно. Эти соединения могут быть отнесены к репрезентативным показателям данного вида сточных вод. Одним из основных потребителей растворенного кислорода в промстоках рассматриваемого вида являются сахара (моно- и полисахариды), содержание которых резко уменьшается после биологической очистки.

Для оценки кратности разбавления и степени перемешивания сбрасываемых в водные объекты промстоков сульфитного целлюлозно-бумажного производства целесообразно использовать следующие показатели: лигносульфонаты, сульфаты.

Содержание растворенных органических веществ в сточных водах сульфатного производства зависит от степени регенерации черного щелока. Обычно она составляет 85—90 %, а оставшиеся 10—15 % щелока попадают в сточные воды. Одним из главных компонентов черного щелока является воднорастворимый сульфатный лигнин, определяющий чрезвычайно высокую цветность сточных вод. Он принадлежит к трудноокисляющимся соединениям. Из легкоокисляющихся соединений в этих сточных водах присутствуют сахара, метанол, оксикислоты.

Технологический процесс получения сульфатной целлюлозы сопровождается образованием H_2S и метилсернистых соединений (метилмеркаптана, диметилсульфида, диметилдисульфида), которые придают сточным водам неприятный специфический запах. Все эти соединения являются лимитирующими для водоемов по органолептическому ЛПВ. В значительных количествах в сточных водах содержатся скипидар, жирные и смоляные кислоты (талловое масло) и их соли (сульфатное мыло). Их содержание в водоемах также лимитируется. Присутствие этих веществ в воде водных объектов нарушает естественные процессы развития микрофлоры, снижает содержание растворенного кислорода, тормозит процесс нитрификации.

Для оценки степени загрязнения водных объектов сточными водами рассматриваемого вида в качестве репрезентативных можно рекомендовать воднорастворимый сульфатный лигнин,

скипидар, смоляные и жирные кислоты и метилсернистые соединения.

Со сточными водами бумажных фабрик в водные объекты поступает большое количество взвешенных веществ (волокно, каолин), пентахлорфенол, полиакриламид и ряд других соединений. В качестве репрезентативного показателя можно использовать сумму взвешенных органических веществ. Хотя они и не относятся к лимитирующим веществам, но, осаждаясь на дно водоемов и разлагаясь биохимически в анаэробных условиях со значительным выделением H_2S, образуют очаги вторичного загрязнения и нарушают кислородный режим.

Характеристика состава сточных вод целлюлозно-бумажного производства по лимитирующим и репрезентативным показателям приведена в табл. 8.1.

Таблица 8.1

Показатели состава сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности

Показатель	Концентрация в неочищенных стоках, мг/л		Лимитирующий показатель вредности (ЛПВ)
	сульфитное производство	сульфатное производство	
$БПК_5$	250—450	130—480	Общесанитарный
ХПК	1500—2000	700—2500	Расчетный
Перманганатная окисляемость	1000—2000	350—2000	Расчетный
Сахара	70—80		
Лигносульфонаты	200—300	—	
Сульфатный лигнин водорастворимый	—	150—300	
Взвешенные вещества	130—250	100—450	Общесанитарный
pH	3,9—6,3	7,5—9,0	Общесанитарный
Метилмеркаптан	—	2—4	Органолептический
Скипидар	—	50—70	„

8.3. ПОКАЗАТЕЛИ СОСТАВА СТОЧНЫХ ВОД НЕФТЕПЕРЕРАБАТЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

В основу обобщения положены литературные и фондовые материалы, а также гидрохимическая информация Госкомгидромета по водным объектам, испытывающим преобладающее влияние стоков нефтеперерабатывающей промышленности. При выборе показателей использовались также материалы, касающиеся образования сточных вод и их состава в зависимости от вида производства (нефтеперерабатывающее и нефтехимическое [40]), способов очистки и изменения химического состава [7, 9, 29, 42].

Ориентировочно состав сточных вод нефтеперерабатывающей промышленности характеризуется данными табл. 8.2.

Таблица 8.2

Характеристика исходных и биологически очищенных сточных вод нефтеперерабатывающей промышленности

Сточные воды	Показатели, мг/л					
	фенолы летучие	нефтепродукты	БПК $_5$, мгО$_2$/л	ХПК, мгО/л	Азот аммиач.	БП, мкг/л
Неочищенные	0,1—16,0	12—95	91—291	173—621	43,7	8,3—16,2
Очищенные	0,007—0,17	2,9—18,0	3—20	44—135	5,9	0,14—1,6

Выбор репрезентативных показателей произведен на основе общих принципов (см. п. 8.1) из числа ингредиентов сточных вод, содержание которых лимитируется в воде водоемов и водотоков.

В качестве репрезентативных показателей состава сточных вод нефтеперерабатывающего производства можно рекомендовать: нефтепродукты, фенолы летучие, СПАВ, 3,4-бенз(а)пирен (БП). Специфичность этих показателей носит до некоторой степени условный характер, ибо они являются весьма распространенными загрязняющими веществами в водных объектах, поэтому оценке качества природных вод по рекомендуемым показателям должна предшествовать индикация данного вида загрязнения по индикаторным показателям — отдельным веществам, характерным для состава сточных вод, либо постоянным значениям соотношения тех или иных показателей, как, например: отношение содержания БП к содержанию нефтепродуктов; отношение содержания нафтеновых кислот к содержанию нефтепродуктов; ориентировочно — отношение БПК к ХПК.

8.4. ПОКАЗАТЕЛИ СОСТАВА СТОЧНЫХ ВОД СЛАНЦЕПЕРЕРАБАТЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Проработки выполнены на основе обобщения гидрохимической информации Госкомгидромета, литературных данных, а также материалов по наиболее крупным в стране сланцевым предприятиям [47]. При этом учтены пути образования сточных вод, их виды и специфика состава, способы и эффективность их очистки [4], изменения качества воды рек в связи

с выпусками сточных вод сланцевых предприятий [47, 48]. Обобщенная характеристика состава сточных вод данного происхождения приведена в табл. 8.3.

Таблица 8.3

Характеристика исходных и биологически очищенных сточных вод сланцевой промышленности

Сточные воды	Показатели, мг/л						
	фенолы летучие	фенолы суммарн.	нефтепродукты*	БПК $_5$, $мгO_2/л$	ХПК *, мгО/л	БП, мкг/л	Азот аммон.
Неочищенные	9,5—17,9	69,7—198	11,7	139,4—389	979	0,16—1,75	43,8—139
Очищенные	0,13—1,95	8,0—26,0	1,75	19,0—34,1	230	0,12—0,62	27,9—90,0

* Средние значения.

Сложность химической структуры органической части сточной жидкости обусловливает наличие в ней примерно 20 показателей, лимитирующих качество воды в природном водоеме (водотоке).

Для сточных вод сланцеперерабатывающей промышленности можно предложить в качестве репрезентативных: фенолы летучие, фенолы нелетучие, нефтепродукты, 3,4-бенз(а)пирен (БП). Однако в виду сложности и специфичности состава вод, а также распространенности данных показателей в составе сточных вод предприятий близких по технологии производства оценку изменения качества природных вод по этим показателям нельзя производить однозначно — этому должна предшествовать индикация данного вида промышленного загрязнения по предлагаемым ниже коэффициентам (количественным соотношениям репрезентативных показателей). Для этой цели рекомендуются следующие коэффициенты:

$K_ф \leqslant 0{,}25$ (отношение концентрации фенолов летучих к нелетучим фенолам); $K_д > 0{,}5$ (отношение концентрации диметилрезорцинов к сумме водорастворимых фенолов); $K_н$ (отношение концентрации 3,4-бенз(а)пирена к сумме нефтепродуктов.

При установлении четких коррелятивных зависимостей для $K_ф$ и $K_н$ эти показатели могут быть использованы для индикации промышленного загрязнения стоками производств термической деструктивной переработки топлива.

Индикаторным (групповым) показателем для оценки качества вод может служить соотношение общесанитарных показателей БПК и ХПК для всех рассмотренных выше видов промыш-

ленных вод. В частности, установлено, что для сланцевой промышленности это отношение меньше 0,1 (в случае выпуска биологически очищенных вод).

8.5. ПОКАЗАТЕЛИ СОСТАВА ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

К хозяйственно-бытовым сточным водам относятся воды, поступающие от умывальников, бань, ванн, прачечных, душевых помещений, а также воды, поступающие из санитарных узлов и загрязненные в основном физиологическими отбросами (фекальные воды). Объем хозбытовых сточных вод и количество загрязняющих веществ в них зависят от числа жителей, норм водопотребления, степени благоустройства населенного пункта.

Общий канализационный сток современных городов является, как правило, смесью хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод. Бытовые сточные воды без примеси или при малом количестве производственных стоков встречаются только в канализационной сети мелких населенных пунктов или некоторых городов.

На основании обобщения данных химических анализов проб сточных вод, поступающих на городские (поселковые) очистные сооружения (количество хозбытовых стоков являлось преобладающим в общем объеме сточных вод изученных объектов), можно выделить для этой категории сточных вод следующие репрезентативные показатели: взвешенные вещества, сухой остаток, БПК, ХПК, перманганатная окисляемость и минеральный азот. Рассмотрим детально каждый из них.

Взвешенные вещества являются очень важным показателем при оценке загрязненности водных объектов хозбытовыми сточными водами. Концентрация взвешенных веществ в сточных водах связана обратной зависимостью с суточной нормой водоотведения на одного человека.

В строительных нормах и правилах количество загрязняющих веществ, находящихся во взвешенном состоянии и поступающих в канализацию от одного человека, принято равным 65 г/сут. Исходя из этой величины и учитывая число жителей, пользующихся канализацией, и местную норму водоотведения, можно рассчитать концентрацию взвешенных веществ в сточных водах для данного населенного пункта.

Обобщение данных наблюдений за составом сточных вод, проводимых на ряде очистных сооружений городской (поселковой) канализации (табл. 8.4), показывает, что средняя многолетняя концентрация взвешенных веществ в сточных хозбытовых водах составляет 204 мг/л до очистки и 31 мг/л после биологической очистки.

Таблица 8.4

Показатели состава хозяйственно-бытовых сточных вод до и после биологической очистки и их средние многолетние значения

Показатели	Среднее многолетнее значение		Пределы колебания средних месячных значений	
	до очистки	после очистки	до очистки	после очистки
Взвешенные вещества, мг/л	204	31	170—302	15—54
Сухой остаток, мг/л	778	410	320—1084	288—584
$N_{NO_3^-}$, мг/л	0,23	0,75	0,05—0,59	0,41—1,22
$N_{NO_2^-}$, мг/л	0,04	0,38	0,01—0,11	0,31—0,54
$N_{NH_4^+}$, мг/л	15,48	11,36	9,88—19,13	6,69—14,0
Окисляемость перманганатная, мгО/л	55	20	50—62	16—26
$БПК_5$, мгO_2/л	180	16	123—226	12—25
ХПК, мгО/л	406	89	344—454	53—124
$\frac{БПК_5}{O_{KMnO_4}}$	3,3	0,8		
$\frac{БПК_5}{ХПК}$	0,45	0,20		
$\frac{O_{KMnO_4}}{ХПК}$	0,14	0,22		

Общее содержание растворенных в сточных водах веществ (или сухой остаток) характеризует суммарное содержание органических и минеральных веществ. Среднее количество сухого остатка, рассчитанное по многолетним данным, составляет 778 мг/л до очистки и 410 мг/л после очистки.

БПК — биохимическое потребление кислорода, определяющее количество кислорода, расходуемое на биохимическое окисление органических веществ сточных вод. Эта величина используется для количественной характеристики присутствующих в воде биохимически разрушающихся органических веществ, разложение которых сопровождается изменением кислородного баланса водоемов. Полное потребление кислорода на окисление органических веществ хозяйственно-бытовых сточных вод наступает примерно через 20 суток, вследствие чего величина $БПК_{20}$ близка к полной БПК. На практике обычно определяют пятисуточное потребление кислорода. Зная $БПК_5$, можно опре-

делить $БПК_{полн}$ или $БПК_{20}$ по соотношению $БПК_{полн} = 1{,}47$ $БПК_5$. Для хозбытовых сточных вод среднее значение $БПК_5$ составляет 180 мг/л до очистки и 16 мг/л после нее.

Перманганатная окисляемость ($О_{КМnO4}$) характеризует содержание легкоокисляющихся органических веществ. Средняя многолетняя перманганатная окисляемость в бытовых сточных водах составляет 55 мгО/л, и в течение года не наблюдается больших отклонений от указанного значения. В бытовых сточных водах, как правило, перманганатная окисляемость всегда ниже $БПК_5$.

Химическое потребление кислорода (ХПК) — количество кислорода, необходимое для химического окисления органических загрязняющих веществ сточных вод. Обобщение данных наблюдений по ряду населенных пунктов показывает, что среднее многолетнее значение ХПК равно 406 мг$О_2$/л, причем $БПК_{полн}$ составляет 65 % от ХПК (внутригодовые колебания находятся в пределах 40—83 %).

Соотношения $\frac{БПК_5}{О_{КМnO_4}}$, $\frac{БПК_5}{ХПК}$, $\frac{О_{КМnO_4}}{ХПК}$ могут служить характерными показателями для оценки изменения качества воды в результате загрязнения хозбытовыми стоками. Значения их для неочищенных хозбытовых сточных вод, рассчитанные по средним многолетним величинам, составляют соответственно 3,3; 0,45 и 0,14 (см. табл. 8.4).

Минеральный азот обычно присутствует в форме неорганических ионов NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+. Ионы NH_4^+ преобладают среди азотистых веществ хозбытовых сточных вод. Средняя концентрация их в неочищенных сточных водах составляет 15 мг/л.

Следует иметь в виду, что при оценке загрязнения водных объектов, обусловленного сбросом хозбытовых сточных вод, решающее значение приобретает не столько выделение специфических компонентов состава, сколько количественная оценка выбранных показателей и их соотношений. Использование таких характеристик оказывает помощь в обнаружении и оценке влияния хозбытовых стоков на природные водные объекты.

ПРИЛОЖЕНИЯ

ПРИЛОЖЕНИЕ I

ПРИМЕРЫ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В РЕКАХ

Пример 1. Расчет детальным методом по схеме плоской задачи.

Исходные данные: в реку впадает приток с сильно загрязненной водой, который можно рассматривать как сброс сточных вод с расходом $Q_{ст}$. Выпуск сточных вод — береговой.

