

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И КОНТРОЛЮ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

**Методические
основы
оценки
и регламентирования
антропогенного
влияния
на качество
поверхностных
вод**

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

*Издание 2-е
переработанное и дополненное*



Ленинград Гидрометеоиздат 1987

Рецензент: канд. геогр. наук М. М. Айнбунд

В монографии дана типизация рек и водоемов как приемников сточных вод, а также общая характеристика процессов загрязнения и самоочищения водных масс. Приведены способы оценки фоновых характеристик качества воды. 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. Дана методика определения предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ в реки и водоемы. Приведены примеры расчета.

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

М $\frac{1903030200-106}{069 (02)-87}$ 7 (I) -87

© Государственный гидрологический институт (ГГИ), 1987 г.

ПРЕДИСЛОВИЕ

За годы, прошедшие с момента выхода в свет первого издания монографии (1981 г.), актуальность проблемы охраны окружающей среды не только не уменьшилась, но, напротив, сильно возросла. Это объясняется как все увеличивающейся антропогенной нагрузкой на природную среду, так и возрастающим сознанием опасности такой ситуации. Продолжающиеся дискуссии о подходе к проблеме охраны природы позволили заметно сблизить мнения и ученых и практических работников о путях борьбы с отрицательными последствиями антропогенного воздействия на окружающую среду. Теперь уже нет приверженцев борьбы за "стерильную природу"—все отдают себе отчет в том, что антропогенное влияние на природную среду неизбежно, как неизбежна хозяйственная деятельность и ее дальнейшее развитие. Несмотря на все меры, которые принимаются и будут доступны в будущем для предотвращения выбросов в атмосферу, воду и в почву различных не свойственных природе веществ, полностью избежать их попадания в окружающую среду в обозримом будущем, по-видимому, не удастся. Вообще все виды деятельности человека оказывают в той или иной мере существенное влияние на среду и вызывают ее ответную реакцию. Главным оказывается вопрос о методах регламентации вредных воздействий на природу и поиски путей регулирования взаимоотношений между человеческим обществом и средой. Последняя задача, и это совершенно очевидно, разрешима только в условиях социалистической организации общественных отношений. Примером является наша страна, где требования охраны окружающей среды содержатся в Конституции и постоянно находят отражение в постановлениях ЦК КПСС и Совета Министров СССР. Проблема охраны окружающей среды в тесной увязке с задачами научно-технического прогресса и борьбы за сохранение мира было уделено большое внимание на XXVII съезде КПСС, принявшем по этой проблеме ряд важных решений. Важнейшей задачей ведомств, общественных организаций и всех граждан нашей страны является неукоснительное выполнение этих постановлений и соблюдение действующих правил охраны природы, проявление постоянной заботы о рациональном природопользовании.

Авторитетные ученые (Ю. А. Израэль /22, 23/, М. М. Камшилов /26/, Е. К. Федоров /89, 90/, И. Т. Фролов /93/ и др.) справедливо считают, что в настоящее время стратегия отношения человека к природе должна рассматриваться как одна из важнейших проблем научно-технической цивилизации и быть направлена на регулирование взаимодействия человека и природы. Высказывается соображение, что она должна включать коррекцию развития природы в целях ее обогащения и постепенного приспособления к цивилизации. И. Т. Фролов пишет: "Научно-техническая революция, органически соединяемая с преимуществами социализма, создает предпосылки для проведения в жизнь техноло-

гических мероприятий, обеспечивающих не только сокращение загрязнения окружающей среды, сохранение природы, но и прогрессивное улучшение ее, оптимизацию биосферы". В монографиях упомянутых ученых особо подчеркивается тесная взаимосвязь проблемы рационального природопользования с социально-экономическими проблемами, отмечаются при этом преимущества социалистической организации общественных отношений и необходимость сохранения мира.

В 1982 г. опубликована книга В. А. Аникеева (с соавторами) /4/, посвященная технологическим аспектам охраны окружающей среды. В ней на основе анализа взаимодействия производства и среды рассматриваются возможные инженерные и экономические решения, направленные на снижение отрицательного антропогенного воздействия на среду в условиях существующих технологических процессов. Предложенные решения представляются весьма важными, однако задача регулирования и управления природной средой, безусловно, остается одной из сложнейших научных проблем наших дней и, видимо, и последующих поколений. В ее решение включаются планирующие и хозяйственные органы государства. Комплексность проблемы требует участия в ее разработке ученых многих специальностей. Определенное место занимают здесь и гидрологи.

Авторы настоящей книги надеются, что их разработки будут содействовать решению конкретных гидрологических, водохозяйственных и санитарно-гигиенических задач, возникающих при планировании водопользования и сбросов сточных вод в реки и водоемы, при создании природоохранных сооружений и комплексов. Несмотря на то что методы очистки сточных вод постоянно совершенствуются и что в настоящее время объем неочищенных сточных вод, поступающих в водные объекты, существенно снизился, сохраняется актуальность оценки области распространения этих вод в речных потоках, озерах и водохранилищах. Вместе с тем требуются объективные критерии оценки степени влияния не только неочищенных, но и очищенных сбросов на качество водных масс. Требуется и общая оценка их ассимилирующей способности. Эти задачи рассматриваются в настоящей монографии. Рассмотрены также вопросы регламентирования сбросов сточных вод в реки и водоемы.

Первое издание монографии быстро нашло своих читателей, получило их одобрение. Появилась необходимость во втором издании. Второе издание существенно отличается от первого. Оно содержит не только новый материал, но и усовершенствовано в отношении структуры.

ГГИ надеется, что новое издание монографии окажется полезным 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.

Второе издание монографии подготовлено в лабораториях наносов и качества вод Государственного гидрологического института коллек-

тивом авторов в следующем составе: д-р техн. наук, проф. А. В. Караушев, канд. геогр. наук Б. Г. Скакальский, канд. техн. наук А. Я. Шварцман, Н. А. Давтян и Л. П. Алексеев, канд. биол. наук М. В. Цивьян, инженеры Л. Н. Меерович и Г. А. Паничкина. Общее руководство работой и редактирование осуществлено А. В. Караушевым.

Авторы будут благодарны читателям за любые советы и замечания по содержанию книги.

ВВЕДЕНИЕ

При планировании 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 поступления загрязняющих веществ из атмосферы.

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 загрязняющих веществ, а также от гидрологических и гидродинамических условий.

Качество природных вод характеризуется совокупностью физических, химических и биологических показателей, определяющих степень пригодности воды для конкретных видов водопользования и отвечающих требованиям охраны окружающей среды. Оно определяется 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, а также 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 проектировании сбросов загрязняющих веществ, зон водопользования и водоснабжения необходимо надежно устанавливать области распространения загрязненных вод, чтобы обеспечить необходимое качество воды в местах водопользования и не допустить распространения загрязненных

вод в пределы заповедников.

Следует иметь в виду, что в настоящее время разработаны и утверждены только санитарно-гигиенические и рыбохозяйственные нормативы качества воды. Экологические и природоохранные нормативы пока не существуют — 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. Вопросы природоохраны рассматриваются в самом общем виде. Следует, однако, учитывать, что повсеместное соблюдение упомянутых выше нормативов явилось бы весьма существенным вкладом в оздоровление водных объектов и в весь комплекс природоохранных мероприятий.

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 обобщения данных наблюдений применительно к створу, участку или к водному объекту в целом разработана авторами и изложена в первом издании настоящей монографии [59]. К сожалению, она еще далеко недостаточно внедрена 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 теми или иными загрязняющими веществами, размеры 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 последних лет в лаборатории наносов и качества вод ГГИ продолжались исследования по проблемам загрязнения и самоочищения водных объектов. В этих исследованиях особое внимание уделялось учету гидрохимических, гидродинамических и гидрологических факторов. Исследования велись на основе изучения гидролого-гидродинамических процессов переноса веществ и процессов самоочищения при учете гидрохимического фона. В основу исследований был положен комплексный подход.

По мере завершения отдельных этапов указанных разработок результаты публиковались в виде научных статей, докладов и пособий (практических рекомендаций), причем на определенном этапе была

опубликована упоминавшаяся выше монография /59/. Основной целью поэтапной публикации была предварительная апробация предлагаемых способов оценки качества вод и расчетных методов инженерами-испытателями и проектировщиками, научными работниками, занимающимися проблемами использования и охраны вод. Как и в первом издании, 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, посвященных методике расчета разбавления, наряду с детальными методами, требующими применения ЭВМ, даются упрощенные способы. Некоторые из рассматриваемых методов включены в указания по применению правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами /60/. 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).

В монографию включен новый большой раздел, посвященный расчету предельно допустимых сбросов в реки и водоемы. Вновь рассмотрен вопрос об оценке вероятности превышения суточных расходов рек в многолетнем разрезе при оценке процессов самоочищения и расчетах допустимых сбросов загрязняющих веществ в водные объекты.

Рассмотрена задача о влиянии земляных работ на качество вод в водоемах и т. д.

1

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 обуславливается 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 большой концентрации, чем воды рассматриваемого объекта. Сюда же относятся случаи загрязнения воды из атмосферы и испарение с поверхности водоемов, приводящее к увеличению 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 небольшие, не превышающие 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 для водотока в целом принято записывать в виде

$$s_e Q_e + s_{ст} Q_{ст} = s_{п} (Q_e + Q_{ст}), \quad (1.1)$$

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

$$s_{п} = (s_e Q_e + s_{ст} Q_{ст}) / (Q_e + Q_{ст}). \quad (1.2)$$

Приведенный вид уравнения баланса относится к тому случаю, когда водопользователь, сбрасывающий сточные воды в данную реку, берет воду из другого водного объекта. Если же предприятие, сбрасывающее сточные воды, имеет водозабор в той же реке выше места сброса, то уравнение баланса приобретает иной вид

$$s_e (Q_e - Q_{ст}) + s_{ст} Q_{ст} = s_{п} Q_e, \quad (1.3)$$

отсюда получаем

$$s_{п} = [s_{ст} Q_{ст} + s_e (Q_e - Q_{ст})] / Q_e. \quad (1.4)$$

Эти уравнения действительны при условии, что расходы воды водозабора и сброса предприятия примерно равны, что в большинстве случаев и наблюдается.

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, плотность которых превышает плотность воды. Размеры зоны осаждения взвешенных загрязняющих частиц, а также количество загрязняющего вещества, осевшего в этой зоне, и его распределение на дне определяются количеством поступающих взвешенных веществ, 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 меженьный 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:

$$ds = k_n s dt, \quad (1.5)$$

где t — время, с; k_n — коэффициент неконсервативности вещества; его значение при распаде веществ отрицательное, при других процессах, нередко имеющих место в водных объектах, может происходить увеличение концентрации вещества, тогда k_n оказывается положительным. В настоящей монографии для коэффициента k_n принята размерность $1/\text{с}$, что соответствует используемой здесь системе СИ.

В формуле (1.5) фигурирует величина s , выражающая среднюю концентрацию вещества в пределах некоторого контрольного участка потока. Интегрирование уравнения (1.5) позволяет получить зависимость

$$s = s_0 \exp(k_n t), \quad (1.6)$$

где s_0 — концентрация в момент начала отсчета времени t .

Коэффициент неконсервативности k_n 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 $1/\text{сут}$:

$$k_n = -1,16 \cdot 10^{-5} k. \quad (1.7)$$

Здесь посредством численного коэффициента $1,16 \cdot 10^{-5}$ осуществляется переход от $1/\text{сут}$ к $1/\text{с}$. Численные значения k устанавливаются путем лабораторных экспериментов и даются химиками в виде положительных величин. Очевидно, что использование в формулах баланса (1.5) и (1.6) традиционного коэффициента распада k требует введения знака минус (—) перед коэффициентом. Например, уравнение (1.5) (с сохранением одной системы единиц для t и k) примет вид

$$ds = -k s dt, \quad (1.8)$$

а соответствующая ему интегральная зависимость запишется так:

$$s = s_0 \exp(-kt). \quad (1.9)$$

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_n , получаемый из соотношения (1.7).

Значение средней концентрации s_n неконсервативного вещества в любом контрольном створе потока ниже места сброса сточных вод можно получить путем интегрирования уравнения (1.5), которое применительно к данной задаче записывается так:

$$ds_n = k_n s_n dx/v_{cp}, \quad (1.10)$$

где x — расстояние от места выпуска до контрольного створа; v_{cp} — средняя скорость течения на контрольном участке реки.

Интегрирование производим при учете начальных условий в створе выпуска сточных вод, где $x = 0$, а $s_{n, нач}$ определяется исходя из уравнения баланса. Например, используя формулу (1.2) и сохраняя для конечного створа те же обозначения расстояния x и концентрации s_n , получим известную формулу

$$s_n = [(s_{ct} Q_{ct} + s_e Q_e) / (Q_{ct} + Q_e)] \exp(k_n x / v_{cp}). \quad (1.11)$$

Если суммарный расход в речном потоке, складывающийся из естественного расхода Q_e и расхода сточных вод Q_{ct} , обозначить через Q_p , т. е. принять $Q_p = Q_e + Q_{ct}$, то формула (1.11) записывается следующим образом:

$$s_n = [(s_{ct} Q_{ct} + s_e Q_e) / Q_p] \exp(k_n W / Q_p). \quad (1.12)$$

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

$$\omega = Q_p / v_{cp}.$$

Нетрудно заметить, что формула (1.11) 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 (1.5) или (1.10) к отдельным участкам загрязненных струй. Эта задача рассматривается ниже.

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

$$s_{\Pi} = (s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_e Q_e) / (Q_{\text{ст}} + Q_e - k_n \omega x) \quad (1.13)$$

или

$$s_{\Pi} = (s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} + s_e Q_e) / [Q_p (1 - k_n W/Q_p)]. \quad (1.14)$$

Заметим, что выражение (1.13) можно получить непосредственно из (1.11) путем разложения в ряд экспоненты и последующего сохранения только первых двух членов разложения.

Формулы (1.11) и (1.13) дают расхождение лишь на больших расстояниях при очень больших абсолютных значениях коэффициента неконсервативности k_n . В этих случаях предпочтение должно отдаваться формуле (1.11).

1.2. Факторы, определяющие процесс разбавления сточных вод

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

- а) гидрологические и гидродинамические особенности водоемов и водотоков, в которые производится сброс сточных вод;
- б) конструктивные и технологические особенности выпуска сточных вод.