$Q_р = Q_е + Q_{ст} = 152$ м^3/с $\quad Q_{ст} = 50{,}6$ м^3/с

$v_{ср} = 2{,}42$ м/с $\quad H = 2{,}37$ м

$C = 29{,}2$ м$^{1/2}$/с $\quad B = 26{,}5$ м

$s_е = 0$ $\quad s_{ст} = 100$ г/м^3

$D = 0{,}073$ м^2/с

Требуется: найти максимальную концентрацию загрязняющих веществ на расстоянии 700 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Начальное сечение струи вычисляется по формуле (4.13)

$$\delta = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{50{,}6}{2{,}42} = 20{,}9 \text{ м}^2.$$

2. Ширина загрязненной части реки в начальном створе находится по формуле (4.14)

$$b = \frac{\delta}{H} = \frac{20{,}9}{2{,}37} = 8{,}8 \text{ м}.$$

3. Ширина расчетной клетки Δz принимается равной 1,3 м, тогда число клеток, занятых загрязненными водами, равно

$$n_{заг} = \frac{b}{\Delta z} = \frac{8{,}8}{1{,}3} \approx 7.$$

Общее число клеток по ширине реки $n = \frac{B}{\Delta z} = \frac{26{,}5}{1{,}3} \approx 20.$

4. Расстояние между расчетными сечениями Δx определяется по формуле (4.8)

$$\Delta x = \frac{v_{ср}\,\Delta z^2}{2D} = \frac{2{,}42 \cdot 1{,}69}{2 \cdot 0{,}073} = 28 \text{ м}.$$

В начальном сечении семь клеток заполняем цифрами 100, а остальные оставляем пустыми, что отвечает нулевой концентрации (табл. I.1).

После этого выполняется расчет турбулентной диффузии по формуле (4.7). Результаты расчета приведены в табл. I.1.

Для сокращения объема расчетных работ после сечения, расположенного в 364 м от выпуска, расчетные клетки укрупняются в 2 раза. Концентрация в укрупненных клетках вычисляется как среднее арифметическое из концентраций в объединяемых клетках.

Ширина укрупненных клеток $\Delta z_{укр} = 2\Delta z = 2{,}6$ м, расстояние между расчетными сечениями после укрупнения вычислено как $\Delta x_{укр} = 4\Delta x = 112$ м. Расчет произведен до 700 м (табл. I.1). Из таблицы видно, что на расстоянии 700 м от выпуска максимальная концентрация загрязняющего вещества равна 81 г/м^3, т. е. в рассматриваемом случае снижение концентрации у правого берега реки (с которого производится выпуск сточных вод) является небольшим. У противоположного берега на том же расстоянии от выпуска концентрация загрязняющего вещества достигает всего 2—3 % начальной.

Пример 2. Расчет по схеме пространственной задачи.

Исходные данные: в реку впадает приток с сильно загрязненной водой, который, как и в примере 1, можно рассматривать как сброс сточных вод. В притоке лимитирующее загрязняющее вещество распределено равномерно по сечению и равно $s_{ст}$.

$$Q_р = Q_е + Q_{ст} = 250 \text{ м}^3/\text{с} \qquad H = 6{,}4 \text{ м}$$
$$Q_{ст} = 25{,}3 \text{ м}^3/\text{с} \qquad B = 16 \text{ м}$$
$$v_{ср} = 2{,}44 \text{ м/с} \qquad D = 0{,}073 \text{ м}^2/\text{с}$$
$$s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3 \qquad s_е = 0$$
$$C = 50{,}7 \text{ м}^{1/2}/\text{с}$$

Требуется: построить поле концентрации загрязнения в главной реке. Найти максимальную концентрацию загрязняющего вещества на расстоянии 150 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Начальное сечение загрязняемой струи по формуле (4.13)

$$\delta = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{25{,}3}{2{,}44} = 10{,}4 \text{ м}^2.$$

Таблица I.1

До укрупнения $\Delta z=1{,}3$ м; $\Delta x=28$ м

												0	0	1
											0	1	1	
										0	1	1	1	2
									0	1	1	1	2	
								0	1	1	1	2	2	3
							0	1	1	2	2	3	3	
						0	1	1	3	2	4	3	6	6
					0	1	1	4	3	6	4	8	6	
				0	3	2	7	4	9	6	12	8	13	13
			0	6	3	11	7	15	9	17	12	19	14	
		0	12	6	19	11	23	15	26	18	27	20	28	28
	0	25	13	31	19	35	23	36	26	38	28	38	29	
0	50	25	50	32	50	35	50	37	50	38	50	39	49	49
100	50	75	50	69	51	66	50	63	50	62	50	61	50	
100	100	75	87	69	81	66	77	63	74	62	72	61	70	70
100	100	100	88	93	82	88	77	85	74	82	72	79	70	
100	100	100	100	94	96	89	93	85	90	82	87	79	85	85
100	100	100	100	100	97	98	93	96	90	93	87	91	85	
100	100	100	100	100	100	98	99	96	97	93	95	91	93	93
100	100	100	100	100	100	100	99	99	97	97	95	95	93	
$s_{\text{экстр}}$ 100	100	100	100	100	100	100	99	99	97	97	95	95	93	
x 0	28	56	84	112	140	168	196	224	252	280	308	336	364	

После укрупнения
$\Delta z=2{,}6$ м
$\Delta x=112$ м

1	2	2	3
2	2	3	4
3	4	5	7
6	8	10	13
13	17	20	21
28	31	33	34
49	49	49	49
70	67	65	63
85	81	78	75
93	89	85	81
93	89	85	81
364	476	588	700

Таблица I.2

$\Delta z=\Delta y=1{,}6$ м; $\Delta x=21{,}4$ м; $x=0$

100	100						
100	100						
0	0						
0	0						

$x=21{,}4$ м

100	75.0	25.0					
100	50.0	25.0					
25.0	25.0	0					
0	0	0					

$x=42{,}8$ м

87.5	62.5	31.2	6,2				
62.5	50.0	18.8	6,2				
31.2	18.8	12.5	0				
6.2	6.2	0	0				

$x=64{,}2$ м

75.0	57.8	10.9	1.6				
57.8	40.6	25.0	1.6				
29.7	25.0	9.4	4.7	0			
12.4	7.8	4.7	0	0			

$x=85{,}6$ м

66,4	50.8	30.8	12.1	3.5	0.4		
50.8	41.4	21.5	10.6	2.0	0.4		
31.2	21.9	14.8	3.9	1.6	0		
15.6	12.5	5.5	2.4	0.0	0		

$x=107$ м

58.6	47.3	28.8	14.2	4.6	1.1	0.1	
47.3	36.2	24.4	9.9	4.0	0.6	0.1	
30.0	25.0	13.2	7.4	1.5	0.5	0	
18.7	13.8	8.7	3.0	1.0	0	0	

$x=128$ м

53.1	42.8	28.7	14.4	6.0	1.6	0.3	0
42.9	36.1	22.0	12.5	4.2	1.4	0.2	0
30.2	23.2	16.4	6.9	3.2	0.5	0.2	0
20.3	16.5	9.7	5.0	1.4	0.4	0	0

$x=150$ м

48.0	40.2	27.0	15.4	6.6	2.3	0.5	0.1
40.5	32.7	23.4	11.8	5.8	1.6	0.5	0
29.2	24.8	15.5	9.3	3.2	1.3	0.2	0
21.8	17.4	11.9	5.8	2.5	0.6	0.2	0

2. Размер сторон расчетной клетки принимается равным $\Delta y = \Delta z = 1{,}6$ м, тогда площадь клетки $\Delta\omega = \Delta z \cdot \Delta y = 2{,}56$ м^2.

3. Число клеток, занятых загрязненными водами в начальном сечении

$$n_{заг} = \frac{\delta}{\Delta\omega} = \frac{10{,}4}{2{,}56} \approx 4,$$

а общее число клеток в сечении равно

$$n = \frac{BH}{\Delta\omega} \approx 40.$$

Располагают эти клетки в четыре слоя по глубине, в каждом слое при этом будет 10 клеток (табл. I.2).

4. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.6)

$$\Delta x = \frac{v_{ср}\,\Delta y^2}{4D} = \frac{2{,}44 \cdot 2{,}56}{4 \cdot 0{,}073} = 21{,}4 \text{ м}.$$

После этого в две поверхностные клетки двух столбиков, примыкающих к левому берегу, вписываем числа 100, а остальные клетки оставляем пустыми. Выполняется расчет турбулентной диффузии по формуле (4.5). Результаты расчета приведены в табл. I.2.

Из таблицы видно, что в 150 м от места выпуска сточных вод максимальная концентрация загрязняющих веществ равна 48,0 г/м^3.

Пример 3. Детальный расчет по схеме пространственной задачи с учетом поперечной составляющей скорости.

Исходные данные:

$Q_р = 100$ м^3/с $\quad Q_{ст} = 10$ м^3/с

$v_{ср} = 2{,}52$ м/с $\quad H_{ср} = 1{,}59$ м

$C = 23{,}7$ м$^{1/2}$/с $\quad B = 25$ м

$v_z = 0{,}38$ м/с $\quad s_{ст} = 100$ г/м^3

$D = 0{,}073$ м^2/с $\quad s_e = 0$

Требуется: определить $s_{макс}$ на расстоянии примерно 60 м от выпуска сточных вод.

Решение:

1. Начальное сечение загрязненной струи

$$\delta = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{10}{2{,}52} = 3{,}97 \text{ м}^2.$$

2. Размеры сторон расчетной клетки принимаются равными $\Delta z = \Delta y = 0{,}99$ м, тогда площадь одной клетки $\Delta\omega = \Delta y \times \times \Delta z = 0{,}98$ м^2.

Число клеток, занятых загрязненными водами, равно

$$n_{заг} = \frac{\delta}{\Delta\omega} = \frac{3{,}97}{0{,}98} \approx 4.$$

Общее число клеток в сечении

$$n = \frac{BH}{\Delta\omega} = \frac{25 \cdot 1{,}59}{0{,}98} \approx 40.$$

Располагают эти клетки в два слоя по глубине, в каждом слое будет 20 клеток.

3. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.6)

$$\Delta x = \frac{v_{ср}\,\Delta y^2}{4D} = \frac{2{,}52 \cdot 0{,}98}{4 \cdot 0{,}073} \approx 8{,}5 \text{ м}.$$

4. Определяется смещение клетки $\Delta_0 z$, вызванное поперечной составляющей скорости течения. При перемещении вниз по течению на один расчетный шаг Δx поперечное смещение каждой клетки будет

$$\Delta_0 z = \frac{v_z\,\Delta x}{v_{ср}} = \frac{0{,}38 \cdot 8{,}5}{2{,}52} = 1{,}28 \text{ м}.$$

Определим, на сколько клеток надо сдвигать полученные значения концентрации при передвижении на Δx. Клетки имеют ширину $\Delta z = 0{,}99$ м. Находим соотношение

$$\frac{\Delta_0 z}{\Delta z} = \frac{1{,}28}{0{,}99} \approx 1{,}3 \text{ клетки}.$$

Получается (округленно), что на каждые три шага Δx надо делать четыре перемещения клеток в поперечном направлении на Δz. Это означает, что через каждые два шага надо выполнять смещение на одну клетку и после каждого третьего шага — на две клетки.

Расчет разбавления, произведенный по формуле (4.5) при учете поперечных перемещений клеток, приведен в табл. I.3. В этой таблице стрелками показано направление смещения поверхностных и придонных клеток. Клетки, которые в процессе поперечного перемещения достигают берега, опускаются в придонный слой (поверхностные клетки) или поднимаются в поверхностный слой (придонные клетки).

Таким образом, в результате учета совместного эффекта турбулентной диффузии и поперечной циркуляции получено поле концентрации в поперечном сечении потока. Максимальная концентрация загрязняющего вещества на участке длиной 60 м снизилась почти в 4 раза, достигнув 25,8 г/м^3.

Таблица I.3

$\Delta z=0{,}99$ м; $\Delta x=8{,}5$ м

$x=0$

100 100	100 100

$x=8{,}5$ м (расчет диффузии)

100 100	75 75	25 25

$x=8{,}5$ м (сдвиг на одну клетку)

$\longrightarrow$

100 75	100 25	75	25

$\longleftarrow$

$x=17{,}0$ м (расчет диффузии)

93,8 68,7	75,0 50,0	50,0 25,0	25,0 6,2	6,3

$x=17{,}0$ м (сдвиг на 1 клетку)

$\longrightarrow$

68,7 50,0	93,8 25,0	75,0 6,2	50,0	25,0	6,3

$\longleftarrow$

x=25,5 м (расчет диффузии)

70,3 48,4	65,6 43,8	56,2 26,6	37,5 14,0	20,3 6,3	7,8 1,6	1,6

x=25,5 м (сдвиг на 2 клетки)

$\longrightarrow$

43,8 26,6	48,4 14,0	70,3 6,3	65,6 1,6	56,2	37,5	20,3	7,8	1,6

$\longleftarrow$

x=34,0 м (расчет диффузии)

49,7 27,8	44,1 23,8	47,7 23,0	48,4 18,4	39,8 14,4	28,5 9,4	16,4 5,1	7,4 2,0	2,3 0,4	0,4

x=34,0 м (сдвиг на 1 клетку)

$\longrightarrow$

27,8 23,8	40,7 23,0	44,1 18,4	47,7 14,4	48,4 9,4	39,8 5,1	28,5 2,0	16,4 0,4	7,4	2,3	0,4

$\longleftarrow$

x=42,5 м (расчет диффузии)

30,0 24,6	33,9 26,5	37,7 25,0	38,6 22,5	36,3 19,3	30,5 14,1	21,7 9,0	13,2 4,7	6,5 1,9	2,5 0,6	0,7 0,1	0,1

x=42,5 м (сдвиг на 1 клетку)

$\longrightarrow$

24,6	30,0	33,9	37,7	38,6	36,3	30,5	21,7	13,2	6,5	2,5	0,7	0,1
26,5	25,0	22,5	19,3	14,1	9,0	4,7	1,9	0,6	0,1			

$\longleftarrow$

x=51,0 м (расчет диффузии)

26,4	28,4	31,0	32,4	31,7	28,6	23,3	16,8	10,5	5,6	2,4	0,8	0,2
25,7	26,0	25,2	23,4	20,2	16,0	11,5	7,2	4,0	1,8	0,7	0,2	

x=51,0 м (сдвиг на 2 клетки)

$\longrightarrow$

26,0	25,7	26,4	28,4	31,0	32,4	31,7	28,6	23,3	16,8	10,5	5,6	2,4	0,8	0,2
25,2	23,4	20,2	16,0	11,5	7,2	4,0	1,8	0,7	0,2					

$\longleftarrow$

x=59,5 м (расчет диффузии)

25,7	25,4	25,2	25,4	25,8	25,6	24,2	21,3	17,3	12,7	8,2	4,6	2,2	0,8	0,3	0,1
25,0	23,6	21,5	19,0	16,4	13,8	11,2	8,8	6,5	4,4	2,7	1,4	0,6	0,2	0,1	

Пример 4. Расчет разбавления комбинированным методом (для ручья).