К первой группе следует отнести переносное движение и турбулентность водных масс с обуславливающими 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 преобладают. 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 от 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 настоящей монографии она затронута 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 за-

грязняющих 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 речных потоках процесс становления зон загрязнения и влияния может происходить быстро, в водоемах же более медленно. В крупных водоемах увеличение размеров 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 в пространстве или же будет менять свои размеры и перемещаться на определенном участке водоема в районе сброса. В связи со сказанным целесообразно различать формирующиеся 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 из 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, обуславливающие взмучивание загрязненного осадка. В реках этот процесс может иметь место во время половодья и лаводков. Определенную роль в процессах вторичного загрязнения играют физико-химические факторы, в частности сорбционно-десорбционные процессы.

1.4. Сведения о системе интегральных показателей качества воды

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 лабораториях 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 подробно рассмотрена ниже (см. раздел 7), где даны также и рекомендации по вычислению показателей. Здесь 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, глубины 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 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 сточных вод 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 сточных вод 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 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, 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 хозяйственной деятельностью 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 орошения или мелиорации значительных 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, 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.

1.5. 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, раство-

ренный кислород, рН, 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" /63, 66/ и периодически обновляются и дополняются. Основное требование к качеству воды может быть представлено в виде

$$s_i \leq \text{ПДК}_i, \quad (1.15)$$

где s_i — концентрация лимитирующего вещества; ПДК_i — предельно допустимая концентрация того же вещества.

При использовании списков ПДК следует иметь в виду, что все приведенные в них вещества подразделены на три группы по лимитирующему показателю вредности (ЛПВ) соответственно характеру их воздействия на организм человека и внутриводные 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:

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_i}{\text{ПДК}_i} \leq 1, \quad (1.16)$$

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

В работе /35/ предлагается использовать некоторый обобщенный показатель вредности вод данного состава R . Формула для этого показателя выведена на основании соотношения (1.16). Показатель R удобно использовать при решении различных практических задач, особенно задач о предельно допустимых сбросах сточных вод в водные объекты. Характерной особенностью показателя R является то, что его значение зависит лишь от химического состава вод и не зависит от степени их разбавления.

Показатель R выражается формулой

$$R = \frac{1}{\sum_{i=1}^m \frac{a_i}{\zeta_i}}, \quad (1.17)$$

где m — число учитываемых веществ одного ЛПВ. Величины, содержащиеся под знаком суммы, представляют собой относительные значения концентрации i -го вещества и его ПДК, т. е.

$$\left. \begin{aligned} a_i &= s_i/S, \\ \zeta_i &= \text{ПДК}_i / \sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i \end{aligned} \right\} \quad (1.18)$$

здесь S — суммарная концентрация в воде всех учитываемых веществ одного ЛПВ; $\sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i$ — суммарное значение ПДК этих веществ, именно:

$$\left. \begin{aligned} S &= \sum_{i=1}^m s_i, \\ \sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i &= \sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i \end{aligned} \right\} \quad (1.19)$$

Легко заметить, что при разбавлении чистой водой раствора значения a_i не изменяются; остальные величины, содержащиеся в формуле (1.17), остаются постоянными. Таким образом, как отмечено выше, R не зависит от степени разбавления раствора чистой водой. Показатель R , вычисленный для сточных вод, сохраняет свое значение и для зоны загрязнения, если в водах реки не содержится тех веществ, которые учтены при определении R и если эти вещества являются консервативными или их неконсервативность проявляется в слабой степени.

Химический состав воды характеризуется 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 (гидрохимических 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 проследить 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.

1.6. Фоновые характеристики качества воды

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.

Если мутность водных масс речных потоков, формирующуюся в результате эрозионных процессов на водотоке, в русле и на пойме реки, рассматривать как одну из характеристик качества воды, то говоря о фоновой мутности, следует различать указанные выше три фоновых состояния, два из которых обусловлены антропогенным влиянием.

Однако прежде чем судить об антропогенном влиянии на мутность водных масс речных потоков, необходимо рассмотреть бытовые характеристики мутности и ее изменчивость.

1.7. Мутность как одна из характеристик качества воды; соображения о допустимом антропогенном ее изменении

Действующие "Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами" содержат рекомендации о допустимых изменениях мутности водных масс за счет вносимых сточными водами взвешенных веществ техногенного происхождения. Эти рекомендации не могут быть отнесены к естественным наносам, транспортируемым речными потоками и формирующим их ложе.

Ставя задачу оценки качества воды речного потока по значениям мутности, необходимо учитывать пространственное распределение средней многолетней мутности рек по территории нашей страны, а также внутригодовую изменчивость мутности и возможные ее суточные колебания. В монографии /83/ приведены карты средней мутности для территории Советского Союза и для отдельных крупных регионов. Средняя мутность изменяется по территории от значений, меньших 10 г/м^3 на Северо-Западе Союза, до значений, превышающих 5000 — 10000 г/м^3 в горных районах Кавказа и Средней Азии. Для одной и той же реки средняя годовая мутность может меняться в достаточно больших пределах и отличаться от нормы почти в 10 — 20 раз. Значения мутности в течение года часто могут изменяться в 100 раз и более. На малых равнинных, малых и средних горных реках обычно наблюдаются суточные изменения мутности. Так, на горных реках максимальная мутность может превышать минимальную за сутки в 100 — 400 раз, а на равнинных до 20 раз (см. "Ресурсы поверхностных вод" и /83/).

Регламентирование сброса сточных вод, содержащих те же взвешенные вещества, которые транспортируются реками в естественном состоянии, может основываться только на сопоставлении мутности сбрасываемых вод с фоновой мутностью речного потока. Следует особо подчеркнуть, что такая мерка непригодна для оценки сброса взвесей техногенного происхождения.

Данная выше белая характеристика изменчивости мутности речных потоков показывает, что назначение фоновых характеристик мутности является непростой задачей и что такая задача не всегда может решаться однозначно. Остановимся на некоторых соображениях об установлении фоновых значений мутности и одновременно на подходе к задаче о допустимых сбросах минеральных естественных взвешенных наносов в речные потоки.

Вообще под фоновой мутностью речного потока следует понимать естественную мутность, определяемую условиями формирования стока

взвешенных наносов в пределах речного бассейна, ее долины и русла, естественных процессов транспорта и переотложения наносов в реках. Изменчивость во времени условий формирования, взаимопроникновение и взаимодействие указанных процессов обуславливают большую изменчивость мутности водных масс во времени и пространстве. Поэтому было бы неправильным рассматривать в качестве фоновой конкретное измеренное в определенный момент времени значение мутности. Возникает необходимость в использовании достаточно общего показателя мутности. Представляется наиболее целесообразным считать фоновыми для заданного створа значения мутности, средние за рассматриваемую фазу гидрологического режима (половодье, дождевые паводки, зимняя и летне-осенняя межень). Для рек, на которых измеряются мутности и расходы воды, значения мутности, средние для различных фаз гидрологического режима, определяются по помещаемым в справочнике ОГХ данным о стоке воды и наносов за отдельные фазы режима. Мутность вычисляется как частное от деления стока наносов на сток воды.

Если на реке не проводились наблюдения за наносами, фоновые концентрации для различных фаз гидрологического режима определяются по реке-аналогу, находящейся в той же зоне мутности, что и рассматриваемая река.

Для решения задач о нормировании сбросов взвешенных веществ того же минерального состава, что и естественные наносы, до настоящего времени таких нормативов не имеется. При решении этой задачи, можно, по-видимому, основываться на способе, учитывающем точность измерения мутности используемыми в настоящее время методами. Погрешность измерения мутности составляет 10–25 % измеренного значения /83/. Как отмечалось выше, естественные изменения мутности, обусловленные сезонными изменениями стока и других гидрологических характеристик рек, могут быть очень значительными. Поэтому отклонения актуальных значений мутности на 10–25 % от характерных для данного момента значений нельзя считать заметным нарушением режима транспорта наносов реки. Такие отклонения не могут быть зафиксированы существующими способами измерения. Последнее следует учитывать при организации службы контроля. Лишь отклонения превышающие 25–30 %, могли бы быть обнаружены. Исходя из сказанного, допустимым превышением мутности над фоном можно считать отклонения до 10–25 % от фоновой мутности. При этом для малых значений мутности допустимые превышения, по-видимому, должны соответствовать нижнему пределу диапазона погрешности измерения, т. е. 10 %, для больших – верхнему, т. е. 25 %. Общие требования к составу сточных вод, содержащих также взвешенные вещества, которые не отличаются от естественных в водном объекте, приведены в табл. 1.1.

Пользуясь таблицей, следует установить, в какой диапазон изменения мутности (графа 2) попадает ее фоновое значение, а затем в соот-

Таблица 1.1
Общие требования к составу сточных вод,
содержащих взвешенные вещества,
не отличающиеся от естественных в водном объекте,
у пунктов водопользования

Показатель	Диапазон изме- нения естест- венных (фоновы х) значений мутности, мг/л	Погрешности измерения, %		Допустимое превышение мутности над фоновой, мг/л
		для нижнего предела диапазона	для верхнего предела диапазона	
1	2	3	4	5
Взвешенные вещества (мутность)	меньше 10	—	25	3,5
	10—100	25	20	2,5—20,0
	100—500	20	15	20,0—75,0
	500—2000	15	10	75,0—200
	больше 2000	—	—	200

При сбросе со сточными водами взвешенных веществ, которые по минеральному составу не отличаются от естественных (сброс при гидротехническом строительстве, разработке и отвалах грунтов, сброс после промывки некоторых полезных ископаемых), содержание взвешенных веществ в контрольном створе не должно возрастать по сравнению с естественными условиями более, чем на

ветствии с графами 3 или 4 (в зависимости от того, в какой части диапазона окажется фоновая мутность) определить допустимое превышение мутности над фоновой. Если сброс взвешенных веществ нельзя регулировать и приводить его в соответствие с режимными характеристиками реки — приемника сточных вод, то следует оценивать допустимые отклонения по характеристикам меженной мутности, принимая последнюю за фоновое значение.

2

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РЕК И ВОДОЕМОВ, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ ПРИ ПЛАНИРОВАНИИ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

2.1. Типизация водных объектов по особенностям гидрологического и гидродинамического режимов

2.1.1. Задача 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 /42/ была предложена примерная схема типизации водотоков и водоемов по характеристикам, определяющим условия перемешивания в них. В дальнейшем типизация была усовершенствована и изложена в первом издании настоящей монографии. Здесь типизация рек дается с существенными изменениями и дополнениями. 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, подразделяются 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 гидрологического и гидродинамического режимов объектов и позволяющие рассматривать условия в реке и водоеме применительно к оценке качества воды.

2.1.2. 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.

Основные типы — горные реки, реки предгорий и равнинные — выделяются по значению среднего продольного уклона водотока до замыкающего створа (табл. 2.1, графа 8). От расхода водотока в значительной мере зависит количество загрязняющих веществ, которое он может принимать, оставаясь пригодным для того или иного вида водопользования. Характерные средние годовые расходы воды приведены в табл. 2.1 (графа 5).

Расход потока, так же как его годовой сток, в типизации принимается как основная характеристика для разделения водотоков на группы (табл. 2.1, графа 2). Равнинные реки делятся на четыре группы (большие, средние, малые и ручьи), горные реки — на средние, малые и ручьи. В предгорьях рассматривают только средние реки. Одна и та же река может быть отнесена к той или иной группе в зависимости от того, на каком участке она рассматривается, какой створ считается замыкающим для определения среднего годового расхода воды за многолетний период. Например, горная река Бзыбь выше впадения р. Решавя является малой, так как ее средний годовой расход за многолетие на этом участке равен $24,4 \text{ м}^3/\text{с}$. Эта же река относится к группе средних рек, если замыкающим створом считать с. Джирхва, где ее средний годовой расход около $100 \text{ м}^3/\text{с}$.

Дополнительной характеристикой для разделения рек на группы служит значение площади водосбора водотока (табл. 2.3). Классификация рек по площадям водосборов производилась в соответствии с рекомендациями П. С. Кузина [47]. Однако, поскольку за основу взяты расходы воды, границы значений площадей выделенных групп водотоков отличаются от принятых Кузиным.

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

Одним из важных гидравлических параметров водотоков является коэффициент Шези S . Меньшим его значениям соответствует более интенсивное турбулентное перемешивание, при больших значениях перемешивание (при прочих равных условиях) оказывается менее интенсивным. Характерные значения S указываются в табл. 2.1 (графа 7).

При постоянстве характеристик сточных вод изменчивость концентрации загрязняющих веществ в потоке обуславливается изменениями гидролого-гидродинамических элементов, в частности изменениями расходов воды.

Таблица 2.1
Типизация водотоков по особенностям
гидролого-гидродинамического режима

Тип	Группа	Перемешивание	Индекс	Q ср, год $\text{м}^3/\text{с}$	Преобладающий грунт	Коэффициент Шези C $\text{м}^{1/2}/\text{с}$	Средний уклон, ‰	Уравнение кривой обеспечения	Пример реки
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1. Горные реки									
с) средние	м) малые	Хорошее	1 р. с.	От 25–50 до 250–500	Валуны, галыка, гравий	20–35	5–30	$Q = \frac{a}{\tau + c} - b$	Ингури – с. Хапили Сулак – с. Миятлы
р) ручьи	Хорошее	1 р. р.	<(2,5–5,0)	<(2,5–5,0)	Валуны, галыка, гравий	10–20	55–190		Бахвизка- ли – курорт Бахмаро Кусарчай – с. Кузун

Продолжение таблицы 2.1

Тип	Группа	Перемеши- вание	Индекс	Q ср. год м ³ /с	Преобла- дающий грунт	Коэффи- циент Шези C м ^{1/2} с	Средний уклон ‰	Уравнение кривой обеспе- ченности	Пример реки
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2. Реки пред- горий	с) средние	Хорошее	2 р. с.	От 25–50 до 250–500	Галька, гравий, песок	20–40	1–40	$Q = \frac{a}{T+c} - b$ Q_0	Прут – г. Черновцы Квирила – ст. Зестафони
3. Равнинные реки	б) большие	Хорошее	3 р. б.	>(250–500)	Галька, песок	40–70	0,20–0,50		Сев. Двина – Усть-Пинега Ока – г. Муром
	с) средние	Умеренное	3 р. с.	От 25–50 до 250–500	Гравий песок, ил	30–60	0,20–0,60	$Q = \frac{a}{T^r}$ Q_0	Кострома – г. Буй Ужма – д. Картайоль
	м) малые	Слабое	3 р. м.	От 2,5–5,0 до 25–50	Песок, ил	30–50	0,15–1,0		Нерль – д. Подол Чичка – Юл – п. Франца

Продолжение таблицы 2.1

Тип	Группа	Перемешивание	Индекс	Q ср. год $\text{м}^3/\text{с}$	Преобладающий грунт	Коэффициент Шези C $\text{м}^{1/2}/\text{с}$	Средний уклон ‰	Уравнение кривой обеспечения ценности	Пример реки
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	р) ручьи	Умеренное	3 р. р.	$<(2,5-5,0)$	Песок, ил	10-30	0,70-2,5		Крива – д. Симанялы Валуї – г. Валуїски

Таблица 2.2
Числовые коэффициенты уравнений
кривых обеспеченности для рек
различных типов и групп

Тип	Группа	a	b	c	r
1. Горные реки	с) средние	0,95	0,71	0,20	—
	м) малые	1,24	0,79	0,31	—
	р) ручьи	0,65	0,32	0,16	—
2. Реки предгорий	с) средние	1,27	0,92	0,30	—
3. Равнинные реки	б) большие	0,22	—	—	1,07
	с) средние	0,19	—	—	1,10
	м) малые	0,15	—	—	1,19
	р) ручьи	0,10	—	—	1,26

Таблица 2.3
Классификация водотоков
по площади водосбора

Тип	Группа водотоков	Площадь водосбора, тыс. км ²
1. Горные реки	с) средние	1,0–50,0
	м) малые	0,1– 1,0
	р) ручьи	< 0,1
2. Реки предгорий	с) средние	1,0–50,0
3. Равнинные реки	б) большие	> 50,0
	с) средние	5,0–50,0
	м) малые	1,0– 5,0
	р) ручьи	< 1,0

В типизации учитывается изменчивость расходов воды на основе оценки их обеспеченности. Для всех типов и групп рек построены осредненные кривые вероятности превышения (обеспеченности) средних суточных расходов воды по данным многолетних наблюдений на реках различных районов Советского Союза. Путем линейаризации осредненных кривых обеспеченности и с использованием метода наименьших квадратических отклонений получены аналитические уравнения кривых для всех типов рек. Указанные уравнения приведены в табл. 2.1, графа 9. Зная средний годовой расход за многолетний период Q_0 ($\text{м}^3/\text{с}$) реки определенного типа и группы, по этим уравнениям можно определить средний суточный расход Q ($\text{м}^3/\text{с}$) заданной обеспеченности τ . Здесь τ — относительная величина, доля общей продолжительности времени, описываемой кривой вероятности превышения (т. е. одного года).

$$\tau = t/T_{\text{год}}, \quad (2.1)$$

где $T_{\text{год}}$ — продолжительность года в принятых в расчете единицах времени (сутки, секунды и т. д.); t — время в тех же единицах.

Аналитические уравнения осредненных типовых кривых распределения установлены для области вероятности превышения от 5 до 95 %. Значения числовых коэффициентов уравнений a , b , c , g для различных групп рек приводятся в табл. 2.2. Учет изменчивости расходов воды позволяет оценить возможность сброса загрязненного стока при различных гидрологических ситуациях, для отдельных фаз гидрологического режима, а также решить задачу об использовании аккумулирующих емкостей при регулируемых сбросах загрязняющих веществ в реки.

Предложенная типизация рек может использоваться для решения различных водохозяйственных и водоохраных задач на стадии проектирования.

2.1.3. 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. 2.4, 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. 2.5.

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

$$T_{\text{усл}} = W_{\text{оз}} / Q_{\text{в}}, \quad (2.2)$$

где $W_{\text{оз}}$ — объем воды в водоеме при среднем многолетнем уровне, м^3 ; $Q_{\text{в}}$ — средний многолетний годовой сток воды, вытекающей из озера или водохранилища, $\text{м}^3/\text{год}$.

Условное время водообмена $T_{\text{усл}}$, выражаемое 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. 2.4, графа 4).

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

$$\tau_{\text{лдст}} = T_{\text{лдст}} / T_{\text{год}}, \quad (2.3)$$

где $T_{\text{лдст}}$ — продолжительность периода ледостава в днях; $T_{\text{год}}$ — 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.

Таблица 2.4

Типизация водоемов по особенностям
гидродинамического режима

Тип водоема по глубокоточности	Группа по пло- щади водной поверхности	Индекс	Условное время водообмена $T_{\text{усл}}$ (годы)	Перемещи- вание	Показатель продолжи- тельности ледостава $T_{\text{ледст}}$	Пример водоема с указанием $T_{\text{усл}}$ (годы)
1	2	3	4	5	6	7
1. Глубоководные сильнопроточные	к) крупнейшие б) большие с) средние м) малые	1 в, к 1 в, б 1 в, с 1 в, м	≤ 1 ≤ 1 ≤ 1 ≤ 1	Хорошее " " "	$> 0,60$ $0,30-0,60$ $0,30-0,60$ $0,30-0,60$	Красноярское (0,81) оз. Большое Леприндо (0,31), оз. Рыца (0,39)
2. Глубоководные слабопроточные	к) крупнейшие б) большие с) средние м) малые	2 в, к 2 в, б 2 в, с 2 в, м	> 1 > 1 > 1	Умеренное Умеренное " "	$0,30-0,60$ $< 0,30$ $< 0,30$ $< 0,30$	оз. Севан (418), Онежское озеро (16, 4) Ладозжское озеро (12, 3), Братское (1, 8) Мингечаурское (1, 31) оз. Гек-Гель (7, 8)

Продолжение таблицы 2.4

Тип водоема по глубокководности	Группа по площади водной поверхности	Индекс	Условное время водообмена $T_{\text{усл}}$ (годы)	Перемешивание	Показатель продолжительности ледостава $T_{\text{лдст}}$	Пример водоема с указанием $T_{\text{усл}}$ (годы)
1	2	3	4	5	6	7
3. Мелководные силынопроточные	к) крупнейшие	3 в, к	≤ 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	≤ 1	Умеренное	$< 0,30$	
	с) средние	3 в, с	≤ 1	– ” –	$< 0,30$	Каунасское (0,10)
	м) малые	3 в, м	≤ 1	Умеренное и слабое	0,30–0,60	
4. Мелководные бессточные и слабопроточные	к) крупнейшие	4 в, к	> 1	То же	0,30–0,60	Аральское море (∞), оз. Чаны (∞), оз. Балхаш (∞), Чудско-Псковское (2,6)

Продолжение таблицы 2.4

Тип водоема по глубокководности	Группа по площади водной поверхности	Индекс	Условное время водообмена $T_{\text{усл}}$ (годы)	Перемешивание	Показатель	
					продолжительности ледостава $T_{\text{лст}}$	Пример водоема с указанием $T_{\text{усл}}$ (годы)
1	2	3	4	5	6	7
б) большие с) средние м) малые	4 в, б 4 в, с 4 в, м	>1 >1 >1	Умеренное и слабое То же Слабое	0,30–0,60 оз.Имандра (2) $<0,30$ 0,30–0,60 Табашкури (∞), Кентирское (2,61), Большое Симагинское оз. (Красавица) (1,4)		

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

Таблица 2.5
Классификация озер и водохранилищ
по площади водной поверхности

Группа	Площадь водной поверхности, км ²
Озера	
Очень малые	< 10
Малые	10–50
Средние	50–250
Большие	250–1000
Крупнейшие	> 1000
Водохранилища*	
Очень малые	< 2
Малые	2–20
Средние	20–100
Большие	100–500
Крупнейшие	> 500

* При составлении таблицы использована классификация А. Б. Авакяна и В. А. Шарапова /46/.

2.2. Исходные данные для расчета разбавления и осаждения веществ в реках

2.2.1. Замечания о назначении расчетного расхода воды и типовые кривые вероятности превышения

При расчетах процессов самоочищения и, в частности, 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 наблюдаемых расходов. Для определения расхода 95 %-ной обеспеченности по кривым вероятности превышения средних суточных расходов воды за многолетний период для каждой группы рек получены зависимости $Q_{95\%}$ от $Q_{49\%}$. Последний соответствует значению среднего суточного расхода продолжительностью 180 дней и приводится в одной из таблиц справочника ОГХ. Линии связи $Q_{95\%} = f(Q_{49\%})$ строились с применением метода наименьших квадратов. Полученные зависимости $Q_{95\%}$ от $Q_{49\%}$ для всех групп рек удовлетворяют условию о наименьшей сумме квадратов отклонений $Q_{95\%}$, вычисленных по формуле, от наблюдаемых значений:

$$Q_{95\%} = k_T Q_{49\%}, \quad (2.4)$$

где k_T — числовой коэффициент.

Значения коэффициента k_T для каждой группы рек помещены в табл. 2.6. Пример зависимости $Q_{95\%}$ от $Q_{49\%}$ для средних равнинных рек приводится на рис. 2.1.

В зависимости от поставленной задачи назначаются также и другие расчетные расходы, вплоть до расхода малой обеспеченности и даже максимального. Решение таких задач может выполняться на основе типовых или характерных хронологических графиков расходов воды, построенных для данной реки или обобщенных для рек данного типа. Практически более удобным является использование кривых вероятности превышения (обеспеченности) расходов воды. Полезным при этом является применение типовых кривых обеспеченности, аналитические уравнения которых приведены в табл. 2.1. Для построения типовых кривых вероятности превышения средних суточных расходов воды использовались данные многолетних наблюдений в 115 пунктах на реках Дагестана, Закавказья, Алтая, Карпат, бассейнов Оби, Енисея, Ангары, Северного края, Верхне-Волжского района, Украины и других районов Советского Союза. Кривые построены для всех типов и групп рек по рассмотренной выше типизации. Построение велось по средним многолетним (за 10–40-летний период) характерным расходам воды продолжительностью 30, 90, 180, 240 и 355 дней. Средние многолетние

Таблица 2.6
Значения коэффициента k_T
для различных групп рек

Тип	Группа	k_T
Горные реки	Средние	0,31
	Малые	0,32
	Ручьи	0,42
Реки предгорий	Средние	0,23
Равнинные реки	Большие	0,35
	Средние	0,45
	Малые	0,47
	Ручьи	0,47

Таблица 2.7
Координаты осредненных кривых
обеспеченности средних суточных расходов
воды рек различных групп

Тип	Группа	Модульный коэффициент K обеспеченностью, сут.				
		30	90	180	270	355
Горные реки	Средние	2,65	1,39	0,63	0,30	0,20
	Малые	2,38	1,42	0,69	0,39	0,25
	Ручьи	2,37	1,26	0,65	0,40	0,24
Реки предгорий	Средние	2,46	1,41	0,67	0,31	0,17
Равнинные реки	Большие	3,24	0,96	0,51	0,29	0,22
	Средние	2,99	0,88	0,43	0,26	0,19
	Малые	3,04	0,76	0,36	0,22	0,15
	Ручьи	2,45	0,56	0,25	0,16	0,10

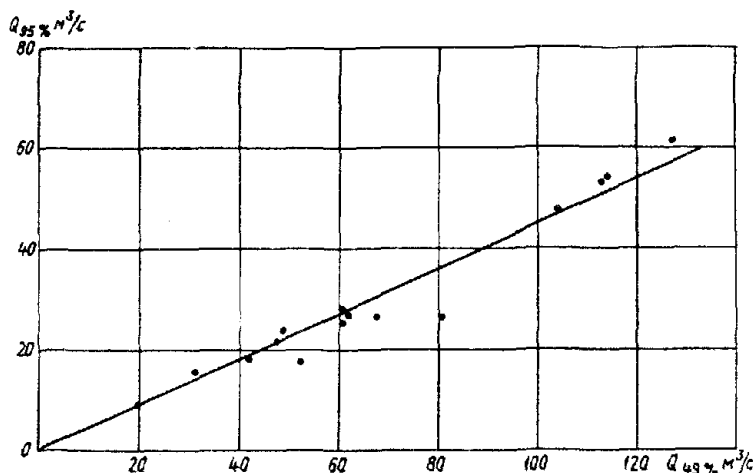


Рис. 2. 1. Зависимость $Q_{95\%} = f(Q_{49\%})$ для средних равнинных рек.

характерные расходы воды получены на основании таблиц суточных расходов воды и последующего осреднения ординат одинаковой продолжительности за все годы. Каждая группа рек имеет свои особенности и характеризуется семейством кривых, отличающихся от кривых любой другой группы. Для всех групп рек построены свои осредненные кривые обеспеченности, которые могут использоваться как расчетные. Координаты кривых в виде функций модульных коэффициентов K и обеспеченности в сутках приведены в табл. 2.7

$$K = Q/Q_0, \quad (2.5)$$

где Q — средний суточный расход воды, $\text{м}^3/\text{с}$; Q_0 — средний годовой расход за многолетний период, $\text{м}^3/\text{с}$.

2.2.2. Вычисление гидравлических параметров потоков

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 ($\text{м}^{1/2}/\text{с}$), поперечные составляющие скорости на закруглении речного потока $v_{z \text{ ср}}$ ($\text{м}/\text{с}$), значения коэффициента турбулентной диффузии D ($\text{м}^2/\text{с}$).

При наличии измеренных уклонов I по формуле Шези

$$C = v_{\text{ср}} / \sqrt{HI}, \quad (2.6)$$

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

$$C = 33 (H/d_3)^{1/6}, \quad (2.7)$$

где d_3 — эффективный диаметр частиц донных отложений (мм), который для условий рек определяется как 50 %-ное значение крупности частиц по гранулометрической кривой. Формула (2.7) представлена в виде номограммы (рис. 2.2).

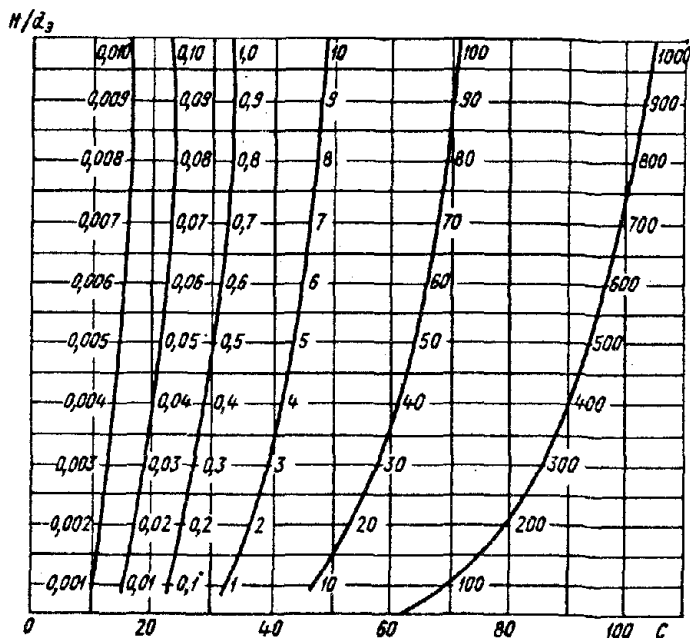


Рис. 2.2. Номограмма $C = f(H/d_3)$.