Исходные данные:

$$Q_р = 0{,}080 \text{ м}^3/\text{с} \qquad Q_{ст} = 0{,}013 \text{ м}^3/\text{с}$$
$$v_{ср} = 0{,}38 \text{ м/с} \qquad H_{ср} = 0{,}14 \text{ м}$$
$$C = 14{,}6 \text{ м}^{1/2}/\text{с} \qquad B = 1{,}5 \text{ м}$$
$$s_e = 0 \qquad D = 0{,}0022 \text{ м}^2/\text{с}$$
$$H_{макс.\,ср} = 0{,}15 \text{ м} \qquad s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3$$
$$v_{z\,ср} = 0{,}032 \text{ м/с}$$

Требуется: определить максимальную концентрацию загрязняющего вещества в 3,5 м ниже выпуска сточных вод.

Решение:

1. По формуле (4.26)

$$\Theta = \frac{H_{макс.\,ср} - H_{ср}}{H_{ср}} = \frac{0{,}15 - 0{,}14}{0{,}14} = 0{,}07.$$

2. $M = 0{,}7C + 6 = 0{,}7 \cdot 14{,}6 + 6 = 16{,}2$ м$^{1/2}$/с.

3. По формуле (4.24)

$$N = \frac{MC}{g} = \frac{16{,}2 \cdot 14{,}6}{9{,}8} = 24.$$

4. По формуле (4.23)

$$w = \frac{v_x}{\sqrt{N}} = \frac{0{,}38}{\sqrt{24}} = 0{,}078.$$

5. $$\frac{v_{z\,ср} + w}{w} = \frac{0{,}032 + 0{,}078}{0{,}078} = 1{,}41.$$

6. С графика (рис. 4.4) снимаем $K_{общ} = 2$.

7. Начальное сечение струи загрязнения по формуле (4.13)

$$\delta = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{0{,}013}{0{,}38} = 0{,}034 \text{ м}^2.$$

8. Ширина загрязненной части струи по формуле (4.14)

$$b = \frac{\delta}{H_{ср}} = \frac{0{,}034}{0{,}14} = 0{,}24 \text{ м}.$$

9. Принимаем ширину расчетной клетки $\Delta z = 0{,}08$ м, тогда в начальном сечении число клеток, занятых сбрасываемыми сточными водами, равно $n_{заг} = \frac{b}{\Delta z} \approx 3$, а общее число клеток по ширине реки будет $n = \frac{B}{\Delta z} \approx 19$.

10. По формуле (4.28) находится Δx

$$\Delta x = \frac{\Delta z^2 N}{2K_{\text{общ}} H_{\text{ср}}} = \frac{0{,}0064 \cdot 24}{4 \cdot 0{,}14} = 0{,}27 \text{ м}.$$

Расчет разбавления ведется по формуле (4.7) (табл. I.4).

Таблица I.4

$\Delta z = 0{,}08$ м; $\Delta x = 0{,}27$ м

												1
											1	1
										1	1	2
									1	1	2	2
								1	1	2	2	3
							1	1	3	2	4	3
						2	1	4	3	6	4	7
					3	2	7	4	9	6	11	7
				6	4	11	7	15	9	17	11	18
			12	7	19	12	23	15	25	17	26	18
		25	13	31	19	34	23	35	25	36	26	36
	50	25	50	32	50	35	48	36	47	36	46	36
100	50	75	50	68	50	63	50	59	48	56	46	53
100	100	75	87	69	77	64	70	60	64	56	60	53
100	100	100	88	87	78	77	70	70	65	64	60	60
x м 0	0,27	0,54	0,81	1,1	1,4	1,7	2,0	2,3	2,6	2,9	3,2	3,5

Таким образом, на расстоянии 3,5 м ниже выпуска сточных вод максимальная концентрация лимитирующего загрязняющего вещества оказывается равной 60 г/м^3.

Пример 5. Расчет общего разбавления детальным методом с учетом начального разбавления.

Исходные данные: в равнинную реку через сосредоточенный выпуск, расположенный в середине живого сечения, сбрасываются сточные воды с постоянным расходом $Q_{\text{ст}}$ и постоянной концентрацией загрязняющих веществ $s_{\text{ст}}$.

Для реки	Для сточных вод
$Q_{\text{р}} = 126$ м^3/с	$Q_{\text{ст}} = 0{,}4$ м^3/с
$v_{\text{ср}} = 0{,}35$ м/с	$v_{\text{ст}} = 2{,}04$ м/с
$H = 6{,}0$ м	$d_{\text{о}} = 0{,}5$ м (диаметр оголовка выпуска)
$B = 60{,}0$ м	$s_{\text{ст}} = 100$ г/м^3
$C = 42$ м$^{1/2}$/с	
$D = 0{,}0138$ м^2/с	
$s_{\text{е}} = 0$	

Требуется: вычислить кратность разбавления сточных вод $n = \frac{s_{\text{ст}}}{s_{\text{макс}}}$ на лимитирующем расстоянии $L = 500$ м от выпуска.

Решение:

1. Расчет начинается с вычисления кратности начального разбавления $n_н$ по формуле (4.29). Для выяснения применимости этой формулы в рассматриваемом случае определяется величина

$$m = \frac{v_{ср}}{v_{ст}} = 0{,}172,$$

т. е. $m < 0{,}25$. Следовательно, формула (4.29) применима.

2. Для вычисления $n_н$ необходимо предварительно определить относительный диаметр загрязненной струи $\tilde{d}$ в расчетном сечении, т. е. в замыкающем створе зоны начального разбавления. Величина $\tilde{d}$ определяется по формуле (4.30). Согласно рекомендациям Лапшева, содержащаяся в этой формуле величина $\Delta v_m = 0{,}1$ м/с.

$$\tilde{d} = \sqrt{\frac{8{,}1}{\frac{(1-0{,}172)\,0{,}01}{0{,}92} + \frac{2 \cdot 0{,}172 \cdot 0{,}1}{0{,}96}}} = 13{,}4 \text{ м}.$$

3. Определяем диаметр загрязненной струи d в конце зоны начального разбавления $\tilde{d} = d/d_0$, откуда $d = \tilde{d} d_0 = 6{,}7$ м.

4. Находим $\frac{H}{d_0} = \frac{6}{0{,}5} = 12$. Поскольку $\tilde{d} > \frac{H}{d_0}$, то струя будет стеснена. Относительное стеснение струи $H/d = 0{,}90$. По номограмме (рис. 4.5) $f\left(\frac{H}{d}\right) = 0{,}99$.

5. По формуле (4.29) вычисляем начальное разбавление без учета стеснения

$$n_н = \frac{0{,}248}{1-0{,}172} \cdot 13{,}4^2 \times$$

$$\times \left(\sqrt{0{,}172^2 + 8{,}1 \cdot \frac{1-0{,}172}{13{,}4^2}} - 0{,}172 \right) = 4{,}7.$$

6. Определяем разбавление с учетом стеснения струи

$$n_{н.\,с} = 4{,}7 \cdot 0{,}99 = 4{,}7.$$

7. По формуле (4.31) находим расстояние до створа, замыкающего зону начального разбавления:

$$x_н = \frac{d}{0{,}48\,(1 - 3{,}12m)} = \frac{6{,}7}{0{,}48\,(1 - 3{,}12 \cdot 0{,}172)} = 30{,}2 \text{ м}.$$

Начиная с этого створа расчет выполняется по конечно-разностной схеме для условий пространственной задачи.

Диаметр загрязненной струи в конце зоны начального разбавления равен 6,7 м. Площадь загрязненной струи равна $\pi r^2 = 3{,}14 \cdot 3{,}35^2 = 35{,}2$ м^2. Схематизируем ее как квадрат. В этом квадрате выделим четыре расчетные клетки; концентра-

ция в них будет $s_{нач} = \frac{s_{ст}}{n_{н.с}} = \frac{100}{4,7} = 21$ г/м³. Площадь одной клетки равна $\Delta\omega = \Delta y \Delta z = 8,8$ м², $\Delta y = \Delta z = 2,97$ м (y — вертикальная ось, z — горизонтальная).

Для расчета по схеме пространственной задачи строится осредненный поперечный профиль реки на рассматриваемом участке. В данном случае осредненный профиль представляет собой прямоугольник с площадью BH, где B — ширина реки, а H — ее глубина. Число клеток, занятых загрязненными водами в начальном створе (на расстоянии $x_н$ от выпуска) равно четырем, а общее число клеток в этом сечении равно

$$n = \frac{BH}{\Delta\omega} \approx 40.$$

Располагают эти клетки в два слоя по глубине, т. е. в каждом слое будет 20 клеток. Расстояние между расчетными сечениями равно

$$\Delta x = \frac{v_{ср} \Delta y^2}{4D} = \frac{0,35 \cdot 8,8}{4 \cdot 0,0138} = 55,8 \text{ м}.$$

Расчет диффузии выполняется по формуле (4.5). Результаты расчета приведены в табл. I.5. Из таблицы видно, что на расстоянии примерно 500 м максимальная концентрация загрязняющих веществ равна $s_{макс} = 7,4$ г/м³, т. е. кратность разбавления

$$n = \frac{100}{7,4} = 13,5.$$

Пример 6. Расчет разбавления сточных вод при нескольких береговых выпусках.

Исходные данные: в реку с противоположных берегов впадают два притока с сильно загрязненной водой. Расход реки $Q_е = 152$ м³/с, скорость течения воды $v_{ср} = 2,42$ м/с, коэффициент Шези $C = 29,2$ м$^{1/2}$/с, коэффициент турбулентной диффузии $D = 0,0729$ м²/с, концентрация загрязняющего вещества в речной воде $s_е = 0$. Источники загрязненных вод имеют следующие характеристики: $Q_{ст\,1} = Q_{ст\,2} = 50,6$ м³/с; $s_{ст\,1} = 100$ г/м³ (с правого берега); $s_{ст\,2} = 75,0$ г/м³ (с левого берега). На левом берегу на расстоянии 1040 м от первых двух притоков имеется еще один приток с расходом $Q_{ст\,3} = 25,0$ м³/с и $s_{ст\,3} = 50$ г/м³. На участке с 1200 по 1600 м с левого берега в реку поступает вода с полей; элементарный расход воды бокового притока $q_{z\,ст}$ равен 0,001 м²/с; концентрация загрязняющего вещества в этой воде 310 г/м³.

Требуется: построить поле концентраций загрязняющего вещества в главной реке на участке длиной 2 км, считая от створа впадения в нее первого и второго притоков.

Таблица I.5

Δz=2,97 м; Δx=55,8 м

x=30,2 м

0,0	21,0	21,0	0,0
0,0	21,0	21,0	0,0

x=86,0 м

0,0	5,2	15,8	15,8	5,2	0,0
0,0	5,2	15,8	15,8	5,2	0,0

x=142 м

0,0	1,3	6,5	13,2	13,2	6,5	1,3	0,0
0,0	1,3	6,5	13,2	13,2	6,5	1,3	0,0

x=198 м

0,0	0,3	2,3	6,9	11,5	11,5	6,9	2,3	0,3	0,0
0,0	0,3	2,3	6,9	11,5	11,5	6,9	2,3	0,3	0,0

x=254 м

0,0	0,1	0,7	2,9	6,9	10,4	10,4	6,9	2,9	0,7	0,1	0,0
0,0	0,1	0,7	2,9	6,9	10,4	10,4	6,9	2,9	0,7	0,1	0,0

x=310 м

0,0	0,2	1,1	3,4	6,8	9,5	9,5	6,8	3,4	1,1	0,2	0,0
0,0	0,2	1,1	3,4	6,8	9,5	9,5	6,8	3,4	1,1	0,2	0,0

x=366 м

0,0	0,1	0,4	1,5	3,6	6,6	8,8	8,8	6,6	3,6	1,5	0,4	0,1	0,0
0,0	0,1	0,4	1,5	3,6	6,6	8,8	8,8	6,6	3,6	1,5	0,4	0,1	0,0

x=422 м

0,0	0,2	0,6	1,8	3,8	6,4	8,2	8,2	6,4	3,8	1,8	0,6	0,2	0,0
0,0	0,2	0,6	1,8	3,8	6,4	8,2	8,2	6,4	3,8	1,8	0,6	0,2	0,0

x=478 м

0,0	0,3	0,8	2,0	3,9	6,2	7,8	7,8	6,2	3,9	2,0	0,8	0,3	0,0
0,0	0,3	0,8	2,0	3,9	6,2	7,8	7,8	6,2	3,9	2,0	0,8	0,3	0,0

x=534 м

0,0	0,1	0,4	0,9	2,2	4,0	6,0	7,4	7,4	6,0	4,0	2,2	0,9	0,4	0,1	0,0
0,0	0,1	0,4	0,9	2,2	4,0	6,0	7,4	7,4	6,0	4,0	2,2	0,9	0,4	0,1	0,0

Увеличение расхода воды в реке за счет стока с полей равно 0,4 м³/с. Эта величина может не учитываться в суммарном расходе воды в реке.

При впадении первых двух притоков расход воды в реке увеличится и станет равным 253 м³/с. Этому расходу соответствует глубина $H = 2{,}37$ м и ширина реки $B = 44{,}1$ м.

Решение:

1. Начальное сечение каждой из струй загрязнения определится по формуле (4.13)

$$\delta = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{50{,}6}{2{,}42} = 20{,}9 \text{ м}^2.$$

2. Ширина загрязненной части реки от каждого источника в отдельности по формуле (4.14)

$$b = \frac{\delta}{H} = \frac{20{,}9}{2{,}37} = 8{,}8 \text{ м}.$$

3. Принимаем ширину расчетной клетки $\Delta z = 2{,}2$ м, тогда число клеток, занятых загрязненными водами от одного источника $n_{заг} = 4$, а общее число клеток по ширине реки

$$n = \frac{44{,}1}{2{,}2} \approx 20 \text{ кл}.$$

4. Расстояние между расчетными сечениями

$$\Delta x = \frac{v_{ср}\,\Delta z^2}{2D} = \frac{2{,}42 \cdot 4{,}84}{2 \cdot 0{,}0729} \approx 80{,}2 \text{ м}.$$

При данных параметрах расчет по формуле (4.7) ведется до 1040 м (табл. I.6).

5. Ниже створа впадения третьего притока (расстояние 1040 м) расход воды в реке $Q_р = Q_е + Q_{ст\,1} + Q_{ст\,2} + Q_{ст\,3} = 278$ м³/с. При новом расходе $v_{ср} = 2{,}42$ м/с, $C = 29{,}2$ м$^{1/2}$/с, $D = 0{,}0729$ м²/с, $H = 2{,}37$ м, $B = 48{,}5$ м. Новое число расчетных клеток

$$n_2 = \frac{Q_2}{Q_1}\, n_1 = \frac{278}{253} \cdot 20 = 22.$$

6. Ширина одной клетки $\Delta z_2 = 2{,}2$ м, расстояние между расчетными сечениями $\Delta x_2 = \Delta x_1 = 80$ м.

7. При этих параметрах расчет ведется по формуле (4.7) до 1200 м с использованием обычного выражения для граничных условий. На участке от 1200 до 1600 м, т. е. где имеется сток с полей, концентрация в экстраполяционной клетке ($s_{k\,экстр}$) у правого берега определяется по формуле (4.37) с учетом того, что $q_{sz} = q_{z\,ст} \cdot s_{ст} = 0{,}001 \cdot 310 = 0{,}31$ г/(с·м), т. е.

$$s_{k\,экстр} = \frac{q_{sz} \cdot \Delta z}{DH} + s_{k\,1} = \frac{0{,}31 \cdot 2{,}2}{0{,}0729 \cdot 2{,}37} + s_{k\,1} = 4 + s_{k\,1} \text{ г/м}^3.$$

Начиная от 1600 м и далее расчет разбавления ведется обычным способом.

Пример 7. Расчет разбавления сточных вод экспресс-методом.

Исходные данные:

$$Q_e = 0{,}063 \text{ м}^3/\text{с} \qquad Q_{ст} = 0{,}013 \text{ м}^3/\text{с}$$
$$B = 1{,}6 \text{ м} \qquad C = 12{,}4 \text{ м}^{1/2}/\text{с}$$
$$H = 0{,}14 \text{ м} \qquad s_e = 0$$
$$v_{ср} = 0{,}34 \text{ м/с} \qquad s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3$$
$$\varphi = 1{,}3 \qquad s_п = 17{,}1 \text{ г/м}^3$$

Требуется: определить максимальную концентрацию лимитирующего загрязняющего вещества $s_{макс}$ на расстоянии 25 м от створа сброса сточных вод.

Решение:

1. По формуле (4.43) находим относительную глубину

$$\widetilde{H} = \frac{H}{B} = \frac{0{,}14}{1{,}6} = 0{,}0875.$$

2. Характеристическое число N определяем по формуле (4.24)

$$N = \frac{MC}{g} = \frac{(0{,}7 \cdot 12{,}4 + 6)\, 12{,}4}{9{,}8} = 18{,}6.$$

3. По формуле (4.41) получаем:

$$\frac{s_{макс}}{s_{ст}} = \frac{s_п}{s_{ст}} + \frac{0{,}14 Q_{ст} \sqrt{\frac{N}{\widetilde{H}}}}{x\,(Q_e + Q_{ст})\,\varphi} B,$$

$$\frac{s_{макс}}{100} = \frac{17{,}1}{100} + \frac{0{,}14 \cdot 0{,}013 \sqrt{\frac{18{,}6}{0{,}0875}}}{25 \cdot 0{,}076 \cdot 1{,}3} \cdot 1{,}6,$$

$$s_{макс} = 18{,}8 \text{ мг/л}.$$

Пример 8. Расчет методом УралНИИВХ.

Исходные данные те же, что и в примере 7.

Требуется: определить $s_{макс}$ на расстоянии 25 м от створа сброса сточных вод.

1. По формуле (4.65) находим размерный коэффициент пропорциональности:

$$p = \frac{r \sqrt{B \sqrt{2g}}}{C H^{3/4}},$$

$$r = 0{,}026 \text{ м/с}^{1/2},$$

$$p = \frac{0{,}026 \sqrt{1{,}6 \sqrt{19{,}6}}}{12{,}4 \cdot (0{,}14)^{3/4}} = 0{,}024 \text{ м/с}^{1/2}.$$

Таблица I.6

Ур. пр. б. x м																				Ур. л. б.		
0	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	75	75	75		
80	100	100	100	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	38	75	75	75		
160	100	100	75	75	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	18	19	56	57	75	75		
240	100	88	87	50	50	13	12	0	0	0	0	0	0	9	9	37	38	66	66	75		
320	94	94	69	68	32	31	6	6	0	0	0	0	4	5	23	23	52	52	71	72		
400	94	82	81	50	50	19	18	3	3	0	0	2	2	14	14	37	38	61	62	72		
480	88	88	66	65	35	34	11	10	2	1	1	1	8	8	25	26	49	50	67	67		
560	88	77	77	50	50	23	22	6	6	1	1	4	5	16	17	37	38	58	59	67		
640	83	82	64	63	37	36	14	14	4	3	2	3	10	11	27	27	48	48	63	63		
720	83	73	73	50	50	25	25	9	9	3	3	6	7	18	19	37	38	55	56	63		
800	78	78	62	61	38	37	17	17	6	6	4	5	12	13	28	28	46	47	59	60		
880	78	70	70	50	49	27	27	12	11	5	5	8	9	20	21	37	37	53	53	60		
960	74	74	60	60	38	38	20	19	9	8	6	7	14	15	29	29	45	45	56	57		
1040	74	67	67	49	49	29	29	14	14	7	7	10	11	22	22	37	37	50	51	57	50	50
1120	71	70	58	58	39	39	22	21	11	10	9	9	16	17	29	30	43	44	54	50	54	50
1200	71	64	64	49	48	31	30	16	16	10	9	12	13	23	23	36	37	49	47	54	50	52
1280	70	67	57	56	40	39	24	23	13	12	11	11	18	18	24	30	43	42	51	49	53	51
1360	71	63	62	48	48	32	31	18	18	12	11	14	15	21	24	33	36	47	46	52	50	52
1440	69	66	56	55	40	39	25	25	15	14	13	13	18	19	27	30	40	41	50	48	52	51
1520	70	62	62	48	47	32	32	20	20	14	14	15	16	23	24	34	35	45	45	51	49	52
1600	68	66	55	55	40	39	26	26	17	17	14	15	19	20	29	29	40	40	48	47	51	51
1680	67	61	61	47	47	33	33	22	21	16	16	16	18	24	24	34	35	43	44	50	49	51
1760	64	64	54	54	40	40	28	27	19	18	16	17	21	21	29	29	39	39	47	46	51	50
1840	64	59	59	47	47	34	34	23	23	18	17	18	19	25	25	34	34	43	42	49	48	51
1920	62	61	53	53	41	40	29	28	21	20	18	18	21	22	29	30	38	38	46	45	50	50
2000	62	57	57	47	47	34	34	25	24	20	19	19	20	25	26	34	34	42	41	48	48	50

2. Определяем нормированные функции Лапласа $\Phi\left(\frac{\xi}{2}\right)$, используя табл. 4.2:

$$\xi_1 = \frac{B}{\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}} = \frac{1{,}6}{\sqrt{0{,}048}\,(25)^{3/4}} = 0{,}65,$$

$$\Phi\left(\frac{\xi_1}{2}\right) = \Phi\,(0{,}65) = 0{,}24,$$

$$\xi_2 = \frac{H}{\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}} = \frac{0{,}14}{\sqrt{0{,}048}\,(25)^{3/4}} = 0{,}057,$$

$$\Phi\left(\frac{\xi_2}{2}\right) = \Phi\,(0{,}057) = 0{,}024.$$

3. Максимальная концентрация загрязняющего вещества находится на оси струи в точке с координатами $y = z = 0$. Константа неконсервативности $k_н = 0$.

По формуле (4.62) находим

$$s_{макс} = \frac{Q_{ст} s_{ст}}{4\pi v p x^{3/2} \Phi\left(\frac{\xi_1}{2}\right) \Phi\left(\frac{\xi_2}{2}\right)} + s_e =$$

$$= \frac{0{,}013 \cdot 100}{4 \cdot 3{,}14 \cdot 0{,}34 \cdot 0{,}024 \cdot 25^{3/2} \cdot 0{,}24 \cdot 0{,}024} = 17{,}6 \text{ мг/л}.$$

Пример 9. Расчет разбавления при использовании метода аппроксимирующих функций.

Исходные данные:

В равнинную реку сбрасываются с левого берега сточные воды $Q_e = 611$ м³/с; $Q_{ст} = 3{,}0$ м³/с.

$B = 171$ м $\qquad C = 27$ м$^{1/2}$/с

$H = 2{,}5$ м $\qquad s_п = 5{,}3$ мг/л

$v_{ср} = 1{,}43$ м/с $\qquad s_{ст} = 1080$ мг/л

$s_e = 0$

Требуется: определить максимальную концентрацию лимитирующего загрязняющего вещества $s_{макс}$ на расстоянии 600 м от створа выпуска.

Решение:

1. Находим соотношение между площадью загрязненной струи и площадью всего живого сечения в начальном створе потока

$$\omega_р = \frac{Q_e}{v_{ср}} = \frac{611}{1{,}43} = 427 \text{ м}^2.$$

Полагая, что скорость течения загрязненного притока на очень коротком расстоянии от сброса становится равной скорости течения реки $v_{ср}$, пишем

$$\omega_{заг} = \frac{Q_{ст}}{v_{ср}} = \frac{3}{1{,}43} = 2{,}1 \text{ м}^2.$$

Полученный результат показывает, что сточные воды занимают 0,5 %, т. е. меньше 10 %, площади поперечного сечения потока, поэтому при нахождении максимальной концентрации надо использовать формулы (4.45)—(4.47).

2. Сначала по формуле (4.9) находим коэффициент турбулентной диффузии

$$D = \frac{gHv_{ср}}{MC} = \frac{9{,}8 \cdot 2{,}5 \cdot 1{,}43}{(0{,}7 \cdot 27 + 6)\,27} = 0{,}052 \text{ м}^2/\text{с}.$$

3. По формуле (4.47) определяем коэффициент ξ

$$\xi = \frac{3mkxD_{ср}}{B^2 v_{ср}},$$

где следует принимать $k = 3$, $m = 1$, так как выпуск береговой,

$$\xi = \frac{3 \cdot 1 \cdot 3 \cdot 600 \cdot 0{,}052}{(171)^2 \cdot 1{,}43} = 0{,}0067.$$

4. Из табл. 4.1 по ξ определяем значение функции $\Phi(\xi\sqrt{2})$

$$\Phi\left(\xi\sqrt{2}\right) = 0{,}0056.$$

5. По формуле (4.45) находим максимальную концентрацию загрязняющего вещества $s_{макс}$:

$$\left(\frac{s_{п}}{s_{макс}}\right)^2 = \Phi\left(\xi\sqrt{2}\right),$$

$$\left(\frac{5{,}3}{s_{макс}}\right)^2 = 0{,}0056,$$

$$s_{макс} = 70{,}7 \text{ мг/л}.$$

Пример 10. Расчет по методу ТПИ.

Исходные данные те же, что и в примере 9.

Требуется: определить $s_{макс}$ на расстоянии 600 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Находим коэффициент поперечной дисперсии. Так как $B > 100$ м, то пользуемся формулой (4.61)

$$D_y^* = \frac{H_{ср}v_{ср}}{3524}\left(\frac{B}{H}\right)^{1{,}378} = \frac{2{,}5 \cdot 1{,}43}{3524}\left(\frac{171}{2{,}5}\right)^{1{,}378} = 0{,}34 \text{ м}^2/\text{с}.$$

2. Находим функцию ошибок $\Phi(\xi\sqrt{2})$ по формуле (4.55) и табл. 4.1:

$$\xi = \left(\frac{B\sqrt{v_{ср}}}{2\sqrt{D_y^* x}}\right) = \frac{171\sqrt{1{,}43}}{2\sqrt{0{,}34 \cdot 600}} \approx 1{,}0,$$

$$\Phi\left(\xi\sqrt{2}\right) = \Phi(1,\ 0) = 0{,}84.$$

3. Определяем максимальную концентрацию загрязняющего вещества. В данном примере загрязняющее вещество консервативно, поэтому расчетная формула (4.54) примет следующий вид:

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{е}} + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{H\sqrt{\pi v_{\text{ср}} D_y^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi\sqrt{2})},$$

$$s_{\text{макс}} = 0 + \frac{1080 \cdot 3}{2{,}5\sqrt{3{,}14 \cdot 1{,}43 \cdot 0{,}34 \cdot 600}} \cdot \frac{1}{0{,}84} = 50{,}9 \text{ мг/л}.$$

Пример 11. Расчет по методу ВОДГЕО.

Исходные данные те же, что и в примере 9.

Требуется: найти $s_{\text{макс}}$ на расстоянии 600 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Коэффициент турбулентной диффузии D находим по формуле (4.9)

$$D = \frac{gHv_{\text{ср}}}{MC} = \frac{9{,}8 \cdot 2{,}5 \cdot 1{,}43}{(0{,}7 \cdot 27 + 6) \cdot 27} = 0{,}052 \text{ м}^2/\text{с}.$$

2. Коэффициент α, учитывающий влияние гидравлических условий смешения, определяем по формуле (4.72):

$$\alpha = \varphi\xi\sqrt[3]{\frac{D}{Q_{\text{ст}}}},$$

где $\varphi = 1{,}0$, так как выпуск береговой,

$$\alpha = 1{,}1 \cdot 1{,}0\sqrt[3]{\frac{0{,}052}{3}} = 0{,}28.$$

3. Коэффициент смешения γ по формуле (4.70) с учетом (4.71) равен

$$\gamma = \frac{1 - e^{-\alpha\sqrt[3]{x}}}{1 + \frac{Q_{\text{е}}}{Q_{\text{ст}}} e^{-\alpha\sqrt[3]{x}}} = \frac{1 - e^{-0{,}28\sqrt[3]{600}}}{1 + \frac{611}{3} e^{-0{,}28\sqrt[3]{600}}} = 0{,}04.$$

4. По формуле (4.73) находим кратность разбавления n

$$n = \frac{Q_{\text{ст}} + \gamma Q_{\text{е}}}{Q_{\text{ст}}} = \frac{3{,}0 + 0{,}04 \cdot 611}{3{,}0} = 9{,}1.$$

5. Максимальная концентрация $s_{\text{макс}}$ находится по формуле (4.69)

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{е}} + \frac{s_{\text{ст}} - s_{\text{е}}}{n} = 0 + \frac{1080 - 0}{9{,}1} = 119 \text{ мг/л}.$$

Пример 12. Расчет по методу номограмм.