Вертикальный масштаб изменяется при переходе от одной кривой к другой. Численные значения H/d_3 приведены у каждой кривой. H в метрах, d_3 в миллиметрах.

Коэффициент турбулентной диффузии, являющийся основным параметром при расчете перемешивания в потоках, вычисляется по формуле

$$D = g H_{cp} v_{cp} / (MC), \quad (2.8)$$

при введении безразмерного числа

$$N = MC/g \quad (2.9)$$

будем иметь

$$D = H_{\text{ср}} v_{\text{ср}} / N. \quad (2.10)$$

Параметр M является функцией коэффициента Шези. Значения M и N приведены в табл. 2.8. Величины $v_{\text{ср}}$ и $H_{\text{ср}}$ представляют собой соответственно среднюю скорость и среднюю глубину на расчетном участке потока.

Важную роль в процессе разбавления сточных вод в реках играют поперечные течения. В расчет вводится среднее значение поперечной составляющей скорости $v_{z \text{ ср}}$ соответственно в поверхностном (+) или придонном (−) слое потока. Для вычисления $v_{z \text{ ср}}$ рекомендуется формула

$$v_{z \text{ ср}} = 0,13 N H_{\text{ср}} v_{\text{ср}} / r, \quad (2.11)$$

где r — радиус кривизны русла, средний для участка русла ниже створа выпуска сточных вод, включающего одну-две меандры. Эта формула получена интегрированием формулы А. В. Караушева [30] при введении поправочного коэффициента, равного 0,5. Интегрирование произведено от поверхности потока до той глубины, где v_z меняет направление на обратное (примерно $0,5 H$).

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 поправочного множителя K_A (табл. 2.9) к коэффициенту турбулентной диффузии D . Следует учитывать, однако, что приведенные в этой таблице значения получены 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 при значениях θ от 0 до 0,6, а при больших всегда принимать $K_A = 2$. Величина

$$\theta = (H_{\text{макс. ср.}} - H_{\text{ср}}) / H_{\text{ср}}. \quad (2.12)$$

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

Коэффициент турбулентной диффузии с учетом поправочного мно-

Таблица 2.8
Значения М и N в зависимости от С

С...	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
М...	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

Таблица 2.9
Значения K_A

θ ...	0,0	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1
K _A ...	1,0	1,2	1,4	1,6	1,9	2,2	2,6	3,0	3,4	3,8	4,2

жителя K_A вычисляется по формуле

$$D_{\text{исп}} = gHvK_A / (MC). \quad (2.13)$$

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.

Для расчета осаждения взвешенных загрязняющих веществ в реках 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_d ($\text{м}^3/\text{с}$), способ определения этой величины изложен в разделе 6; 4) расход сточных вод $Q_{\text{ст}}$ ($\text{м}^3/\text{с}$); 5) содержание взвешенных частиц в сточных водах $s_{\text{ст}}$ ($\text{кг}/\text{м}^3$) и средняя гидравлическая крупность этих частиц u_i ($\text{м}/\text{с}$); 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 (2.6). При отсутствии сведений об уклонах он вычисляется по данным о крупности донных отложений при использовании формулы (2.7) или находится по номограмме (рис. 2.2.). В зависимости от C по табл. 2.8 определяется характеристическое число турбулентного потока N .

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

При явно выраженном анизотропном характере турбулентности потока желательно оценить не только вертикальную компоненту коэффициента турбулентной диффузии, которую находят по приведенным выше формулам, но и поперечную его компоненту. В основе такой оценки обычно лежат данные специально поставленного эксперимента. Об этом подробно сказано в работе Л. Л. Паалы /65/.

Ниже при рассмотрении методики расчета разбавления (раздел 4) излагаются способы оценки анизотропных процессов диффузии, обусловленных влиянием поперечного переноса водных масс в потоках. Следует иметь в виду, что эффект поперечного переноса вещества в потоке в ряде случаев может оказаться более значительным, чем эффект, обусловленный анизотропностью собственно турбулентности.

2.2.3. Приближенный метод расчета транзитных течений в реках

Изложенные выше методы количественной оценки гидравлических элементов потока могут быть отнесены к расчетному участку потока в целом, к отдельным поперечникам или же к отдельным транзитным струям потока, выделяемым с помощью специальной методики, именуемой в речной гидравлике методом построения плана течений. Такая методика впервые была разработана Н. М. Бернадским /6/, а затем усовершенствована Б. В. Проскуряковым /6/, А. В. Караушевым /30, 31/ и др. Последним из упомянутых авторов рекомендовано два упрощенных метода. Один из этих методов излагается ниже. При необходимости применения более точного метода можно пользоваться непосредственно рекомендациями Бернадского, изложенными достаточно подробно в книге /30/.

Рассматриваемый ниже метод отличается большой простотой. Расчет ведется для всего участка реки одновременно. Сначала без всякого расчета на плане участка реки ориентировочно вычерчивается ортогональная решетка: линии тока и ортогональные к ним поперечники (рис. 2.3.). Линии тока при этом располагаются с учетом как урезов

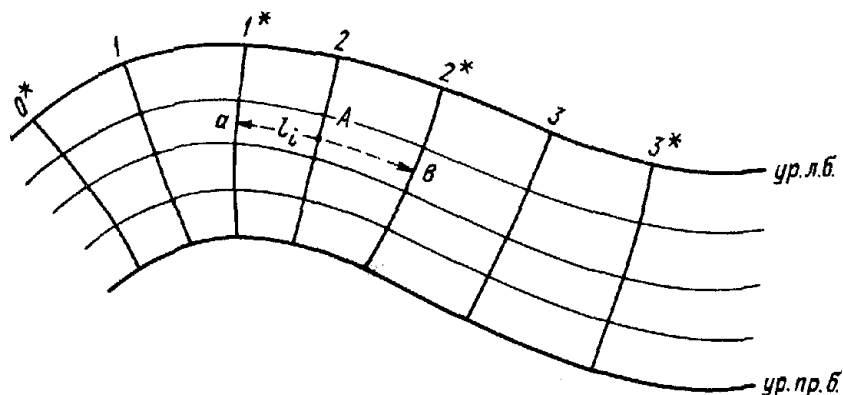


Рис. 2.3. План участка реки для расчета транзитных течений

берегов, так и распределения глубин в плане. Ортогональные поперечники нумеруются так: 0*, 1*, 2* и т. д. Между ортогональными поперечниками проводят расчетные профили 1, 2, 3 и т. д.; по мере возможности их делают прямыми.

Принимают приближенное равенство продольных падений свободной поверхности δ по ширине реки на каждом участке потока, заключенном между двумя соседними ортогональными поперечниками. В соответствии с этим для любой вертикали, расположенной на расчетном попе-

речнике, можно написать выражение продольного уклона. Рассмотрим, например, вертикаль А (рис. 2.3); номер ее, считая от левого берега, будет i . Через l_i обозначим длину отрезка ab кривой линии (в общем случае), параллельной соседним линиям тока и проходящей через точку А. Уклон свободной поверхности на вертикали А определится соотношением

$$I_i = \delta / l_i, \quad (2.14)$$

а средняя скорость и элементарный расход $q = Hv$ могут быть найдены по известной формуле Шези, записываемой таким образом:

$$v_i = C_i \sqrt{H_i \delta / l_i} \quad (2.15)$$

или

$$q_i = H_i^{1,67} \delta^{0,5} / (n_i l_i^{0,5}), \quad (2.16)$$

где n_i — коэффициент шероховатости для i -й вертикали, вычисляемый по формуле Штриклера или принимаемый, например, по таблице М. Ф. Срибного.

Принятое условие о приближенном постоянстве падений δ свободной поверхности по ширине реки позволяет переписать формулу (2.16) в виде

$$q_i = k f_i, \quad (2.17)$$

где постоянная $k = \delta^{0,5}$, а

$$f_i = H_i^{1,67} / (n_i l_i^{0,5}). \quad (2.18)$$

Если можно не учитывать изменения n по ширине русла, то постоянная приобретает вид $k = \delta^{0,5} n^{-1}$, а функция f_i запишется в виде

$$f_i = H_i^{1,67} / l_i^{0,5}. \quad (2.19)$$

Для всех расчетных поперечников по нескольким вертикалям строится график функции f . Интегрирование этого графика от уреза к урезу для каждого поперечника позволяет получить график, ординаты которого пропорциональны соответствующим ординатам интегрального графика расхода. Эту операцию удобно выполнять аналитически, сосредоточив вычисления в таблице.

Расход воды между вертикалями $i-1$ и i обозначим через $\Delta Q_{i-1, i}$. Очевидно, что при использовании формулы его можно считать пропорциональным некоторой величине $\Delta \beta_{i-1, i}$ приближенно определяемой

соотношением

$$\Delta\beta_{i-1,i} = 0,5 (f_{i-1} + f_i) \Delta B_{i-1,i}, \quad (2.20)$$

где $\Delta B_{i-1,i}$ — расстояние между вертикалями; f_i находится по формуле (2.18) или (2.19).

Введем обозначение

$$(f_{cp})_{i-1,i} = 0,5 (f_{i-1} + f_i) \quad (2.21)$$

и напишем

$$\Delta\beta_{i-1,i} = (f_{cp} \Delta B)_{i-1,i}. \quad (2.22)$$

Если ординату интегральной кривой графика f обозначить через β , то для первой вертикали можно написать $\beta_1 = \Delta\beta_{0,1}$, для второй $\beta_2 = \beta_1 + \Delta\beta_{1,2}$ и т. д.

В общем виде для i -й вертикали

$$\beta_i = \beta_{i-1} + \Delta\beta_{i-1,i}, \quad (2.23)$$

или

$$\beta_i = \beta_{i-1} + (f \Delta B)_{i-1,i}. \quad (2.24)$$

По данным предварительной разбивки потока на струи вычисляются для ряда вертикалей каждого расчетного поперечника величины f , f^* или f' , а затем для поперечников находятся значения $\Delta\beta$ и строятся графики $\beta(z)$, где z — поперечная координата. Максимальная ордината графика β делится на m равных частей (m — число струй), и из точек деления проводятся горизонтальные линии до пересечения с графиком β . Из точек пересечения опускаются перпендикуляры на ось абсцисс, представляющую водную поверхность. Перпендикуляры делят ширину B на отрезки, равные искомым значениям ширины струй.

Результаты таких построений, выполненных для ряда расчетных поперечников, переносятся на план, на котором проводятся линии тока. Перпендикулярно полученным линиям тока и урезам вычерчиваются ортогональные поперечники. Расположение поперечников сравнивается с первоначально намеченным их положением. Для зон, где будут обнаружены заметные отклонения, расчет повторяется при использовании вновь полученных на плане значений f . Повторные расчеты обычно не занимают много времени, так как в них частично используются результаты первого тура расчетов.

2.3. Исходные данные для расчета переноса растворенных и взвешенных веществ в водоемах

2.3.1. Приближенная оценка течений и гидродинамических параметров водоемов

Для расчета разбавления сточных вод в водоемах необходимы сведения о расходах и составе сточных вод, скорости истечения сточной жидкости из оголовков сбросных сооружений, 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 приближенных расчетов переноса и диффузии загрязняющих веществ можно использовать следующую формулу средней скорости течения, предложенную А. В. Караушевым [33]:

$$v_{\text{ср}} = kW_2 \sqrt{3 + 10h}, \quad (2.25)$$

где k — коэффициент, зависящий от коэффициента Шези C и определяемый по табл. 2.10; 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, м. Скорость ветра и течения в м/с.

По формуле (2.25) составлена расчетная номограмма (рис. 2.4). Уточненные расчеты переноса и диффузии выполняются при использовании данных измерений скорости течения в водоеме, которые должны быть специально организованы для этой цели.

Коэффициент Шези C вычисляется по формуле Штриклера-Маннинга (2.8), представленной в виде номограммы (см. рис. 2.2). При расчете C для водоемов эффективный диаметр донных отложений d_3 определяется как диаметр, ограничивающий на графике гранулометрического состава грунта 10 % наиболее крупных частиц.

Скорости транзитных стоковых течений в водохранилищах речного типа могут быть приближенно оценены по значениям транзитного расхода воды и площадей поперечного сечения водоема в пределах расчетного участка. Распределение скорости транзитного течения по акватории водоема может быть получено методом гидравлического или математического моделирования, при этом может быть учтен и эффект воздействия ветра на течения.

Таблица 2.10

Значения k в зависимости
от коэффициента Шези C

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

Таблица 2.11

Значения k' и k'' в зависимости от C

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

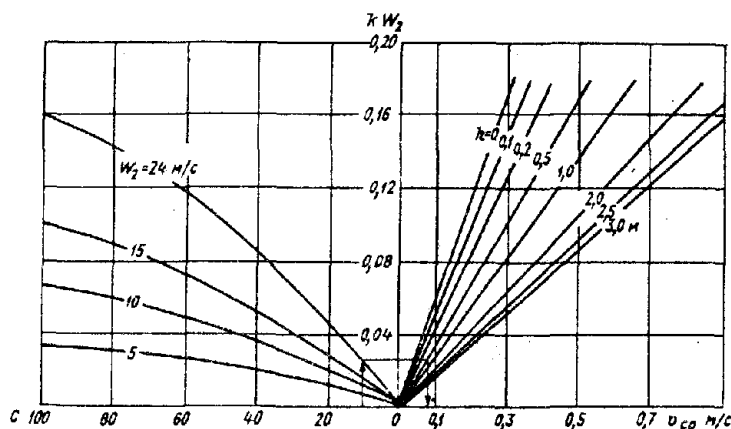


Рис. 2.4. Номограмма для определения $v_{cp}(C, W_2, h)$.