Исходные данные те же, что в примере 9.

Река, в которую производится спуск сточных вод, средняя равнинная, площадь водосбора 50 000 км^2.

Требуется: определить $s_{макс}$ на расстоянии 600 м от места выпуска.

В методе номограмм условно принято, что все характеристики определяются для зоны загрязнения, образующейся ниже сброса сточных вод. Предполагается при этом, что длина зоны загрязнения вдоль течения реки $L_{заг}$ отвечает такому снижению концентрации, при котором в створе на расстоянии $L_{заг}$ от сброса $s_{макс} = ПДК$. Однако метод применим для решения и более общей задачи, в частности той, которая поставлена в настоящем примере. Чтобы решить эту задачу надо расстояние $x = 600$ м отождествить с $L_{заг}$, тогда искомой величиной окажется $s_{макс}$ на указанном расстоянии.

Решение:

1. По формуле (4.75) при заданном значении $L_{заг} = 600$ м определяем относительную длину

$$\lambda_{заг} = \frac{L_{заг}}{B} = \frac{600}{171} = 3{,}51.$$

2. По зависимости на рис. 4.9 для средней равнинной реки (кривая *I*) и найденному значению $\lambda_{заг}$ снимается относительная площадь зоны загрязнения $\eta_{заг}$

$$\eta_{заг} = 0{,}030.$$

3. По графику (4.8) для полученного значения $\eta_{заг} = 0{,}030$ и соотношения расходов сточных вод и речных вод $\frac{Q_{ст}}{Q_р} = \frac{3}{611} = 0{,}0049$ находим кратность разбавления $n = 18$ (кривая *II* на рис. 4.8), т. е. начальная концентрация загрязняющего вещества уменьшилась в 19 раз. Таким образом, на расстоянии 600 м от створа сброса сточных вод будем иметь

$$s_{макс} = \frac{s_{ст}}{18} = \frac{1080}{18} = 60 \text{ мг/л}.$$

ПРИМЕРЫ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД В ВОДОЕМАХ

Пример 1. Расчет установившегося разбавления при устойчивом течении (с учетом начального разбавления).

Исходные данные:

$$Q_{ст} = 0{,}7 \text{ м}^3/\text{с} \qquad v_{ср} = 0{,}02 \text{ м/с}$$

$$H = 21{,}0 \text{ м} \qquad D = 0{,}0014 \text{ м}^2/\text{с}$$

$$s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3 \qquad d_o = 0{,}6 \text{ м}$$

$$v_{ст} = 2{,}5 \text{ м/с} \qquad m = \frac{v_{ср}}{v_{ст}} = 0{,}008$$

Выпуск загрязненных вод производится в придонный слой, на значительном расстоянии от берега.

Требуется: найти максимальную концентрацию на расстоянии 700 м от места выпуска сточных вод в направлении течения.

Решение:

1. Прежде всего выполняется расчет начального разбавления. Относительный диаметр струи в конце зоны начального разбавления определяется по формуле (4.30). Согласно рекомендациям Н. Н. Лапшева, $\Delta v_m = 0{,}1$ м/с:

$$\tilde{d} = \sqrt{\frac{8{,}1}{\frac{(1-m)\,\Delta v_m^2}{0{,}92} + \frac{2m\,\Delta v_m}{0{,}96}}} =$$

$$= \sqrt{\frac{8{,}1}{\frac{0{,}992 \cdot 0{,}01}{0{,}92} + \frac{2 \cdot 0{,}008 \cdot 0{,}1}{0{,}96}}} = 25{,}5.$$

2. Диаметр загрязненной струи d в конце зоны начального разбавления

$$d = \tilde{d} d_o = 25{,}5 \cdot 0{,}6 = 15{,}3 \text{ м}.$$

3. Кратность начального разбавления определяется по формуле (4.29)

$$n_{\text{н}} = \frac{0{,}248}{1-m}\tilde{d}^2\left(\sqrt{m^2 + 8{,}1\frac{1-m}{\tilde{d}^2}} - m\right) =$$

$$= \frac{0{,}248}{0{,}992}\,650\left(\sqrt{0{,}000\,064 + 8{,}1\frac{0{,}992}{650}} - 0{,}008\right) = 16{,}8.$$

4. Расстояние от створа выпуска до створа, в котором начальное разбавление заканчивается, вычисляется по формуле (4.31)

$$x_{\text{н}} = \frac{d}{0{,}48\,(1-3{,}12m)} = \frac{15{,}3}{0{,}48\,(1-3{,}12\cdot 0{,}008)} = 33 \text{ м}.$$

После этого створа расчет выполняется по конечно-разностной схеме для условий пространственной задачи. Диаметр загрязненной струи в конце зоны начального разбавления равен 15,3 м. Площадь загрязненной струи равна $\frac{\pi d^2}{4} = \frac{3{,}14\cdot 15{,}3^2}{4} =$ $= 184$ м^2. Схематизируем ее как квадрат. Назначаем в этом квадрате четыре расчетные клетки с концентрацией $\frac{s_{\text{ст}}}{n_{\text{н}}} = \frac{100}{16{,}8} =$ $= 6{,}0$ г/м^3. Площадь одной клетки равна $\Delta\omega = \Delta y\cdot\Delta z = 46$ м^2, $\Delta y = \Delta z = 6{,}78$ м.

Для расчета по схеме пространственной задачи строится профиль прямоугольного сечения, перпендикулярный направлению течения на рассматриваемом участке водоема. Этот профиль делим на расчетные клетки размером $\Delta\omega$. По вертикали таких клеток поместится три (поскольку $\frac{H}{\Delta y} \approx 3$), а по горизонтали по обе стороны от выпуска расположим по шесть клеток (всего 12 клеток в каждом слое).

Расстояние между расчетными сечениями равно

$$\Delta x = \frac{v_{\text{ср}}\,\Delta y^2}{4D} = \frac{0{,}02\cdot 46}{4\cdot 0{,}0014} = 164 \text{ м}.$$

Выпуск сточных вод расположен у дна водоема, поэтому четыре расчетные клетки с концентрацией 6,0 г/м^3 расположим в два слоя у дна. Рассчитали диффузию по формуле (4.5) при соответствующем учете граничных условий. Результаты расчета приведены в табл. II.1. На расстоянии $x \approx 700$ м максимальная концентрация $s_{\text{макс}} \approx 2{,}4$ г/м^3. По ширине загрязняющее вещество распространилось на 68 м (т. е. на 10 расчетных клеток).

Пример 2. Расчет установившегося разбавления при устойчивом течении без учета начального разбавления.

Таблица II.1

$\Delta z=6{,}78$ м; $\Delta x=164$ м

$x=33$ м

6,0	6,0
6,0	6,0

$x=197$ м

	1,50	1,50		
1,50	3,00	3,00	1,50	
1,50	4,50	4,50	1,50	

$x=361$ м

	0,75	1,50	1,50	0,75		
0,37	1,12	2,64	2,64	1,12	0,37	
0,37	1,87	3,38	3,38	1,87	0,37	

$x=525$ м

	0,28	0,84	1,60	1,60	0,84	0,28	
0,09	0,37	1,41	2,16	2,16	1,41	0,37	0,09
0,09	0,65	1,69	2,82	2,82	1,69	0,65	0,09

$x=689$ м

	0,09	0,37	1,03	1,55	1,55	1,03	0,37	0,09	
0,02	0,12	0,61	1,27	2,00	2,00	1,27	0,61	0,12	0,02
0,02	0,21	0,70	1,64	2,37	2,37	1,64	0,70	0,21	0,02

Исходные данные:

$$Q_{ст}=1{,}0 \text{ м}^3/\text{с} \qquad v_{ср}=0{,}1 \text{ м/с}$$

$$s_{ст}=100 \text{ г/м}^3 \qquad H=30 \text{ м}$$

$$D=0{,}0099 \text{ м}^2/\text{с}$$

Выпуск осуществляется в придонном слое.

Требуется: найти максимальную концентрацию $s_{макс}$ в 30 м ниже выпуска.

Решение:

Начальное сечение струи загрязнения

$$\delta=\frac{Q_{ст}}{v_{ср}}=\frac{1}{0{,}1}=10 \text{ м}^2.$$

Принимаем число клеток, занятых загрязнением, $n=4$. Тогда площадь одной клетки $\Delta\omega=\frac{\delta}{n}=\frac{10}{4}=2{,}5$ м^2, размер сторон расчетной клетки $\Delta y=\Delta z=1{,}58$ м. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.6)

$$\Delta x=\frac{v_{ср}\,\Delta y^2}{4D}=\frac{0{,}1\cdot 2{,}5}{4\cdot 0{,}0099}=6{,}3 \text{ м}.$$

Таблица II.2

$\Delta z = 1{,}58$ м; $\Delta x = 6{,}3$ м

$x = 00$

100	100
100	100

$x = 6{,}3$ м

	25	25	
25	50	50	25
25	75	75	25

$x = 12{,}6$ м

		6,25	6,25		
	12,50	18,75	18,75	12,50	
6,25	18,75	43,75	43,75	18,75	6,25
6,25	31,25	56,25	56,25	31,25	6,25

$x = 18{,}9$ м

			1,56	1,56			
		4,69	6,25	6,25	4,69		
	4,69	9,38	20,31	20,31	9,38	4,69	
1,56	6,25	23,44	34,38	34,38	23,44	6,25	1,56
1,56	10,94	28,12	46,87	46,87	28,12	10,94	1,56

$x = 25{,}2$ м

			0,39	0,39				
		1,56	1,95	1,95	1,56			
	2,34	3,91	8,20	8,20	3,91	2,34		
1,56	3,91	13,28	17,58	17,58	13,28	3,91	1,56	
0,39	1,95	10,16	19,53	31,25	31,25	19,53	10,16	1,95	0,39
0,39	3,52	11,72	27,34	39,07	39,07	27,34	11,72	3,52	0,39

$x = 31{,}5$ м

				0,10	0,10					
			0,49	0,58	0,58	0,49				
		0,98	1,46	3,02	3,02	1,46	0,98			
	0,98	1,96	6,34	7,91	7,91	6,34	1,96	0,98		
0,49	1,46	6,84	11,23	17,58	17,58	11,23	6,84	1,46	0,49	
0,10	0,58	3,91	9,28	20,51	26,85	26,85	20,51	9,28	3,91	0,58	0,10
0,10	1,08	4,40	13,18	24,42	34,17	34,17	24,42	13,18	4,40	1,08	0,10

Расчет приведен в табл. II.2. На расстоянии $x = 30$ м получено $s_{\text{макс}} \approx 34$ г/м^3.

Пример 3. Расчет неустановившейся диффузии консервативного вещества в озере (по уравнению диффузии в цилиндрических координатах).

Исходные данные:

В качестве начального условия принимается отсутствие загрязнения в пределах всей расчетной области. Выпуск сточных вод производится равномерно с постоянным расходом воды

$Q_{ст} = 0{,}5$ м³/с у прямолинейного берега, поэтому $\pi = 3{,}14$. Концентрация лимитирующего консервативного загрязняющего вещества в сточных водах неизменна и равна $s_{ст} = 100$ г/м³. Для этого вещества ПДК равно 2 г/м³.

Требуется: определить радиус r_3 формирующейся в течение трех суток зоны загрязнения (по условию превышения над ПДК), а также получить распределение концентрации загрязняющего вещества вдоль радиуса и определить радиус $r_{общ}$ всей области, в которую проникло загрязняющее вещество.

Решение:

Водоем на участке сброса характеризуется следующими средними величинами: $H = 30$ м, $D = 0{,}0059$ м²/с. Центр координат помещается в точку сброса сточных вод. Вычисления ведутся последовательно по интервалам времени Δt с использованием основных формул (5.5) и (5.10).

Всю область водоема, куда могут попасть в результате переноса сточные воды, делим на расчетные полукольца (отсеки) толщиной Δr каждый. Нумерация отсеков ведется от центра. Номер отсека обозначается через n. Принимаем $\Delta r = 50$ м. Назначаем расчетный интервал времени $\Delta t = 43\,200$ с, что отвечает условию (6.16).

Концентрация в первом расчетном отсеке s_1 для каждого расчетного момента времени, включая и начальный, вычисляется по уравнению (5.10). Содержащиеся в этом уравнении коэффициенты вычисляются по формулам (5.11)—(5.13). В результате имеем $a = 0{,}1834$, $b = 0{,}7044$, $d = 0{,}1122$. Делаем проверку: $a + b + d = 1{,}000$. Получение единицы показывает, что вычисление сделано правильно.

Для остальных отсеков применяем формулу (5.5). Коэффициенты η, ν_n, μ_n для ряда значений n вычисляем по формулам (5.6)—(5.8). Расчеты этих величин и результаты вычислений записаны в табл. II.3. Проверка значений коэффициентов

Таблица II.3

Вычисление коэффициентов ν_n, μ_n

$\eta = 0{,}7961$; $\beta = 0{,}0006$

$D\frac{\Delta t}{r^2} = 0{,}101\,952$

n	$2n-1$	$\frac{\beta}{2n-1}$	$\frac{\beta}{2n-1}\frac{\Delta t}{\Delta r^2}$	ν_n	μ_n
2	3	0,0 002 000	0,0 034 560	0,0 984	0,1 055
3	5	0,0 001 200	0,0 020 736	0,0 999	0,1 040
4	7	0,0 000 857	0,0 014 808	0,1 005	0,1 034
5	9	0,0 000 666	0,0 011 508	0,1 008	0,1 031
6	11	0,0 000 545	0,0 009 417	0,1 010	0,1 029

Таблица II.4

Расчет турбулентной диффузии за 3 суток

$s_{ст}=100$ г/м^3; $a=0{,}1834$; $b=0{,}7044$; $d=0{,}1122$; $\eta=0{,}7961$

Время t суток	Вычисления для 1-го отсека		Вычисления для отсеков 2–6					
	вычисляемые величины	их значения	вычисляемые величины	их значения в отсеках				
				2	3	4	5	6
	—	—	ν_n	0,0984	0,0999	0,1005	0,1008	0,1010
	—	—	μ_n	0,1055	0,1040	0,1034	0,1031	0,1029
0,5	$as_{ст}$	18,31	$s_{t=0,5}$	0	0			
1,0	$as_{ст}$	18,31	ηs_{kn}	0				
	bs_{k1}	12,90	$\nu_n s_{k,n-1}$	1,80				
	ds_{k2}	0	$\mu_n s_{k,n+1}$	0				
	$s_{t=1}$	31,21	$s_{t=1}$	1,80				
1,5	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{k\,n}$	1,43				
	bs_{k1}	21,99	$\nu_n s_{k,n-1}$	3,07				
	ds_{k2}	0,20	$\mu_n s_{k,n+1}$	0				
	$s_{t=1,5}$	40,5	$s_{t=1,5}$	4,50	0,18			
2,0	$as_{ст}$	18,31	ηs_{kn}	3,58	0,14	0		
	bs_{k1}	28,54	$\nu_n s_{k,n-1}$	3,98	0,45			
	ds_{k2}	0,50	$\mu_n s_{k,n+1}$	0,02	0,00	0		
	$s_{t=2,0}$	47,35	$s_{t=2,0}$	7,58	0,59	0,02	0	
2,5	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{k\,n}$	6,03	0,47	0,02	0	
	bs_{k1}	33,36	$\nu_n s_{k,n-1}$	4,66	0,75	0,06	0,002	
	ds_{k2}	0,85	$\mu_n s_{k,n+1}$	0,06	0,002	0	0	0
	$s_{t=2,5}$	52,52	$s_{t=2,5}$	10,75	1,222	0,08	0,002	0
3,0	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{k\,n}$	8,56	0,97	0,06	0,002	0
	bs_{k1}	37,00	$\nu_n s_{k,n-1}$	5,17	1,07	0,12	0,01	0,002
	ds_{k2}	1,21	$\mu_n s_{k,n+1}$	0,013	0,01	0	0	0
	$s_{t=3,0}$	56,52	$s_{t=3,0}$	13,86	2,05	0,18	0,012	0,002
Расстояние от места выпуска до центра отсека, м		25		75	125	175	225	275

выполняется их суммированием по строчкам. В результате для каждого n сумма коэффициентов получается равной единице.