При выполнении расчетов для волноприбойной зоны скорость течения, средняя в этой зоне, в период ветрового волнения может быть вычислена по формуле А. Я. Шварцман /100/

$$v_{cp, вд} = \sqrt{H_p^{4/3} h g \sin 2\alpha / [(0,1 + 800 H_p^2 / B^2) d_3^{1/3} B]} \quad (2.26)$$

По этой формуле составлена номограмма (рис. 2.5). Для пользова-

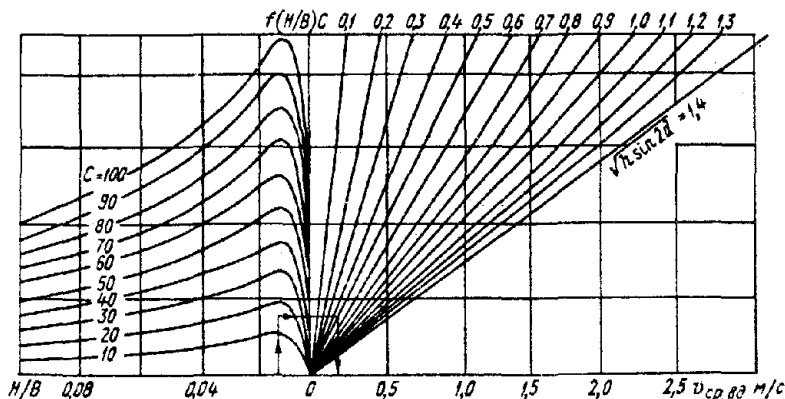


Рис. 2.5. Номограмма для определения средней скорости вдольберегового течения.

ния номограммой достаточно знать отношение глубины на линии разрушения волн H_p к ширине зоны волноприбоя B , значение коэффициента Шези C , высоту волны перед разрушением h и угол подхода волн к берегу α (острый угол между лучом волны и линией уреза). Глубина на линии разрушения волн определяется по соотношению $H_p = 1,3h$.

Для расчета взмучивания и осаждения в водоемах необходимо знать скорость течения у дна v_H . Она вычисляется по формуле Караушева, позволяющей получить v_H для стационарных ветровых течений. Последние наблюдаются при уравнивании расходов поверхностного течения и донного противотечения. Указанная формула может быть представлена в виде

$$v_H = k' W_2 \sqrt{3 + 10h}, \quad (2.27)$$

где k' — коэффициент, определяемый по табл. 2.11 в зависимости от C .

Формула (2.27) может быть использована для расчетов в условиях глубоководной зоны и мелководья за пределами волноприбойной зоны.

При выполнении расчетов для волноприбойной зоны скорость вдоль-берегового течения у дна вычисляется по соотношению

$$v_H = k'' v_{\text{ср. вд}}, \quad (2.28)$$

значения k'' приведены в табл. 2.11. Средняя скорость $v_{\text{ср. вд}}$ вдоль-берегового течения в волноприбойной зоне вычисляется по формуле (2.26) или снимается с упоминавшейся выше номограммы.

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

$$v_{\text{волн}} H = 2h / [T_0 \operatorname{sh}(2\pi H/L)], \quad (2.29)$$

где T_0 — период волны, с; h — высота волны, м; L — длина волны, м; H — глубина, м. Формула (2.29) 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. 2.8 в зависимости от коэффициента Шези C .

При вычислениях осаждения и взвешивания, кроме указанных величин, необходимо знать коэффициент турбулентной диффузии (см. ниже). Необходимо также знать состав донных отложений на участке. Высота волны, входящая в расчетные формулы, если она не измерялась, вычисляется в соответствии со СН и П 11–57–75; может применяться также и известный метод А. П. Браславского /12/.

2.3.2. Турбулентность водных масс водоемов

Важнейшей количественной характеристикой турбулентности является кинематический коэффициент турбулентной вязкости, принимаемый равным коэффициенту турбулентной диффузии. Указанный коэффициент, как отмечалось в разделе 3, зависит от гидродинамических элементов потока. Коэффициент турбулентной диффузии обладает значительной изменчивостью во времени и пространстве и связан с размером вихрей, осуществляющих турбулентный перенос загрязняющих веществ. Эти последние замечания особо надо учитывать при оценке диффузионных процессов в озерах и водохранилищах. При малых размерах вихрей (меньше характерной глубины водоема на рассматриваемом участке) турбулентность близка к изотропной. При увеличении размера вихрей турбулентность в озерах и крупных водохранилищах становится все более анизотропной, и в области крупных масштабов турбулентных вихрей горизонтальная составляющая коэффициента турбулентной диффузии значительно превышает вертикальную [61, 94].

Вертикальная составляющая коэффициента турбулентной диффузии при слабом ветровом волнении или коэффициент турбулентной диффузии в изотропной турбулентности вычисляются по той же зависимости, что и для рек:

$$D = gHv_{\text{ср}} / (MC),$$

где $v_{\text{ср}}$ — 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 [32]

$$D = (ch + \pi v_{\text{ср}} H) d_9^{1/3} / (bH^{1/3}). \quad (2.30)$$

Формула применяется для зоны с глубинами $H \leq 60 \div 80$ м. В этой зависимости c — фазовая скорость волн, м/с; $v_{\text{ср}}$ — среднее по вертикали абсолютное значение переносной скорости течения, м/с; b — эмпирический коэффициент, ориентировочно принимаемый рав-

ным 700, его значение получено по данным натурных исследований в зоне разрушения волны и прилегающей области; при удалении от волноприбойной зоны $b \approx 350$; $\pi = 3,14$; d_3 берется в мм.

Фазовая скорость волн находится по формулам:

для глубокой воды (т. е. при $H \geq 0,5L$)

$$c = \sqrt{gL/(2\pi)}, \quad (2.31)$$

где L — длина волны, м;

для мелкой воды ($H < 0,5L$)

$$c = \sqrt{g(H+h)}, \quad (2.32)$$

где H — средняя глубина в рассматриваемой зоне, м; h — высота волны 1 %-ной обеспеченности в этой же зоне, м.

Для расчета горизонтальной составляющей коэффициента турбулентной вязкости крупного водоема предлагается следующая формула:

$$D = 100v_{\text{ср}}^2 \sqrt{H/g}, \quad (2.33)$$

где $v_{\text{ср}}$ — средняя скорость течения на рассматриваемом участке, м/с; H — средняя глубина на этом участке, м; g — ускорение свободного падения, м/с². Формула применима для участков глубиной от 10 до 100 м.

При расчетах разбавления загрязняющих веществ на малых расстояниях от выпуска может быть принято допущение об изотропности турбулентности. В этом случае коэффициент турбулентной диффузии следует определять по формуле (2.8) при слабом ветровом волнении, а при наличии интенсивного ветрового волнения — по формуле (2.30). При расчетах разбавления на значительном удалении от места выпуска сточных вод необходимо учитывать анизотропный характер турбулентности в водоемах и вычислять горизонтальную составляющую коэффициента турбулентной диффузии по формуле (2.33), а вертикальную составляющую — по формуле (2.8) или (2.30).

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_3 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 11-57-75, 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 ($H > 0,5L$); 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 ($0,5L \geq H > H_{кр}$); 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. Для мелководных водоемов можно использовать также метод Браславского [12].

Скорость течения и коэффициент турбулентной диффузии обладают значительной изменчивостью в пространстве и во времени. Так, например, исследование горизонтальных составляющих коэффициента турбулентной диффузии в оз. Байкал показало, что коэффициент вариации C_{vD} , характеризующий изменчивость изучаемой величины, приблизительно равен 0,7 [3]. Указанная изменчивость обусловлена взаимодействием множества факторов. Вследствие этого при выполнении расчетов разбавления загрязненных вод необходимо 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 скоростям течения и коэффициентам турбулентной диффузии приписывают обеспеченность скорости ветра. Имеются эмпирические кривые обеспеченности скорости течения в водоемах [2, 15]. Эмпирические кривые обеспеченности коэффициента турбулентной диффузии в озере Байкал удовлетворительно соответствуют кривой трехпараметрического гамма-распределения при соотношении между коэффициентом асимметрии и коэффициентом вариации $C_{SD} \approx 3C_{vD}$ [3]. Период наблюдений, использованных при построении кривых обеспеченности D , охватил практически все характерные для безледоставного периода гидрометеорологические условия на озере Байкал. Есть основания считать, что кривая гамма-распределения является достаточно общей для характеристики данного явления в крупных озерах и водохранилищах. Использование указанной кривой позволяет определять значения коэффициентов турбулентной диффузии заданной обеспеченности и, выполнив расчет при заданных обеспеченностях других исходных характеристик, получить обеспеченность расчетной зоны загрязнения.

2.3.3. Методика детальных расчетов течения в водоемах

Для выполнения детальных расчетов разбавления в водоемах может возникнуть необходимость расчета течений с достаточно сложной структурой, обусловливаемой такими факторами, как ветровое воздействие на водную поверхность, сток впадающих в водоем рек, сложные формы рельефа дна и очертания берегов, наличие плотностной стратификации и т. д. В этом случае оценка скорости течения по приведенным выше зависимостям даст слишком грубое приближение. При необходимости повышения точности расчетов поле скорости течений в водоеме может быть получено путем моделирования — гидравлического либо математического. Метод математического моделирования получил в последнее время широкое распространение, ему посвящено большое количество как отечественных, так и зарубежных работ, среди них монографии [16, 56, 93, 94 и др.], где приводится ряд моделей и дается их классификация, обсуждаются уравнения и граничные условия, рассматриваются численные методы решения дифференциальных уравнений.

Рассмотрим в качестве примера относительно простые модели течений. При решении задачи о распространении загрязняющих веществ в неглубоком водоеме, как правило, рассматривают осредненные по глубине значения концентраций. При этом используется двумерная модель течений, позволяющая вычислять распределение осредненных по глубине скоростей в плане водоема. Такая модель может быть основана на численном решении уравнений мелкой воды [16, 67]:

$$\begin{aligned}\frac{\partial V_x}{\partial t} + gH \frac{\partial \xi}{\partial x} - IV_z &= \frac{\tau_x}{\rho} - a \frac{V_x G}{H}, \\ \frac{\partial V_z}{\partial t} + gH \frac{\partial \xi}{\partial z} + IV_x &= \frac{\tau_z}{\rho} - a \frac{V_z G}{H}, \\ \frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial V_x}{\partial x} + \frac{\partial V_z}{\partial z} &= 0;\end{aligned}\tag{2.34}$$

где x, z — оси координат; t — время; V_x, V_z — потоки в направлении осей x и z соответственно ($V_x = v_x H, V_z = v_z H$, здесь v_x, v_z — составляющие вектора скорости); H — отметка уровня свободной поверхности, $H = H_0 + \xi$, $H_0(x, z)$ — глубина водоема; $\xi(x, z, t)$ — возмущение свободной поверхности; I — параметр Кориолиса, $I = 2\omega \sin \varphi$, $\omega = 7,29 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ — угловая скорость вращения Земли, φ — географическая широта; g — ускорение свободного падения; ρ — плотность

воды, $G = \sqrt{V_x^2 + V_z^2}$, τ_x, τ_z — составляющие вектора тангенциального напряжения ветра τ :

$$\tau = a \rho_a \vec{W} |\vec{W}|, \quad (2.35)$$

где a — безразмерный коэффициент трения; $\vec{W}$ — вектор скорости ветра; ρ_a — плотность воздуха.

Граничные условия задаются следующим образом. На твердых границах $(\tilde{V})_n = 0$, где $\tilde{V} = (V_x, V_z)$, n — нормаль к границе. На открытой границе Γ задается либо изменение уровня $\xi|_\Gamma = \xi(t)$, либо $(\tilde{V})_n|_\Gamma = (\xi \sqrt{gH})|_\Gamma$. Впадающие реки моделируются условием $(\tilde{V})_n = Q/\Delta x = \text{const}$, где Q — приходящаяся на грань расчетной клетки доля расхода реки.

Для решения системы уравнений (2.34) используются численные методы. В работе [67] предложена конечно-разностная схема решения. Область решения разбивается на квадраты со сторонами $\Delta x = \Delta z$, производные аппроксимируются конечными разностями. Разностные уравнения имеют вид:

$$\begin{aligned} & \frac{V_{xij}^{k+1} - V_{xij}^k}{\Delta t} + g H_{xij}^{k+1/2} \frac{(\xi_{i+1,j} - \xi_{i-1,j})^{k+1/2}}{2\Delta x} - \tilde{V}_{ij}^{k+1/2} = \\ & = \frac{\tau_{xij}^k}{\rho} - a \frac{V_{xij}^k + V_{xij}^{k+1}}{2} G_{ij}^{k+1/4}, \end{aligned} \quad (2.36)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\xi_{ij}^{k+1/2} - \xi_{ij}^{k-1/2}}{\Delta t} + \frac{(V_{xi+1,j} - V_{xi-1,j})^{k+1}}{2\Delta x} + \\ & + \frac{(V_{zi,j+1} - V_{zi,j-1})^{k+1}}{2\Delta z} = 0, \end{aligned} \quad (2.37)$$

где Δt — шаг по времени;

$$\begin{aligned} \tilde{V}_{ij}^{k+1/2} = & 1/4 (V_{zi-1,j-1}^{k+1} + V_{zi-1,j+1}^{k+1} + V_{zi+1,j-1}^k + \\ & + V_{zi+1,j+1}^k), \end{aligned} \quad (2.38)$$

$$G_{ij}^{k+1/4} = \sqrt{(V_x^k)^2 + (\tilde{V}^{k+1/2})^2} / (H^{k+1/2})^2. \quad (2.39)$$

Индексами i и j обозначены величины, относящиеся к узлам сетки с номерами i и j вдоль осей x и z соответственно, индексом k обозначен

номер шага по времени. Разностное уравнение для V_{ij}^k аналогично уравнению (2.36). Схема устойчива при $\Delta t \leq \Delta x / \sqrt{2gH}$.

Если необходимо рассчитать стационарное поле скорости, задачу можно несколько упростить, вводя функцию полного потока ψ такую, что

$$V_x = -\partial\psi/\partial z, \quad V_z = \partial\psi/\partial x, \quad (2.40)$$

где $V_x = \int_0^H V_x dz$, $V_z = \int_0^H V_z dz$. Изолинией функции ψ является линия тока для полного потока $V = (V_x, V_z)$, а разность значений ψ в двух точках определяет расход воды между этими точками. Уравнение для функции полных потоков имеет вид [93/

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{K_y}{H^3} \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{K_y}{H^3} \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) = \frac{1}{2} \operatorname{rot} \frac{\vec{\tau}}{H}, \quad (2.41)$$

здесь K_y — коэффициент вертикального турбулентного обмена.

В модели Фельзенбаума K_y является функцией скорости ветра и глубины

$$K_y = \gamma WH/\rho, \quad (2.42)$$

где $\gamma = 0,065 \text{ кг/м}^3$ — постоянная.

В монографии [93/ рассмотрены возможности численной реализации модели на основе метода конечных разностей. В работе [77/ приведен усовершенствованный вариант модели, позволяющий учесть трение на дне (у Фельзенбаума на дне задается условие прилипания). Численное решение дифференциального уравнения для функции полных потоков осуществляется с использованием метода конечных элементов. Последний позволяет учесть реальную конфигурацию водоема точнее, чем метод конечных разностей. Кроме того, появляется возможность увеличить разрешающую способность в наиболее важных участках водоема без увеличения общего числа узлов.

Как правило, для реализации моделей требуются быстродействующие ЭВМ. Модели реализуются в виде программ, время расчета зависит от быстродействия ЭВМ, сложности модели, размеров области решения. Например, модель, основанная на разностной схеме (2.36) — (2.37) и реализованная в виде ФОРТРАН — программ на ЭВМ ЕС-1045, требует для расчета на сутки с временным шагом 45 с для пространственной сетки размером 40 x 30 около 16 мин машинного времени. Выбор модели для конкретных водоемов должен осуществляться с учетом особенностей данного водоема (глубины, наличия стратификации и т. д.) и поставленной задачи.

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 методы расчета разбавления сточных вод в водотоках и водоемах /1, 10, 11, 30, 31, 50, 60, 64, 69, 74, 91 и др./. 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 путем составления уравнения баланса вещества в потоке /см. формулы (1.1), (1.2) и (1.3)/, 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 $s_{\text{прив}}$, выражаемой равенством

$$s_{\text{прив}} = s - s_e, \quad (3.1)$$

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

$$s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} = (Q_e + Q_{\text{ст}}) s_{\text{п}}, \quad (3.2)$$

где концентрации $s_{\text{ст}}$ и $s_{\text{п}}$ являются приведенными, однако индекс "прив" при этих величинах опущен для упрощения записи. Индекс "п", как и в предыдущих разделах показывает, что значение концентрации берется в створе достаточного перемешивания. Следует иметь в виду,

однако, и то, что s_{Π} в уравнениях баланса вещества выражает также и средневзвешенную (по скоростям и глубинам) концентрацию вещества в поперечном сечении потока.

Совершенно очевидно, что при $s_e = 0$ уравнение баланса, выраженное в истинных значениях концентрации для консервативного вещества, имеет тот же вид, что (3.2).

Если водозабор предприятия, сбрасывающего сточные воды в реку, производится из той же реки выше места сброса, то уравнение баланса вещества в приведенных концентрациях записывается в виде

$$s_{ct} Q_{ct} = s_{\Pi} Q_e. \quad (3.3)$$

При рассмотрении конкретных задач ниже применяются выражения (3.2) и (3.3), в которых используются приведенные значения концентрации. В тех случаях, когда задачи требуют оценки истинных концентраций, переход к ним легко осуществить по соотношению (3.1). В решениях, относящихся к оценке допустимых сбросов сточных вод в водные объекты, оперирование приведенными концентрациями представляется неудобным. В этих случаях применяются уравнения баланса, составленные для истинных значений концентраций.

В случае неконсервативного вещества запись уравнения баланса в превышениях над фоном не приводит к существенным упрощениям, поскольку сам фон не остается постоянным, а изменяется 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 $s_{\text{прив}}$. 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.

Задачи о формирующихся полях концентрации загрязняющих веществ и о расстоянии от створа выпуска сточных вод до створа достаточного перемешивания или створа с любой степенью разбавления решаются путем расчета турбулентной диффузии.

Турбулентная диффузия растворенных и взвешенных веществ в речных потоках, озерах и водохранилищах в общем виде описывается дифференциальным уравнением. Это уравнение выведено В. М. Маккавеевым [54, 55] и применяется для решения многих задач о распространении и транспорте растворенных и взвешенных веществ (наносов) в естественных потоках:

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

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

Здесь s — концентрация загрязняющего вещества в воде, г/м³, 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. D — коэффициент турбулентной диффузии (м²/с)

$$D = A/\rho, \quad (3.5)$$

где A — коэффициент турбулентного обмена, кг/(м·с); ρ — плотность воды, кг/м³.

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

$$v_x \partial s / \partial x + v_z \partial s / \partial z = D (\partial^2 s / \partial y^2 + \partial^2 s / \partial z^2). \quad (3.6)$$

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

$$v_x \partial s / \partial x = D (\partial^2 s / \partial y^2 + \partial^2 s / \partial z^2). \quad (3.7)$$

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:

$$v_x ds/dx = D \partial^2 s / \partial z^2. \quad (3.8)$$

Используемые при расчете граничные условия основаны на принципе сохранения вещества и учитывают, что перенос вещества через непрони-

цаемые поверхности, ограничивающие поток, равен нулю. Так, например, для боковой поверхности потока (берега) граничное условие запишется в виде

$$D \partial s / \partial z = 0. \quad (3.9)$$

На границах турбулентного потока, так же как и в его толще, коэффициент D не может быть равен нулю, поэтому граничное условие (3.9) приобретает вид

$$\partial s / \partial z = 0. \quad (3.10)$$

Если вещество протекает через поверхность, ограничивающую поток, т. е. выходит за пределы потока или, наоборот, поступает в поток через эту поверхность, то граничное условие записывается в виде

$$q_{\text{сп}} = -D \partial s / \partial n, \quad (3.11)$$

где n — нормаль к рассматриваемой поверхности, направленная внутрь потока. Расход вещества через единицу площади поверхности $q_{\text{сп}}$ (кг/м²·с) является положительным, если он направлен в поток, т. е. в сторону положительного направления оси n .

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 Караушевым уравнении турбулентной диффузии в цилиндрических координатах для неконсервативного вещества (коэффициент неконсервативности k_n) /59/.

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

$$\partial s / \partial t = D \partial^2 s / \partial r^2 + (\beta / r) \partial s / \partial r + k_n s, \quad (3.12)$$

причем

$$\beta = D - Q_{\text{ст}} / (\varphi H). \quad (3.13)$$

В этих формулах r — координата (радиус), выражающая расстояние от источника загрязнения, м; t — время, с; φ — угол сектора, в который поступают загрязненные воды, расход которых $Q_{\text{ст}}$; H — глубина

водоема на участке поступления сточных вод, м.

Некоторые задачи о диффузии растворенного в воде вещества могут решаться при использовании выведенного Караушевым [36] уравнения турбулентной диффузии в сферических координатах. Уравнение применимо в тех случаях, когда степень разбавления надо оценить на сравнительно небольшом расстоянии от оголовка сбросного сооружения, при этом последний находится на значительном расстоянии от берега в достаточно глубоком водоеме. Предполагается, что на участке выпуска течения слабые и неустойчивые по направлению и скорости. Принятые условия позволяют приближенно оценивать диффузию как одномерный процесс с центральной симметрией и использовать сферические координаты с центром у сбросного оголовка. Особенностью данного случая, как и предыдущего, описываемого уравнением (3.12), является то, что значения концентрации будут изменяться лишь в направлении радиуса r .

Дифференциальное уравнение турбулентной диффузии в такой системе координат можно получить на основании баланса вещества в части шарового сектора. Учитывается перенос вещества в радиальном направлении и изменение его концентрации во времени.

Указанное уравнение диффузии для неконсервативного вещества может быть представлено следующим образом:

$$\partial s / \partial t = D \partial^2 s / \partial r^2 + (2 \beta_0 / r) \partial s / \partial r + k_n s, \quad (3.14)$$

где

$$\beta_0 = D - Q_{ст} / (4\pi \eta_\varphi r), \quad (3.15)$$

$$\eta_\varphi = 1 - \cos(\varphi / 2). \quad (3.16)$$

Здесь φ выражает плоский центральный угол шарового сектора. При выпуске сточных вод в середине вертикали $\varphi = 2\pi$ и $\eta_\varphi = 2$. При выпуске у поверхности или у дна сточные воды распространяются в виде полусферы и соответственно $\varphi = \pi$, а $\eta_\varphi = 1$.

Ряд исследователей в решениях о турбулентном перемешивании в качестве исходного уравнения использует 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:

$$\frac{ds}{dt} + \frac{\partial}{\partial x} (\overline{s'v'_x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\overline{s'v'_y}) + \frac{\partial}{\partial z} (\overline{s'v'_z}) = 0. \quad (3.17)$$

Уравнение (3.17) с добавочным членом, учитывающим неконсервативность веществ, применено, например, в работах Х. А. Вельнера, А. М. Айтсама, Л. Л. Пааля и др. /1, 64/.

При практическом использовании уравнения (3.17) возникают трудности, обусловленные необходимостью непосредственного измерения корреляционных моментов в том потоке, для которого производится расчет, или в его аналоге. В настоящей монографии решения, основанные на указанном уравнении, не используются.

Задача о начальном разбавлении 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. /48, 91/. Результаты, полученные указанными авторами, использованы ниже.

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.

Рассмотренные выше уравнения турбулентной диффузии основаны на градиентной зависимости диффузии. Уравнения (3.4)–(3.14) находят широкое применение при решении практических задач и при достаточно правильном назначении основного параметра — коэффициента турбулентной диффузии — позволяют получить вполне удовлетворительные результаты. Некоторая ошибка допускается в оценке распространения веществ в периферийных областях зон загрязнения и влияния и приводит к завышению их размеров — расширению областей малой концентрации. Очевидно, что указанная неточность может иметь значение лишь при оценке распространения в водном объекте весьма токсичных веществ, в обычных же случаях сброса веществ, нормируемых по ПДК, подобная неточность не может рассматриваться как существенная и не влияет на принятие решений, связанных с планированием водоохранных мероприятий, проектированием водопользования или сбросов сточных вод. При оценке распространения токсичных веществ результаты расчетов по рекомендуемой ниже методике могут оцениваться как дающие некоторый "запас прочности".

Указанного недостатка лишена модель диффузии с конечной скоростью. Процессы диффузии с конечной скоростью переноса частиц анализировались О. К. Блумберг в ГГИ в 30-х годах. Однако эти работы не получили математического оформления.

Модель диффузии с конечной скоростью разработана А. С. Мониним применительно к условиям свободной атмосферы и океанов. Для руслового потока такая модель предложена А. Д. Гиргидовым в Ленинградском политехническом институте. Разрабатываемые на основе этой теории практические методы расчета смогут в дальнейшем найти приме-

нение при решении некоторых специальных задач о диффузии в водотоках.

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 [32, 33] и А. Я. Шварцман [99]. Эта зависимость выведена при использовании уравнения турбулентной диффузии, выражения транспортирующей способности потока, а также уравнения баланса взвешенных частиц на участке речного потока. Проблема транспортирующей способности потока требует специального рассмотрения с детальным изложением всех ее аспектов. Этой проблеме посвящена опубликованная в 1977 г. Гидрологическим институтом монография [33]. В настоящей книге затрагиваются только те вопросы транспорта наносов, которые имеют прямое отношение к способам расчета качества водных масс. Уравнение баланса взвешенных частиц в общем виде можно записать следующим образом:

$$P_{S \text{ нач}} + P_{S \text{ бп}} - P_{S \text{ верт}} - P_{S \text{ кон}} = 0. \quad (3.18)$$

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. Может быть представлена как алгебраическая сумма частных размывов $P_{i \text{ разм}}$ и отложений $P_{i \text{ отл}}$, т. е. в виде

$$P_{S \text{ верт}} = \sum P_{i \text{ разм}} + \sum P_{i \text{ отл}}. \quad (3.19)$$

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

$$Q \, ds + q_s B \, dx = 0, \quad (3.20)$$

где 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

$$q_s = (u_i + E_i) s_i - E_i s_{взм\ i}, \quad (3.21)$$

в которой u_i — средняя гидравлическая крупность загрязняющих взвешенных частиц; $s_{взм\ i}$ — частная мутность взмыва, образуемая загрязняющими взвешенными частицами. Эта величина вычисляется по следующей формуле:

$$s_{взм\ i} = 0,01 a_{взм\ i} S_{взм}, \quad (3.22)$$

где $a_{взм\ i}$ — процентное содержание загрязняющих взвешенных частиц в составе донных отложений; $S_{взм}$ — общая мутность взмыва в $г/м^3$, которая определяется по формуле

$$S_{взм} = b N Fr, \quad (3.23)$$

где b — коэффициент; N — безразмерный параметр, зависящий от коэффициента Шези C (формула для вычисления N приведена ниже); $Fr = v^2/(gH)$ — число Фруда для потока, в которое входят средние значения скорости и глубины речного потока (v и H), а также ускорение свободного падения g .

Численное значение коэффициента b назначается в зависимости от коэффициента Шези C . Для равнинных рек, где $C = 20 \div 80$, коэффициент $b = 650$, для рек преимущественно горных, где $10 \leq C \leq 20$, $b = 450$.

Если оказывается, что вычисляемое по формуле (3.23) значение $S_{взм}$ больше $\rho_{отл}$, т.е. плотности отложений взвеси на дне, что физически невозможно, то принимают $S_{взм} = \rho_{отл}$.

Содержащийся в формуле (3.21) коэффициент E_i определен из условия динамического равновесия русла, при котором результирующий расход $q_s = 0$.

На основе уравнения баланса (3.20) и при учете выражения (3.21) выводится следующее уравнение распределения концентрации взвешенных загрязняющих частиц по длине потока:

$$s_i = s_{тр\ i} + (s_{нач\ i} - s_{тр\ i}) \exp [-B(u_i + E_i)x/Q], \quad (3.24)$$

где s_i — мутность в сечении x ; $s_{нач\ i}$ — мутность при $x = 0$; $s_{тр\ i}$ — мут-

ность, отвечающая транспортирующей способности потока. Эта величина находится по формуле

$$s_{\text{тр } i} = \Gamma_i s_{\text{взм } i}, \quad (3.25)$$

в которой Γ_i — гидромеханический параметр взвешенных загрязняющих частиц, определяющий условие их транспорта в толще турбулентного потока [33]. Значение Γ_i находится по специальной таблице в зависимости от C и от отношения гидравлической крупности загрязняющих частиц u_i к средней скорости потока $v_{\text{ср}}$, т. е. от

$$G_i = u_i / v_{\text{ср}}. \quad (3.26)$$

При $s_{\text{нач } i} > s_{\text{тр } i}$ уравнение (3.24) дает уменьшение концентрации взвешенных частиц по длине потока (заилиение), при $s_{\text{нач } i} < s_{\text{тр } i}$ — 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. Об учете 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 и 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 факторов.