Используя расчетные коэффициенты, выполняем расчет диффузии для $t = 0{,}5$ сут, затем для $t = 1$ сут, 1,5 сут и так далее, пользуясь формулами (5.10) для первого отсека ($n = 1$) и (5.5) — для всех остальных отсеков. Значения коэффициентов η, ν_n, μ_n берутся из табл. II.3. Результаты расчета представлены в табл. II.4.

Расчет дает значения концентрации в серединах расчетных отсеков Δr в конце шести интервалов времени Δt. По этим данным может быть определен размер зоны загрязнения по условию $s = \text{ПДК} = 2$ г/м^3, сформировавшейся к концу третьих суток. Получаем $r_{\text{заг}} = 125$ м, в то же время $r_{\text{общ}} = 275$ м.

ПРИМЕРЫ РАСЧЕТА ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ РЕК И ВОДОЕМОВ

Пример 1. Определить $\tau_{заг}$, $\tau_ч$, $\alpha_{заг}$, $\alpha_ч$ для реки В в многоводный год по данным гидрохимических и гидрологических наблюдений в двух створах, расположенных выше (фоновый) и ниже места сброса сточных вод у населенного пункта С. В качестве гидрохимического показателя принимается перманганатная окисляемость $О_{КМnO_4}$.

Решение:

1. По данным гидрологических наблюдений у пункта С на реке В выбирается многоводный год.

2. Строится гидрограф стока выбранного многоводного года. (рис. III.1).

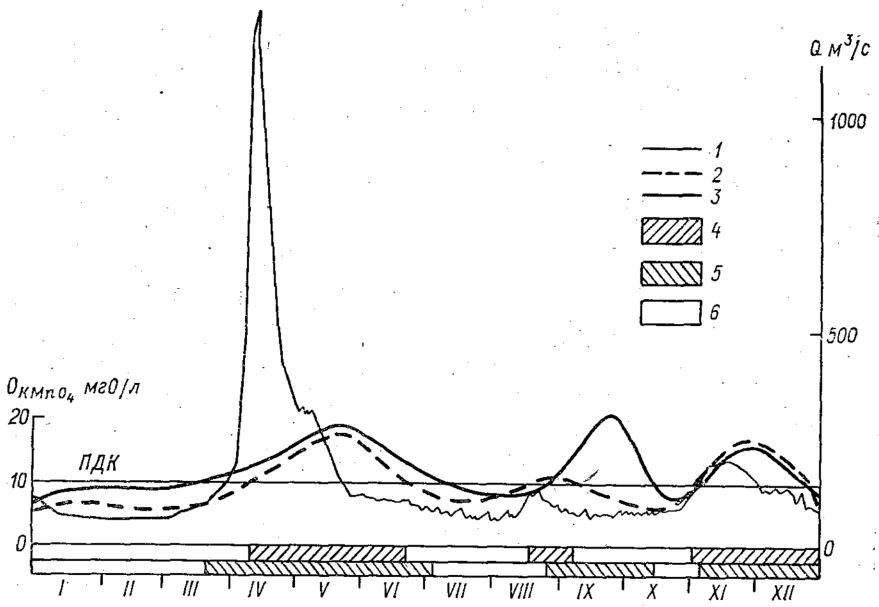

Рис. III.1. Гидрограф реки В и графики перманганатной окисляемости.

1 — расход воды (*Q*); *2* и *3* — графики перманганатной окисляемости в створах соответственно выше и ниже источника загрязнения; *4* — период загрязненного стока в верхнем створе; *5* — период загрязненного стока в нижнем створе; *6* — период чистого стока.

Таблица III.1

Определение $\tau_{заг}$, $\tau_ч$, $\alpha_{заг}$, $\alpha_ч$ для реки В в многоводный год

$V_{год}=4{,}74$ км³/год

Створ выше источника загрязнения					
Чистый сток			Загрязненный сток		
период	продолжительн. T сут	сток V км³/год	период	продолжительн. T сут	сток V км³/год
Перманганатная окисляемость, ПДК=10 мгО/л					
1/I—13/IV 22/VI—20/VIII 8/IX—2/XI 27/XII—31/XII	224 $\tau_ч=0{,}61$	2,13 $\alpha_ч=0{,}45$	14/IV—21/VI 21/VIII—7/IX 3/XI—26/XII	141 $\tau_{заг}=0{,}39$	2,61 $\alpha_{заг}=0{,}55$

Створ ниже источника загрязнения					
Чистый сток			Загрязненный сток		
период	продолжительн. T сут	сток V км³/год	период	продолжительн. T сут	сток V км³/год
Перманганатная окисляемость, ПДК=10 мгО/л					
1/I—23/III 6/VII—26/VIII 15/X—4/XI 27/XII—31/XII	160 $\tau_ч=0{,}44$	1,10 $\alpha_ч=0{,}23$	24/III—5/VII 27/VIII—14/X 5/XI—26/XII	205 $\tau_{заг}=0{,}56$	3,64 $\alpha_{заг}=0{,}77$

3. На том же чертеже вычерчиваются графики перманганатной окисляемости для створов, расположенных выше или ниже места выпуска сточных вод (рис. III.1).

4. По методике, изложенной в п. 7.1.4 и 7.1.5, пользуясь рис. III.1, определяются $\tau_{заг}$, $\tau_{ч}$, $\alpha_{заг}$, $\alpha_{ч}$. Результаты расчета приведены в табл. III.1.

Пример 2. Построить диаграмму состояния загрязненности реки В у населенного пункта С, пользуясь интегральными показателями, полученными способом, рассмотренным в примере 1 (табл. III.2).

Таблица III.2

Интегральные показатели загрязненности реки В у населенного пункта С для многоводного года

Ингредиент (показатели)	Створ выше места сброса сточных вод				Створ ниже сброса сточных вод			
	$\tau_{заг}$	$\tau_{ч}$	$\alpha_{заг}$	$\alpha_{ч}$	$\tau_{заг}$	$\tau_{ч}$	$\alpha_{заг}$	$\alpha_{ч}$
Перманганатная окисляемость	0,39	0,61	0,55	0,45	0,56	0,44	0,77	0,23
Бихроматная окисляемость	0,37	0,63	0,38	0,62	0,67	0,33	0,82	0,18
БПК полн.	0,55	0,45	0,39	0,61	1,00	0,00	1,00	0,00
Кислород	0,11	0,89	0,05	0,95	0,14	0,86	0,06	0,94
Нефтепродукты	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00
ПАВ	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00

Решение: пользуясь методом, изложенным в п. 7.4.3, и данными табл. III.2, строят диаграмму (см. рис. III.2).

Пример 3. Определить $P_{заг}$ и $P_{ч}$ по перманганатной окисляемости в расчетном створе реки Г по натурным данным.

Зависимость величины перманганатной окисляемости от расхода воды показана на рис. III.3. Из графика видно, что превышение над ПДК происходит при $Q>380$ м^3/с. Обеспеченность этого расхода в течение расчетного года составляет 59 % (рис. III.4). Перманганатная окисляемость возрастает с увели-

чением расхода воды. Соответственно искомые показатели будут: $P_{заг} = 59\ \%$, а $P_ч = 41\ \%$.

Пример 4. Определить относительный линейный показатель зоны загрязнения $\lambda_{заг}$ и показатель относительной площади

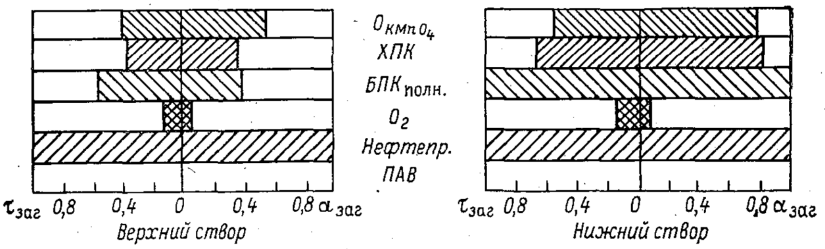

Рис. III.2. Диаграмма состояния загрязненности реки В у населенного пункта С.

зоны загрязнения $\eta_{заг}$ на реке Д ниже створа сброса сточных вод при расчетном расходе воды 95 %-ной обеспеченности.

Имеются все исходные данные, необходимые для расчета разбавления сточных вод.

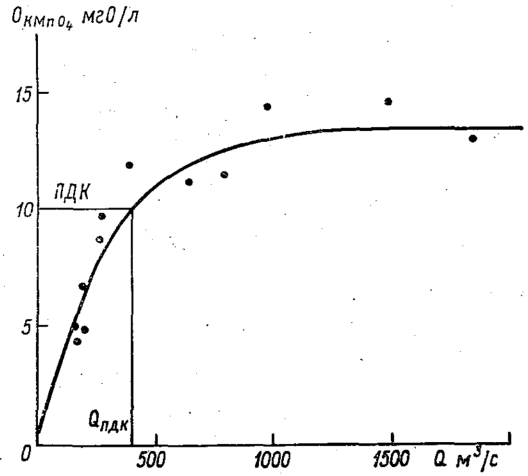

Рис. III.3. График связи перманганатной окисляемости и расхода воды в расчетном створе реки Г.

Решение: применяя детальный метод расчета разбавления лимитирующего вещества по схеме плоской задачи, получаем поле концентрации в плане потока. По критерию $s = ПДК$ получаем контур зоны загрязнения и находим $L_{заг} = 14{,}4$ км;

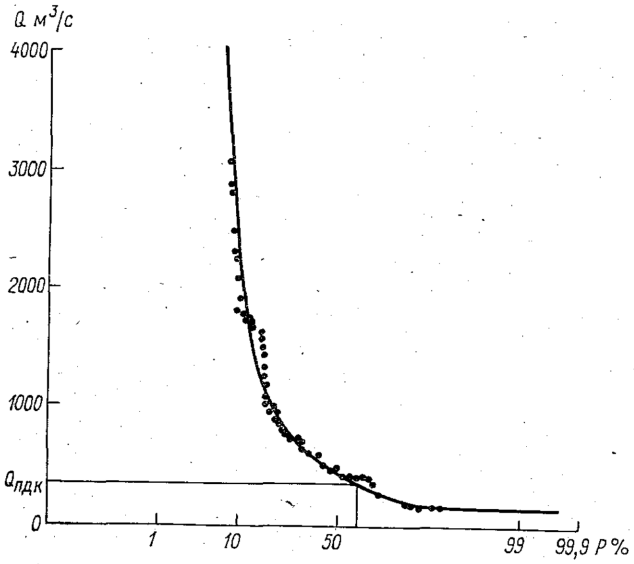

Рис. III.4. График обеспеченности среднесуточного расхода воды в расчетном створе реки «Г» в течение года.

площадь зоны загрязнения определяем путем планиметрирования $\Omega_{заг} = 0{,}28$ км^2.

1. Показатель $\lambda_{заг}$ вычисляется по формуле

$$\lambda_{заг} = \frac{L_{заг}}{B} = \frac{14\,400}{92{,}9} = 155.$$

2. Показатель $\eta_{заг}$ находится по формуле (7.25):

$$\eta_{заг} = \frac{\Omega_{заг}}{\Omega_{общ}},$$

$$\Omega_{общ} = L_{заг} \cdot B = 14{,}4 \cdot 0{,}0929 = 1{,}34 \text{ км}^2,$$

$$\eta_{заг} = \frac{0{,}28}{1{,}34} = 0{,}21.$$

Пример 5. Определить для заданных расходов воды относительный показатель максимальной концентрации $\Psi_л$ на лимитирующем расстоянии от выпуска, равном 500 м. ПДК лимитирующего вещества, например магния, принята равной 50 мг/л (по рыбохозяйственным критериям).

Исходные данные: в реку с известным внутригодовым распределением расходов воды (табл. III.3) сбрасываются сточные воды, расход которых постоянен и равен 0,1 м^3/с. Концентрация лимитирующего загрязняющего вещества в сточных водах равна 100 мг/л, в речной воде $s_e = 0$.

В результате применения детального метода расчета разбавления получены значения максимальных концентраций $s_{макс\ 500}$ на расстоянии 500 м от места сброса сточных вод при расходах воды различной обеспеченности (табл. III.3).

Таблица III.3

Обеспеченность P %	8	20	50	75	90	95
Q м³/с	12,3	7,15	2,56	1,48	1,13	1,04
$s_{макс\ 500}$ мг/л	6,8	10,8	32,1	49,2	62,5	62,5

Решение: по формуле (7.32) находим $\Psi_л$. Результаты расчета сведены в табл. III.4.

Таблица III.4

Q м³/с	P %	$Q_{ст}$ м³/с	$s_{макс\ 500}$ мг/л	ПДК мг/л	$\Psi_л$
12,3	8	0,1	6,8	50	0,14
7,15	20		10,8		0,22
2,56	50		32,1		0,64
1,48	75		49,2		0,98
1,13	90		62,5		1,25
1,04	95		62,5		1,25

Таким образом, при расходах 90 и 95 %-ной обеспеченности $\Psi_л > 1$, т. е. требования рыбного хозяйства к качеству воды по рассматриваемому веществу при этих расходах не обеспечиваются.