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 [27], эти органические соединения претерпевают в водных объектах сложные превращения с образованием промежуточ-

ных и новых конечных продуктов. В настоящее время наиболее распространены два подхода к количественной оценке физико-химических и биохимических процессов самоочищения /28/.

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 /28/.

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

$$ds_{\text{общ}}/dt = ds_1/dt + ds_2/dt + \dots + ds_n/dt. \quad (3.27)$$

Для практических расчетов, связанных с оценкой самоочищающей способности рек и водоемов, в ряде случаев допустимо учитывать основной процесс 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 k_n может быть представлен следующим простым, но весьма приближенным уравнением:

$$s_t = s_0 \exp [(k_{n1} + k_{n2} + \dots + k_{nn}) t], \quad (3.28)$$

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

Конкретные способы учета распада загрязняющих веществ при расчете загрязнения и самоочищения рассматриваются в следующем разделе монографии.

3.4. О роли сорбционных процессов в формировании качества воды

Для объективной оценки и прогнозирования качества водных масс, особенно в условиях антропогенного воздействия, необходимо учитывать фактор взаимодействия водных масс с донными отложениями, при этом следует учитывать не только процессы взмучивания и осаждения частиц, о чем уже говорилось выше, но и сорбционные процессы.

Адсорбция проявляется в направленном переносе вещества (адсорбата) от растворителя (воды) к поверхности твердого вещества (адсорбента), в качестве которого выступает материал взвешенных наносов и донных отложений. Противоположно направленный процесс (десорбция) на определенном этапе приводит систему в состояние равновесия. Интенсивность и стабильность сорбции обусловлена степенью

прочности связи адсорбат-адсорбент и наличием условий, ослабляющих или усиливающих эти связи (эффект взмучивания, температура, соленость, pH, окислительно-восстановительный потенциал, кислородное насыщение, наличие комплексообразователей, особенно органического происхождения). Устойчивость связи определяется также физико-химическими характеристиками взаимодействующих фаз (минералогический и гранулометрический состав сорбента; растворимость сорбата; коэффициент распределения вещества в системе). В работе /17/ приведен перечень вредных химических веществ, интенсивно накапливаемых в донных отложениях (тяжелые металлы, органические вещества техногенного происхождения; биогенные вещества и др.).

По современным гипотезам /105/, процесс сорбции идет последовательно в два этапа: очень быстрая физическая адсорбция и последующее медленное образование прочных химических связей. В этом плане способность вещества к миграции в системе является функцией его содержания в сорбенте в виде так называемой подвижной формы. В основе механизма перемещения веществ на границе вода-дно лежат процессы массопереноса и диффузии.

Для описания процесса чаще всего используют физическую модель равновесной системы. При воспроизведении модели в лабораторных условиях для значительной группы веществ получены количественные соотношения между равновесными фазами системы, носящие название изотерм адсорбции /17, 95/.

Изотерма Ленгмюра выражается следующим уравнением:

$$S_p/p = (K_p r_{\text{макс}})^{-1} + S_p/r_{\text{макс}}, \quad (3.29)$$

где S_p — равновесная концентрация сорбата в растворе (в молях на единицу объема); p — число молей вещества, адсорбированного 1 г адсорбента (в пересчете на сухой вес); $r_{\text{макс}}$ — максимальное число молей вещества, адсорбированного 1 г адсорбента (при полном заполнении монослоя); K_p — постоянная, выражающая зависимость между энергией связи сорбента и сорбата (константа сорбционного равновесия)

Изотерма Фрейндлиха аппроксимируется уравнением

$$p = K_p S_p^{1/n}, \quad (3.30)$$

где $1/n$ — степень нелинейности изотермы. Остальные величины те же, что и в уравнении (3.29).

При наличии линейной зависимости между количеством адсорбированного вещества и равновесной его концентрацией в растворе уравнение (3.30) приобретает вид

$$p = K_p S_p. \quad (3.31)$$

Здесь K_p можно рассматривать как коэффициент распределения вещества между двумя фазами системы.

Методика расчета сорбции по результатам натуральных наблюдений с использованием приведенных выше уравнений изложена в работах /17, 102/. Эти уравнения применимы в условиях стационарного гидролого-гидродинамического режима при однородности материала донных отложений, отсутствии химического взаимодействия между фазами и значительной седиментации загрязненных взвешенных наносов. Они могут быть использованы для расчета накопления в донных отложениях тяжелых металлов (медь, цинк, свинец, кадмий, ртуть и т. д.) и органических веществ техногенного происхождения.

Реализация перечисленных моделей предусматривает использование численных значений количества адсорбированного вещества не в виде валового его содержания, а в виде подвижной формы. Эти модели учитывают только первоначальный физический этап процесса. Что касается последующей стадии процесса, имеющего химический характер, то его механизм подчиняется законам хемодинамики (либо термодинамики). В этом случае модель учитывает связи, характерные для процесса динамического химического равновесия. Методы расчета хемосорбционных процессов изложены в работах /103, 104/.

Имеющаяся в литературе информация позволяет судить о многофакторности механизма адсорбции и сложности его моделирования. Модель десорбции также представляется достаточно сложной. До последнего времени экспериментальные исследования процесса проводились в единичных случаях; полученные результаты не дают возможности учесть все разнообразие факторов, влияющих на процесс в природных условиях. В частном случае молекулярной диффузии модель должна учитывать кинетику сорбции вещества донными отложениями и может быть описана по законам Фика. Если сорбционно-десорбционные процессы аппроксимировать кинетическими уравнениями первого порядка, то количество десорбируемого вещества $\Delta M_{дс}$ из свежеседиментированного слоя наносов можно оценить по следующему уравнению:

$$\Delta M_{дс} = K_p \omega \Delta h S_0 e^{f \Delta t}, \quad (3.32)$$

где K_p — коэффициент сорбционного равновесия вещества; ω — площадь водной поверхности над загрязненными отложениями; Δh — толщина седиментированного слоя наносов за время Δt ; S_0 — концентрация вещества в слое наносов; $f = d\Delta h/\sigma$ (σ — скорость седиментации, выражающаяся массой наносов, седиментирующих в единицу времени, d — коэффициент молекулярной диффузии).

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:

$$n = (s_{\text{ст}} - s_e) / (s_{\text{макс}} - s_e),$$

$$n = s_{\text{ст}} / s_{\text{макс}}, \quad (4.1)$$

где $s_{\text{макс}}$ — максимальная концентрация в поперечном сечении речного потока, находящемся на контрольном расстоянии от створа выпуска сточных вод вниз по течению.

Коэффициент смешения γ , впервые введенный И. Д. Родзиллером [73], показывает, какая часть расхода реки смешивается со сточными водами. Методика определения этого коэффициента изложена ниже в настоящей главе.

Кратность разбавления связана с коэффициентом смешения следующей приближенной зависимостью:

$$\gamma Q_e / Q_{\text{ст}} \approx n - 1 \quad (4.2)$$

или

$$\gamma \approx (n - 1) Q_{\text{ст}} / Q_e. \quad (4.3)$$

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

Легко заметить, что формулы (4.2) и (4.3) получаются из уравнения баланса вещества в речном потоке в предположении $s_e = 0$, а именно:

$$s_{\text{макс}} (\gamma Q_e + Q_{\text{ст}}) = s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}. \quad (4.4)$$

Предполагается, что присоединившийся к расходу реки Q_e расход сточных вод $Q_{\text{ст}}$ переносит воды с максимальной концентрацией. Под γQ_e подразумевается та доля естественного расхода реки, в которую проникли загрязняющие вещества в такой мере, что их концентрация стала близка к $s_{\text{макс}}$. Если в уравнении (4.4) заменить отношение $s_{\text{ст}}$ к $s_{\text{макс}}$ коэффициентом n , то получим формулу (4.2) или (4.3).

В случае если фоновая концентрация s_e не может быть приравнена нулю, соотношение между n и γ получается тем же самым. Однако в этом случае использовать его нецелесообразно, поскольку при расчете γ , выполняемом методом ВОДГЕО, не предусматривается учет фоновой концентрации.

Коэффициент смешения имеет смысл вычислять только в случае, если сточные воды распространились не по всей ширине потока. Вообще процесс разбавления характеризуется более полно кратностью разбавления n и распределением концентрации в зоне распространения сточных вод.

Если по методу ВОДГЕО 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 $s_{\text{ст}}$ не к максимальной концентрации $s_{\text{макс}}$, 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 $s_{\text{макс}}/2$. В некоторых руководствах концентрацию s_γ называют концентрацией вещества в максимально загрязненной струе и соответственно в знаменателе формул (4.1) сохраняют обозначение $s_{\text{макс}}$.

При выполнении расчетов разбавления, как указывалось выше, целесообразно пользоваться приведенными значениями концентрации за-

грязняющих веществ $s_{\text{прив}}$, выражая эту величину в превышениях над естественным фоном, т. е. над содержанием рассматриваемого вещества в воде реки или водоема. Кроме того, удобно вести вычисления, выражая концентрацию в относительных величинах, например в % от $s_{\text{ст}}$, полагая, что $s_{\text{ст}} = 100$. Полученные в % значения концентрации пересчитываются в абсолютные, которые при выражении $s_{\text{ст}}$ в превышениях над фоном также дают превышения содержания загрязняющего вещества над фоном. Истинные значения концентрации загрязняющего вещества в любой точке расчетного поля 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 разбавления. 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 [29–31, 39], 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 пренебрежимо малых поперечных скоростях течения и стационарного во времени процесса имеем

$$\Delta_x s / \Delta x = (D_{\text{ср}} / v_{\text{ср}}) (\Delta_y^2 s / \Delta y^2 + \Delta_z^2 s / \Delta z^2). \quad (4.5)$$

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 xy . Каждому элементу присвоен свой индекс по соответствующим осям координат. По оси x — k , по оси y — n , по оси z — m . Изменение

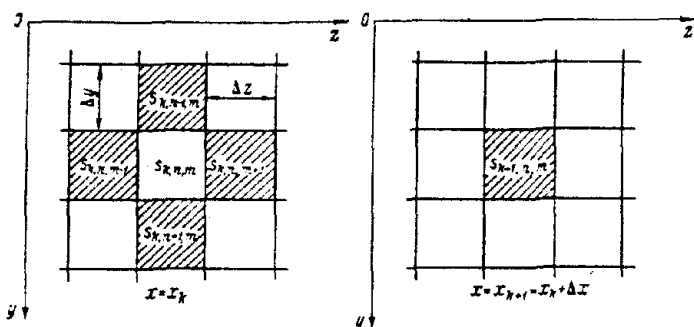


Рис. 4.1. Сетка к расчету турбулентной диффузии.
Пространственная задача.

индекса на единицу показывает 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

$$s_{k+1,n,m} = 0,25(s_{k,n+1,m} + s_{k,n-1,m} + s_{k,n,m+1} + s_{k,n,m-1}) \quad (4.6)$$

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

$$\Delta x = 0,25v_{cp}\Delta z^2/D. \quad (4.7)$$

Для условий плоской задачи расчетное уравнение записывается таким образом:

$$s_{k+1,m} = 0,5(s_{k,m-1} + s_{k,m+1}). \quad (4.8)$$

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

$$\Delta x = 0,5v_{cp}\Delta z^2/D. \quad (4.9)$$

Коэффициент D определяется по формуле

$$D = gH v_{cp}/(MC), \quad (4.10)$$

в которой H — средняя глубина на рассматриваемом участке, м; C — коэффициент Шези ($m^{1/2}/c$); M — коэффициент, зависящий от C ; g — ускорение свободного падения, m/c^2 . При условии $10 < C < 60$

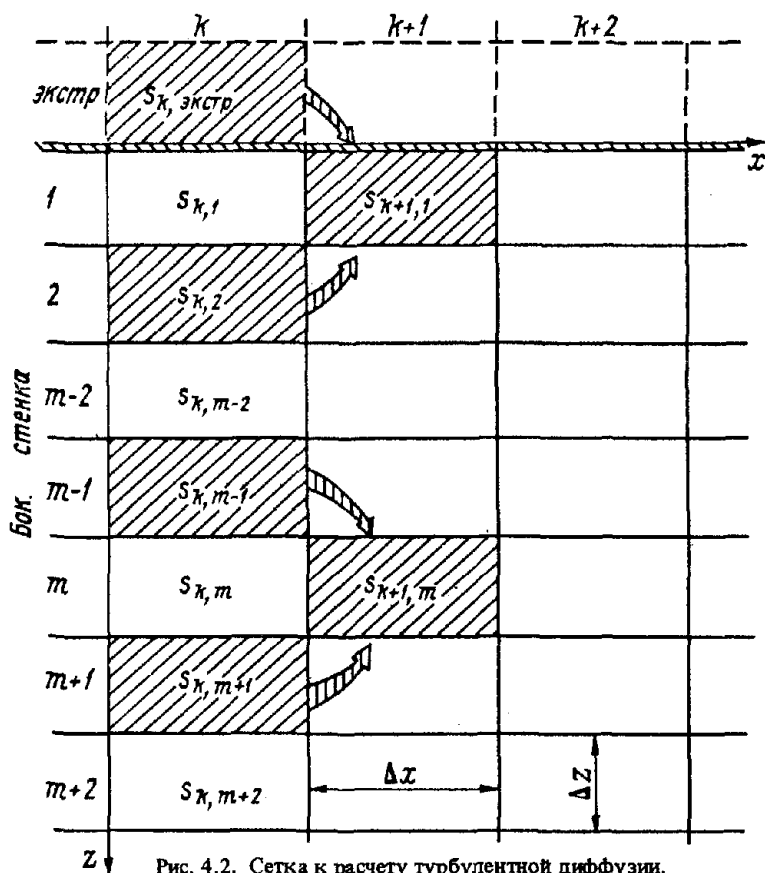


Рис. 4.2. Сетка к расчету турбулентной диффузии.
Плоская задача.