ПРИМЕРЫ РАСЧЕТА РАЗБАВЛЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД НА ЭВМ

Для расчета разбавления сточных вод при помощи ЭВМ в отделе наносов и качества вод ГГИ разработан ряд программ. Программы написаны на языке ФОРТРАН, отлажены на ЭВМ «Минск-32» и находятся в фонде вычислительного центра ГГИ. Ниже приводятся примеры расчета по этим программам.

$\Delta x = 4{,}5$ м;

	$x=$											
s	0,1	0,1	1,0	1,0	4,4	4,4	11,7	11,7	20,5	20,5	24,6	24,6
z	15,0	15,5	16,0	16,5	17,0	17,5	18,0	18,5	19,0	19,5	20,0	20,5

	$x=$											
s	0,1	0,5	1,5	3,7	7,4	12,0	16,0	17,6	16,0	12,0	7,4	3,7
z	13,0	14,0	15,0	16,0	17,0	18,0	19,0	20,0	21,0	22,0	23,0	24,0

	$x=$											
s	0,0	0,2	0,5	1,3	2,8	5,1	8,1	11,2	13,5	14,4	13,5	11,2
z	11,5	12,5	13,5	14,5	15,5	16,5	17,5	18,5	19,5	20,5	21,5	22,5

	$x=$											
s	0,1	0,2	0,5	1,1	2,1	3,6	5,7	8,1	10,3	11,9	12,5	11,9
z	10,5	11,5	12,5	13,5	14,5	15,5	16,5	17,5	18,5	19,5	20,5	21,5

	$x=$											
s	0,1	0,2	0,4	0,9	1,6	2,7	4,2	6,0	7,9	9,6	10,8	11,2
z	9,5	10,5	11,5	12,5	13,5	14,5	15,5	16,5	17,5	18,5	19,5	20,5

	$x=$											
s	0,1	0,3	0,7	2,0	3,1	6,1	7,6	9,0	10,3	9,0	7,6	4,5
z	8,5	10,0	11,5	13,0	14,5	16,0	17,5	19,0	20,5	22,0	23,5	25,0

	$x=$											
s	0,1	0,3	0,9	1,5	3,4	4,7	7,4	8,5	9,5	9,2	7,4	6,0
z	8,0	9,5	11,0	12,5	14,0	15,5	17,0	18,5	20,0	21,5	23,0	24,5

Пример 1. Расчет установившегося разбавления при устойчивом течении в реках и водоемах (плоская задача без учета начального разбавления).

Программа BLACK позволяет производить расчеты разбавления консервативных загрязняющих веществ для произвольного числа вариантов с различными исходными данными как при береговом выпуске сточных вод, так и при выпуске в удалении от берега. Для каждого варианта можно получить распределение концентрации загрязняющих веществ вдоль фронта рассеяния на различных расстояниях от места выпуска. Решение находится по методу А. В. Караушева, изложенному в п. 4.2. Точность расчетов, принятая в схеме, составляет 0,1 % концентрации загрязняющего вещества в сточных водах.

Исходные данные:

Вычисления выполняются для речного потока.

$Q = 96{,}3$ м³/с $\quad D = 0{,}025$ м²/с
$Q_{ст} = 1{,}9$ м³/с $\quad B = 50$ м
$H = 2{,}14$ м $\quad v = 0{,}9$ м/с

Таблица IV.1

$\Delta z = 0{,}50$ м

45,0 м

20,5 21,0	20,5 21,5	11,7 22,0	11,7 22,5	4,4 23,0	4,4 23,5	1,0 24,0	1,0 24,5	0,1 25,0	0,1 25,5	0,0 26,0

90,0 м

1,5 25,0	0,5 26,0	0,1 27,0	0,0 28,0	0,0 29,0	0,0 30,0	0,0 31,0	0,0 32,0	0,0 33,0	0,0 34,0	0,0 35,0	0,0 36,0

135 м

8,1 23,5	5,1 24,5	2,8 25,5	1,3 26,5	0,5 27,5	0,2 28,5	0,0 29,5	0,0 30,5	0,0 31,5	0,0 32,5	0,0 33,5	0,0 34,5

180 м

10,3 22,5	8,1 23,5	5,7 24,5	3,6 25,5	2,1 26,5	1,1 27,5	0,5 28,5	0,2 29,5	0,0 30,5	0,0 31,5	0,0 32,5	0,0 33,5

225 м

10,8 21,5	9,6 22,5	7,9 23,5	6,0 24,5	4,2 25,5	2,7 26,5	1,6 27,5	0,9 28,5	0,4 29,5	0,2 30,5	0,0 31,5	0,0 32,5

270 м

3,1 26,5	1,2 28,0	0,7 29,5	0,1 31,0	0,0 32,5	0,0 34,0	0,0 35,5	0,0 37,0	0,0 38,5	0,0 40,0	0,0 41,5	0,0 43,0

315 м

3,4 26,0	2,3 27,5	0,9 29,0	0,5 30,5	0,1 32,0	0,0 33,5	0,0 35,0	0,0 36,5	0,0 38,0	0,0 39,5	0,0 41,0	0,0 42,5

Расстояние от оголовка до берега 20 м.

Решение:

Результаты расчета по программе BLACK через 10 расчетных шагов по оси x приведены в табл. IV.1.

Пример 2. Расчет установившегося разбавления при устойчивом течении в реках и водоемах (пространственная задача без учета начального разбавления).

Программа SPACE реализует численный метод решения уравнения турбулентной диффузии консервативного загрязняющего вещества. Уравнение, записанное для пространственной задачи, решается методом А. В. Караушева, изложенным в п. 4.2. Результатом решения является трехмерное распределение концентраций загрязняющего вещества, сбрасываемого со сточными водами в реки и водоемы. По глубине поток разбивается на четыре слоя. Точность расчета составляет 0,1 % первоначальной концентрации.

Исходные данные:

$$Q = 64{,}8 \text{ м}^3/\text{с} \qquad B = 30 \text{ м}$$
$$Q_{ст} = 1{,}17 \text{ м}^3/\text{с} \qquad D = 0{,}015 \text{ м}^2/\text{с}$$
$$H = 2{,}16 \text{ м} \qquad v = 1{,}0 \text{ м/с}$$

Вычисления выполнены для речного потока. Координаты оголовка: $y = 1{,}55$ м, $z = 10{,}5$ м.

Решение:

Результаты расчета приведены в табл. IV.2, где помещены значения концентрации s на каждом расчетном шаге по оси x и расстояния z от левого берега до соответствующих расчетных параллелепипедов.

Пример 3. Расчет неустановившегося разбавления консервативного загрязняющего вещества в водоемах (плоская задача, цилиндрические координаты).

С помощью программы OSKAR осуществляется численное решение дифференциального уравнения турбулентной диффузии, записанного в цилиндрических координатах (метод А. В. Караушева). Алгоритм расчета изложен в п. 5.4.

Программа позволяет производить расчет меняющегося во времени распределения консервативного загрязняющего вещества вдоль радиусов r. Расчет может быть произведен для произвольного числа вариантов с различными значениями D и β, удовлетворяющими неравенству (5.15).

Исходные данные: вычисления выполнены для случая сброса сточных вод в большое озеро на значительном расстоянии от берега.

$$Q_{ст} = 1{,}0 \text{ м}^3/\text{с} \qquad \varphi = 2\pi$$
$$D = 5{,}88 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{с} \qquad H = 30 \text{ м}$$

Решение:

Расчетные узлы располагаются на расстоянии $\Delta r = 50$ м друг от друга. Шаг по времени Δt выбран равным 0,5 сут

Таблица IV.2

$\Delta y=\Delta z=0{,}54$ м; $\Delta x=5{,}0$ м

$x=5{,}0$ м

	0,0	0,0	25,0	25,0	0,0
	0,0	25,0	50,0	50,0	25,0
	0,0	25,0	50,0	50,0	25,0
	0,0	0,0	25,0	25,0	0,0
z	9,1	9,6	10,2	10,7	11,2

$x=10{,}0$ м

	0,0	0,0	12,5	25,0	25,0	12,5	0,0
	0,0	6,3	18,8	37,5	37,5	18,8	6,3
	0,0	6,3	18,8	37,5	37,5	18,8	6,3
	0,0	0,0	12,5	25,0	25,0	12,5	0,0
z	8,6	9,1	9,6	10,2	10,7	11,2	11,8

$x=15{,}0$ м

	0,0	0,0	4,7	14,1	25,0	25,0	14,1	4,7	0,0
	0,0	1,6	6,3	18,8	29,7	29,7	18,8	6,3	1,6
	0,0	1,6	6,3	18,8	29,7	29,7	18,8	6,3	1,6
	0,0	0,0	4,7	14,1	25,0	25,0	14,1	4,7	0,0
z	8,0	8,6	9,1	9,6	10,2	10,7	11,2	11,8	12,3

$x=20$ м

	0,0	0,0	1,6	6,3	15,6	23,4	23,4	15,6	6,3	1,6	0,0
	0,0	0,4	2,0	7,8	17,2	25,8	25,8	17,2	7,8	2,0	0,4
	0,0	0,4	2,0	7,8	17,2	25,8	25,8	17,2	7,8	2,0	0,4
	0,0	0,0	1,6	6,3	15,6	23,4	23,4	15,6	6,3	1,6	0,0
z	7,5	8,0	8,6	9,1	9,6	10,2	10,7	11,2	11,8	12,3	12,8

(43 200 с). Через заданное число расчетных шагов по времени осуществляется печать текущего времени и значений концентрации загрязняющего вещества в расчетных узлах. Расчеты ведутся с точностью до 0,1 % первоначальной концентрации. Результаты расчета приведены в табл. IV.3.

Пример 4. Расчет неустановившейся диффузии неконсервативного загрязняющего вещества в водоеме (плоская задача, цилиндрические координаты).

Программа DAVID реализует численный метод решения уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах. Разностная схема, аппроксимирующая исходное уравнение, решается методом прогонки, изложенным в п. 5.4.

Исходные данные: сброс сточных вод производится в большое озеро на значительном расстоянии от берега.

$$Q_{ст}=0{,}2 \text{ м}^3/\text{с} \qquad H=32 \text{ м}$$
$$D=0{,}001 \text{ м}^2/\text{с} \qquad k_н=-1\cdot 10^{-7} \text{ 1/с}$$
$$\varphi=2\pi$$

Таблица IV.3

			t=1 сут			
31,1	1,8					
			t=2 сут			
47,3	7,6	0,6				
			t=3 сут			
56,4	13,8	2,0	0,2			
			t=4 сут			
62,2	19,5	4,1	0,6			
			t=5 сут			
66,1	24,5	6,5	1,2	0,1		
			t=6 сут			
68,9	28,7	9,0	2,1	0,3		
			t=7 сут			
71,1	32,3	11,5	3,2	0,7		
			t=8 сут			
72,9	35,4	13,9	4,3	1,0	0,1	
			t=9 сут			
74,3	38,2	16,2	5,6	1,5	0,3	
			t=10 сут			
75,6	40,6	18,3	6,9	2,1	0,5	
			t=11 сут			
76,6	42,7	20,3	8,2	2,8	0,7	0,1
			t=12 сут			
77,5	44,6	22,2	9,5	3,4	1,0	0,2

Решение:

Результатом расчета является меняющееся во времени распределение неконсервативного загрязняющего вещества вдоль радиусов r. В программе выбраны шаги по времени $\Delta t = 0{,}5$ сут (43 200 с) и по радиусу $\Delta r = 50$ м. Точность расчетов, принятая в схеме, составляет 0,05 % исходной концентрации.

Таблица IV.4

$t=50$ сут										
100	8,91	2,56	0,72	0,18	0,04					
$t=100$ сут										
100	12,27	4,95	2,08	0,83	0,31	0,10	0,03			
$t=150$ сут										
100	14,24	6,63	3,29	1,61	0,75	0,33	0,13	0,04		
$t=200$ сут										
100	15,61	7,89	4,31	2,35	1,25	0,63	0,30	0,13	0,05	
$t=250$ сут										
100	16,65	8,89	5,16	3,02	1,74	0,97	0,52	0,27	0,12	0,05
$t=300$ сут										
100	17,48	9,71	5,89	3,63	2,21	1,32	0,76	0,42	0,22	0,11	0,04

В табл. IV.4 приведены результаты расчета по программе DAVID. Приводятся значения концентрации в расчетных узлах, отстоящих на расстояние Δr друг от друга. Первый узел расположен в начале координат.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айтсам А. М., Вельнер Х. А., Пааль Л. Л. О расчете продольного смешения вещества загрязнения в водотоках.— Тр. Таллинск. политехн. ин-та, сер. А, 1967, № 247.
2. Бесценная М. А. Усовершенствование экспресс-метода расчета разбавления сточных вод в реках.— Тр. ГГИ, 1972, вып. 191, с. 201—208.
3. Бесценная М. А., Фаустова Л. И. Приближенный учет поперечной циркуляции и изменчивости глубин при расчете смешения сточных вод в реках.— Тр. ГГИ, 1969, вып. 175, с. 52—64.
4. Берновская Н. А., Губергриц М. Я., Кирсо У. Э. Кинетика биохимического окисления фенолов различного строения.— Изв. АН ЭССР, Химия, Геология, 1971, 20, № 1, с. 20—25.
5. Бородавченко И. И. и др. Охрана водных ресурсов/И. И. Бородавченко, Н. В. Зарубаев, Ю. С. Васильев, Х. А. Вельнер, С. В. Яковлев, М.: Колос, 1979.— 247 с.
6. Гасилина Н. К., Ровинский Ф. Я., Болтнева Л. И. Программа и методика комплексного мониторинга загрязнений в биосферных заповедниках. Биосферные заповедники.— Тр. I Сов.-амер. симпозиума.— Л.: Гидрометеоиздат, 1977.— с. 146—151.
7. Ершова К. П. Сточные воды предприятий по переработке нефти как фактор загрязнения водоема канцерогенными веществами.— Гигиена и санитария, 1968, № 2, с. 102—104.
8. Жуков А. И., Монгайт И. Л., Родзиллер И. Д. Канализация промышленных предприятий.— М.: Стройиздат, 1962.— 602 с.
9. Журов В. Н. и др. Перспектива глубокой очистки производственных сточных вод НПЗ в аэрируемых прудах./В. Н. Журов, Д. Абдукадыров, А. А. Гаранина, М. А. Денисов, И. А. Кичигин.— Нефтепереработка и нефтехимия, 1977, № 1, с. 14—16.
10. Израэль Ю. А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменений состояния окружающей природной среды. Основы мониторинга.— Метеорология и гидрология, 1974, № 7, с. 3—8.
11. Казарян Б. Г. О некоторых особенностях процессов смешения и самоочищения водотоков в условиях Армянской ССР.— В кн.: Всесоюз. науч.-техн. конференция по охране поверхностных и подземных вод от загрязнения. Таллин, 1967, с. 73—78.
12. Каплин В. Т. Превращение органических соединений в водоемах.— Гидрохим. мат-лы, 1967, т. 45, с. 207—226.
13. Каплин В. Т. Современное состояние и главные направления в изучении процессов трансформации химических веществ в природных водах.— В кн.: Мат-лы VI Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения водоемов и регулирования качества воды. II секция. Гидрохим. и сан.-биол. аспекты самоочищения, ч. I. Таллин, 1979, с. 3—17.
14. Караушев А. В. Проблемы динамики естественных водных потоков.— Л.: Гидрометеоиздат, 1960.— 392 с.
15. Караушев А. В. Речная гидравлика.— Л.: Гидрометеоиздат, 1969.— 416 с.

16. Караушев А. В. Турбулентность и взмучивание в прибрежных зонах водохранилищ и морей.— Тр. ГГИ, 1966, вып. 132, с. 46—56.
17. Караушев А. В. Турбулентная диффузия и метод смешения.— Тр. НИУ ГУГМС, 1946, сер. IV, вып. 30, 82 с.
18. Караушев А. В., Петухова Г. А., Шварцман А. Я., Филатова Т. Н. Типизация рек и водоемов по условиям перемешивания **сточных вод.**— В кн.: Мат-лы III Всесоюз. симпозиума по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, ч. I, 1969, с. 18—23.
19. Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Актуальные проблемы исследования качества поверхностных вод.— Метеорология и гидрология, 1973, № 10, с. 73—81.
20. Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Оценка и моделирование качества воды в водоемах.— В кн.: Проблемы современной гидрологии: Сб. статей. Л., Гидрометеоиздат, 1979, с. 59—75.
21. Лапшев Н. Н. Вопросы разбавления сточных вод при глубинных выпусках в озера и водохранилища: Автореф. дис. на соискание уч. степени канд. техн. наук.— ЛИСИ, 1965.— 17 с.
22. Лапшев Н. Н. О разбавлении сточных вод в реках.— В кн.: Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965, с. 200—208.
23. Лапшев Н. Н. Расчеты выпусков сточных вод.— М.: Стройиздат, 1977.— 88 с.
24. Лапшев Н. Н., Безобразов Ю. Б. Учет поперечной циркуляции при расчетах смешения сточных вод в извилистых руслах.— Тр. ЛИСИ, 1966, № 50, с. 145—152.
25. Лучшева А. А. Практическая гидрометрия.— Л.: Гидрометеоиздат, 1972.— 382 с.
26. Маккавеев В. М. О распространении растворов в турбулентном потоке и о химическом методе измерения расхода.— Зап. ГГИ, 1933, т. X, с. 229—246.
27. Маккавеев В. М., Коновалов И. М. Гидравлика.— Л.: Речиздат, 1940.— 643 с.
28. Михайлов В. О. Усовершенствование методики расчета разбавления сточных вод в реках.— Тр. ГГИ, вып. 249, 1978, с. 94—108.
29. Мурзакаев Ф. Г. Натурные и экспериментальные исследования по санитарной охране бассейна реки Белой в связи с интенсивным развитием нефтяной и химической промышленности: Автореф. дис. на соискание уч. степени д-ра мед. наук.— М.: 1972.— 46 с.
30. Охрана окружающей среды.— Л.: Судостроитель, 1978.— 558 с.
31. ГОСТ 17.1.1 02—77. Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов. М., 1977.— 20 с.
32. Пааль Л. Л. Расчет разбавления сточных вод в реках.— В кн.: Качество воды и рыбное хозяйство рек и внутренних водоемов. Изд. МГУ, 1972, с. 35—50.
33. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами.— М.: Изд. Минздрава СССР, 1975.— 41 с.
34. Практические рекомендации по расчету разбавления сточных вод в реках, озерах и водохранилищах.— Изд. 2-е, испр. и доп.— Л., отпечатано на множит. аппарате, 1973.— 101 с.
35. Разумихина К. В. Применение формулы транспортирующей способности потока для расчета годового стока взвешенных наносов.— Тр. ГГИ, 1969, вып. 175, с. 137—154.
36. **Расчет** разбавления сточных вод в реках Урала: Метод. рекомендации.— Свердловск, 1976.— 16 с.
37. Рекомендации по применению интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов.— Л., отпечатано на множит. аппарате, 1977.— 72 с.

38. Родзиллер И. Д. К вопросу о расчете смешения сточных вод в реках: Информ. мат-лы.— М.: Изд. ВНИИ ВОДГЕО, 1954. № 5.— 31 с.
39. Родзиллер И. Д. Научные и инженерные основы прогноза качества воды водоемов и их защиты от загрязнения сточными водами: Автореф. дис. на соискание уч. степени д-ра техн. наук.— М.: Изд. ВНИИ ВОДГЕО, 1976.— 46 с.
40. Рубинштейн С. Л., Хаскин С. А. Очистка сточных вод нефтеперерабатывающих заводов.— М., 1966.— 85 с.
41. Руффель М. А. Санитарная охрана водохранилищ от загрязнения сточными водами: Аннот. науч. работ АМН СССР за 1954 г.,— М.: Медгиз, 1955,— 45 с.
42. Спонти Е. А., Соколова Л. П. Изменение качественного состава нефтепродуктов в процессах самоочищения природных вод.— В кн.: Материалы V Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. Таллин, 1975, с. 91—94.
43. Сууркаск В. А., Тутт М. А. О коэффициентах турбулентной диффузии в расчетах смешения сточных вод в водотоках.— Тр. Таллинск. политехн. ин-та, сер. А, 1971, № 309, с. 51—55.
44. Фадеев В. В. и др. Натурные исследования процессов смешения и разбавления сточных вод в реках./В. В. Фадеев, О. А. Клименко, М. Н. Тарасов, И. В. Семенов.— Гидрохим. мат-лы, 1969, т. 50, с. 134—141.
45. Фаустова Л. И. Зависимость размеров зон загрязнения от гидрологических факторов.— Тр. ГГИ, 1978, вып. 249, с. 109—114.
46. Федоров Н. Ф., Лапшев Н. Н. О проблеме разбавления сточных вод в водоемах.— В кн.: Научные доклады по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллин, 1965, с. 7—11.
47. Цивьян М. В., Паальме Л. П., Велдре И. А. Содержание бенз(а)-пирена в сточных водах сланцеперерабатывающей промышленности и воде водоемов.— В кн.: Мат-лы XV науч. сессии Ин-та эксперим. клинич. медицины МЗ ЭССР, Кохтла-Ярве, 1977, с. 16—18.
48. Честнокова И. А., Каплин В. Т. Превращение смолы в природных водах.— В кн.: Материалы XV науч. сессии Ин-та эксперим. и клинич. медицины МЗ ЭССР, Кохтла-Ярве, 1977, с. 16—18.
49. Шварцман А. Я. Распространение взвешенных веществ в водоеме и загрязнение донных отложений.— Тр. ГГИ, 1974, вып. 210, с. 163—168.
50. Шварцман А. Я., Макарова А. И. Усовершенствование метода расчета ветро-волнового взмучивания.— Тр. ГГИ, вып. 191, 1972, с. 172—181.
51. Янке Е. и Эмде Ф. Таблицы функций.— М.; Л.: Гостехиздат, 1948.— 129 с.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение 3

1. Общая характеристика процессов загрязнения и самоочищения в реках и водоемах 6

1.1. Основные определения. Баланс загрязняющих веществ . . . 6
1.2. Факторы, определяющие процесс разбавления сточных вод . . 11
1.3. Формирование зон загрязнения и влияния. Изменение зон загрязнения во времени и пространстве 12
1.4. Типизация водных объектов по особенностям гидродинамического режима 13
1.4.1. Задачи типизации (13). 1.4.2. Типизация рек (14). 1.4.3. Типизация водоемов (16).

2. Показатели качества воды 19

2.1. Общие сведения о системе интегральных показателей 19
2.2. Гидрохимические и физические показатели качества вод: репрезентативные и лимитирующие показатели 22

3. Вопросы теории процессов загрязнения и самоочищения рек и водоемов 24

3.1. Уравнения баланса и турбулентной диффузии 24
3.2. Осаждение взвешенных веществ и вторичное загрязнение . . 28
3.3. Учет распада веществ при оценке процессов загрязнения и самоочищения 30

4. Методы расчета разбавления сточных вод в реках 32

4.1. Общие положения 32
4.2. Детальные методы расчета турбулентной диффузии 34
4.2.1. Основной метод (34). 4.2.2. Учет поперечных течений и неравномерности распределения глубин при расчете диффузии основным методом (39). 4.2.3. Комбинированный метод (42). 4.2.4. Расчет общего разбавления с учетом начального (44). 4.2.5. Расчет разбавления при нескольких выпусках сточных вод (46).
4.3. Упрощенные методы расчета разбавления 48
4.3.1. Замечания об упрощенных методах (48). 4.3.2. Экспресс-метод ГГИ (48). 4.3.3. Метод аппроксимирующих функций (50). 4.3.4. Метод ТПИ (51). 4.3.5. Метод УралНИИВХ (55). 4.3.6. Метод ВОДГЕО (58). 4.3.7. Метод номограмм (60). 4.3.8. Приближенная оценка разбавления при рассеивающих выпусках (63).
4.4. Учет неконсервативности загрязняющих веществ при расчете зон загрязнения 64
4.5. Исходные данные для расчетов разбавления 65

5. Перенос и разбавление сточных вод в озерах и водохранилищах . . 68

5.1. Об условиях применимости различных методов 68
5.2. Разбавление загрязненных вод в водоемах при устойчивых течениях 69
5.2.1. Расчет установившегося разбавления с учетом начального (69). 5.2.2. Метод расчета установившегося разбавления без учета начального (70).
5.3. Учет вертикального градиента поперечной скорости при оценке разбавления 71
5.4. Применение уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах для характеристики нестационарного процесса 71
5.4.1. Уравнение турбулентной диффузии (71). 5.4.2. Конечно-разностная схема расчета (73). 5.4.3. Распространение загрязняющих веществ при залповом сбросе (79). 5.4.4. Использование метода прогонки при численном решении уравнения диффузии (80). 5.4.5. Изменение фоновой концентрации вещества в водоемах, подверженных антропогенному влиянию (82).
5.5. Исходные данные для расчета разбавления в водоемах . . . 85

6. Расчет осаждения загрязняющих взвешенных веществ 89

6.1. Метод расчета осаждения в речных потоках 89
6.2. Расчет осаждения в водоемах 95
6.3. Исходные данные для расчета осаждения в реках 95
6.4. Исходные данные для расчета осаждения в озерах и водохранилищах 96
6.5. Учет неконсервативности вещества 97

7. Система интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов 99

7.1. Гидрологические показатели средней загрязненности и общей нагрузки речного потока 99
7.1.1. Абсолютный показатель общей нагрузки (99). 7.1.2. Оценка загрязненности воды по ПДК (101). 7.1.3. Показатели превышения и непревышения загрязненности над нормой (101). 7.1.4. Показатели относительной продолжительности стока загрязненной и чистой воды (102). 7.1.5. Показатели относительных объемов загрязненного и чистого стока (103). 7.1.6. Показатели относительной и предельно допустимой нагрузки потока загрязняющим веществом (104).
7.2. Гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязненности речных потоков и водоемов 105
7.2.1. Замечания о применении показателей (105). 7.2.2. Относительные линейные показатели загрязнения (107). 7.2.3. Показатели относительной площади ($\eta_{заг}$, $\beta_{заг}$) и относительного объема ($\mu_{заг}$) зон загрязнения (107). 7.2.4. Показатель относительной эффективности гидрохимического процесса самоочищения (108). 7.2.5. Относительный показатель максимальной концентрации на лимитирующем расстоянии от выпуска ($\psi_л$) (110).
7.3. Показатели, учитывающие внешний водообмен озер и водохранилищ 110
7.3.1. Условный показатель внешнего водообмена (110). 7.3.2. Показатель относительного времени насыщения консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК (111).
7.4. Интегральные гидрологические показатели фоновой нагрузки потока лимитирующими или репрезентативными веществами 113

7.4.1. Показатели превышения и непревышения фоновой концентрации над нормой (ПДК) (114). 7.4.2. Показатели относительной продолжительности стока загрязненной и чистой воды (по фоновым характеристикам) (114). 7.4.3. Показатели относительных объемов загрязненного и чистого стока (по фоновым характеристикам) (114).
7.5. Задачи мониторинга качества поверхностных вод суши . . . 115

8. Лимитирующие и репрезентативные гидрохимические показатели, используемые для оценки антропогенных изменений качества поверхностных вод 118

8.1. Принципы выбора показателей 118
8.2. Показатели состава сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности 122
8.3. Показатели состава сточных вод нефтеперерабатывающей промышленности 124
8.4. Показатели состава сточных вод сланцеперерабатывающей промышленности 125
8.5. Показатели состава хозяйственно-бытовых сточных вод . . . 127

Приложения:

I. Примеры расчета разбавления сточных вод в реках 130
II. Примеры расчета разбавления сточных вод в водоемах 151
III. Примеры расчета интегральных показателей для оценки загрязненности рек и водоемов 158
IV. Примеры расчета разбавления сточных вод на ЭВМ 164

Список литературы 170

Методические основы
оценки антропогенного влияния
на качество
поверхностных вод

Редактор Л. А. Чепелкина. Художник В. В. Бабанов. Художественный редактор В. В. Быков. Технический редактор М. И. Брайнина. Корректор И. В. Жмакина

Н/К

Сдано в набор 06.02.81. Подписано в печать 17.06.81. М-21520. Формат 60×90¹/₁₆. Бум. тип. № 1. Лит. гарн. Печать высокая. Печ. л. 11. Кр.-отт. 11. Уч.-изд. л. 11,48. Тираж 1330 экз. Индекс ГЛ-94. Заказ № 77. Цена 1 р. 70 к. Заказное. Гидрометеоиздат. 199053. Ленинград, 2-я линия, д. 23.

Ленинградская типография № 8 ордена Трудового Красного Знамени Ленинградского объединения «Техническая книга» им. Евгении Соколовой Союзполиграфпрома при Государственном комитете СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли. 190000, г. Ленинград, Прачечный переулок, 6.