имеем зависимость $M = 0,7C + 6$, при $C \geq 60$ параметр $M = 48 = \text{const}$. Произведение MC имеет размерность $\text{м}/\text{с}^2$.

Когда раствор загрязняющего вещества достигает граничных поверхностей потока, для расчета диффузии, помимо формул (4.6) – (4.10), следует использовать соотношение, учитывающее особое условие у стенок. Это условие определяется равенством

$$(\partial s / \partial z)_0 = (\partial s / \partial y)_0 = 0, \quad (4.11)$$

которое в конечных разностях запишется в виде

$$(\Delta s / \Delta z)_{\text{гр. пов}} = (\Delta s / \Delta y)_{\text{гр. пов}} = 0. \quad (4.12)$$

Поле концентрации и расчетную сетку можно условно распростра-

нить 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 (4.12), что возможно только в случае, если $s_{\text{экстр}} = s_1$. Это 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:

$$\delta = Q_{\text{ст}}/v_{\text{ср}}. \quad (4.13)$$

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

$$b = \delta/H_{\text{ср}} = Q_{\text{ст}}/(v_{\text{ср}} H_{\text{ср}}). \quad (4.14)$$

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

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

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

$$\Delta z = 0,5b = 0,5Q_{\text{ст}}/(H_{\text{ср}} v_{\text{ср}}). \quad (4.16)$$

Если получаемые по формулам (4.15)–(4.16) значения Δz очень велики ($\Delta z > 0,1B$), то их уменьшают так, чтобы выполнялось неравенство $\Delta z \leq 0,1B$.

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 $s_{\text{ст}}$, 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 $n_{\text{заг}} \Delta\omega = \delta$, где $n_{\text{заг}}$ — число клеток, занятых загрязненными водами; оно должно удовлетворять неравенству $n_{\text{заг}} \geq 4$.

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

$$\Delta x_{\text{укр}} = \Delta x \mu^2, \quad (4.17)$$

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.

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

$$\partial s / \partial x = (D/v_x) (\partial^2 s / \partial y^2 + \partial^2 s / \partial z^2), \quad (4.18)$$

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) [29,30].

Рассмотрим 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

$$dx / [v_x(x, y, z)] = dy / [v_y(x, y, z)] = dz / [v_z(x, y, z)]. \quad (4.19)$$

Если в уравнении (4.18) переменную x заменить 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) $\Delta\omega = \Delta y \Delta z$. Ометив 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

$$dx/v_x = dz/v_z, \quad (4.20)$$

а донного — из уравнения

$$dx/v_x = -dz/v_z \quad (4.21)$$

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

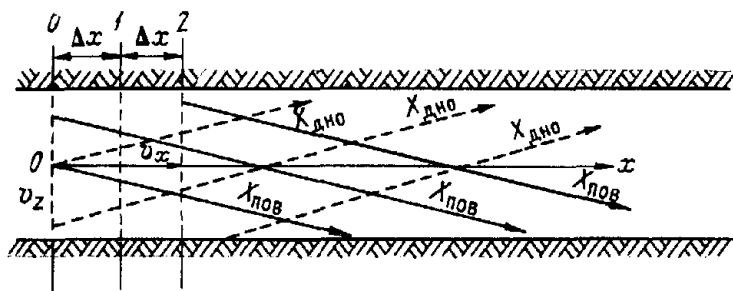


Рис. 4.3. Расположение координатных осей в поверхностном и придонном слоях потока.

Расчет диффузии с учетом поперечной циркуляции сводится к вычислениям по формуле (4.6)

$$s_{k+1,n,m} = 0,25(s_{k,n+1,m} + s_{k,n-1,m} + s_{k,n,m+1} + s_{k,n,m-1})$$

и последующему смещению клеток по их траекториям. Расчет диффузии и смещение клеток чередуются. Пример расчета этим методом приводится в приложении.

Изложенный метод позволяет учитывать поперечную циркуляцию в потоке и в принципе также кинематическую неоднородность, вызванную изменением глубины потока. При необходимости учета этих факторов расчетная схема усложняется и расчет становится более трудоемким. В связи с этим разработан комбинированный, также численный, метод расчета, позволяющий учитывать те же факторы без увеличения объема вычислений.

4.2.3. Комбинированный метод

Метод разработан М. А. Бесценной и Л. И. Фаустовой [9]. В его основе 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 (4.8),

а именно

$$s_{k+1,m} = 0,5 (s_{k,m-1} + s_{k,m+1}).$$

При вычислении Δx [формула (4.9)] коэффициент турбулентной диффузии D [формула (4.10)] берется с корректирующим множителем $K_{\text{общ}}$, позволяющим учесть упомянутые выше факторы:

$$K_{\text{общ}} = K_{\text{п.ц}} K_A, \quad (4.22)$$

где $K_{\text{п.ц}}$ — множитель, посредством которого учитывается поперечная циркуляция в потоке; K_A — множитель, учитывающий кинематическую неоднородность потока. Значение $K_{\text{п.ц}}$ зависит от отношения $(v_{z \text{ ср}} + w)/w$, где $v_{z \text{ ср}}$ — среднее абсолютное значение поперечной составляющей скорости на вертикали, w — среднее абсолютное значение пульсационной скорости. Величина w (м/с) определяется по формуле

$$w = v_x / \sqrt{N}. \quad (4.23)$$

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

$$N = MC/g, \quad (4.24)$$

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

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

$$v_{z \text{ ср}} = 0,13 N H_{\text{ср}} v_{\text{ср}} / r, \quad (4.25)$$

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

Величина K_A зависит от параметра Θ , выражающего изменчивость средних по профилям глубин на участке потока. Параметр Θ находится по формуле

$$\Theta = (H_{\text{макс.ср}} - H_{\text{ср}}) / H_{\text{ср}}, \quad (4.26)$$

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:

$$D_{\text{общ}} = g N_{\text{ср}} v_{\text{ср}} K_{\text{общ}} / (MC), \quad (4.27)$$

а выражение для Δx принимает вид

$$\Delta x = 0,5 \Delta z^2 N / (K_{\text{общ}} N_{\text{ср}}). \quad (4.28)$$

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

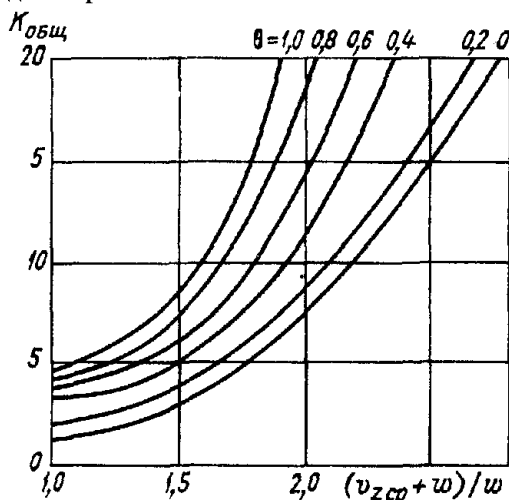


Рис. 4.4. Зависимость $K_{\text{общ}}$ от безразмерных величин Θ и $(v_{z \text{ ср}} + w)/w$.

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

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

4.2.4. Замечания об использовании детальных методов для расчета разбавления при рассеивающих выпусках

Рассмотренные выше детальные методы применяются 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 из этих струй, 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.

Дальнейший процесс диффузии приводит к уменьшению различий концентрации загрязняющего вещества по ширине, и максимумы концентраций по осям струй становятся близкими к минимальным значениям концентрации на границах струй. Если на определенном расстоянии от сброса различие между указанными значениями не превышает 10–20 %, то, начиная с этого расстояния, расчет разбавления выполняют для всей загрязненной зоны потока.

4.2.5. Расчет общего разбавления с учетом начального

Метод конечных разностей, рассмотренный выше, в ряде случаев полезно применять в сочетании с методом Н. Н. Лапшева, предназначенным для учета начального разбавления [50]. 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 реке v_p , куда производится сброс. При сочетании названных методов расчет начинается с определения кратности начального разбавления n_n по следующей формуле:

$$n_n = 0,248 \tilde{d}^2 (\sqrt{m^2 + 8,1(1-m)/\tilde{d}^2} - m) / (1-m) \quad (4.29)$$

где $m = v_p/v_{ст}$. Формула применяется при условии $m \leq 0,25$ и $v_{ст} \geq 2$ 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:

$$\tilde{d} = \sqrt{8,1 / \left[\frac{(1-m)\Delta v_m^2}{0,92} + \frac{2m\Delta v_m}{0,96} \right]} \quad (4.30)$$

В этой формуле $\Delta v_m = v_m - v_p$ (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 $f(H/d)$, представляющего собой функцию, учитывающую стеснение струи.

Принимается, что кратность в стесненной струе $n_{н.с} = n_n \cdot f(H/d)$. Величина $f(H/d)$ находится по графику (рис. 4.5) в зависимости от

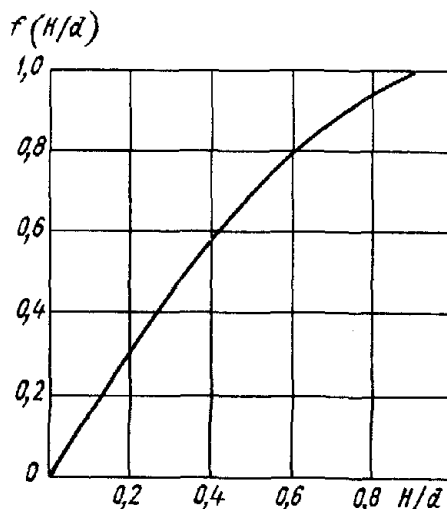


Рис. 4.5. График функции $f(H/d)$.

отношения H/d . Расстояние от створа выпуска до замыкающего створа зоны начального разбавления вычисляется по зависимости

$$x_H = d / [0,48(1 - 3,12m)]. \quad (4.31)$$

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 $s = s_{ст}/n_H$. В соответствии с размером сечения назначается размер и число расчетных клеток и выполняется расчет по изложенной выше методике.

4.2.6. Расчет разбавления при нескольких береговых выпусках сточных вод

При поступлении 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, например в процентах. Для этого концентрации сточ-

ных 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:

$$s_{\text{ст}}^* (\%) = [(s_{\text{ст}} - s_e) / (s_{\text{ст.наиб}} - s_e)] 100 \%. \quad (4.32)$$

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 находят 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.

$$n_2 = n_1. \quad (4.33)$$

Ширина расчетной клетки второго участка

$$\Delta z_2 = B_2 / n_1. \quad (4.34)$$

Длина клетки второго участка вычисляется при использовании гидравлических элементов второго участка и величины Δz_2 . Как правило, $\Delta x_2 \neq \Delta x_1$. Значения концентраций в последнем ряду клеток предыду-

шего участка используются при расчете концентрации в первом ряду клеток последующего участка, различие размеров 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 ее расход, 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:

$$n_2 = n_1 Q_2 / Q_1, \quad (4.35)$$

где n_1 — количество клеток в сечении вышерасположенного участка. Новые клетки в количестве $n_{пр} = n_2 - n_1$ отвечают притоку. Это число клеток принимают всегда целым, округляя значение, 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 (4.8).

4.2.7. Расчет разбавления при неорганизованном поступлении загрязненных вод в реку

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} м²/с, то расчет разбавления выполняется по конечно-разностной схеме, изложенной выше. В частности, может быть применен и комбинированный метод. Поступление вещества в речной поток учитывается при этом особым способом задания граничных условий. Именно для зоны неорганизованного сброса граничное условие у уреза берега записывается так:

$$(\Delta s / \Delta z)_{гр.пов} = -q_{sz} / (DH). \quad (4.36)$$

Учет этого условия при численном методе расчета концентрации в водотоке осуществляется путем вычисления экстраполяционного значения концентрации. Концентрация в клетке ($k_{экстр}$) при расчете по

схеме плоской задачи находится в этом случае по уравнению

$$s_{k \text{ экстр}} = q_{sz} \Delta z / (DH) + s_{k1}, \quad (4.37)$$

а концентрация в клетке $k + 1, m$ по формуле (4.8). В остальном вычисления ведутся способом, изложенным в п. 4.2.1 и 4.2.3. В приложении 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 лаборатории наносов и качества вод ГГИ 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 . 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 [59]. В качестве характеристики концентрации загрязняющего вещества в любом заданном сечении принята величина χ , которая названа показателем разбавления и определяется по формуле

$$\chi = (s_{\text{макс}} - s_{\text{п}}) / s_{\text{ст}}. \quad (4.38)$$

Если рассматриваются приведенные концентрации загрязняющего вещества, т. е. величины $s_{\text{макс.прив}} = s_{\text{макс}} - s_e$; $s_{\text{ст.прив}} = s_{\text{ст}} - s_e$; $s_{\text{п.прив}} = s_{\text{п}} - s_e$, то равенство (4.38) записывается в виде

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

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:

$$\chi = 0,14 Q_{\text{ст}} B \sqrt{N/\tilde{H}} / [\chi \varphi (Q_{\text{ст}} + Q_e)]. \quad (4.40)$$

Здесь χ — 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. $1/\chi = s_{\text{макс}}/s_{\text{ст}}$, находим

$$s_{\text{макс}}/s_{\text{ст}} = s_{\text{п}}/s_{\text{ст}} + 0,14 Q_{\text{ст}} B \sqrt{N/\tilde{H}} / [\chi \varphi (Q_e + Q_{\text{ст}})]. \quad (4.41)$$

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

$$\varphi = l_{\text{фарв}}/l_{\text{пр}}, \quad (4.42)$$

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

$$H = \tilde{H}/B, \quad (4.43)$$

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 χ от места выпуска сточных вод (4.41).

4.3.3. 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 [64, 84], 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

$$s_{\text{макс}} = s_e + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{H \sqrt{\pi v D_z^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi_1 \sqrt{2}) - \Phi(\xi_2 \sqrt{2})} \exp(k_n \frac{x}{v}), \quad (4.44)$$

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:

$$\xi_1 = -b \sqrt{v} / (2 \sqrt{D_z^* x}), \quad \xi_2 = (b - B) \sqrt{v} / (2 \sqrt{D_z^* x}); \quad (4.45)$$

б) выпуск находится у берега реки

$$s_{\text{макс}} = s_e + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{H \sqrt{\pi v D_z^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi \sqrt{2})} \exp(k_n \frac{x}{v}), \quad (4.46)$$

где

$$\xi = B \sqrt{v} / (2 \sqrt{D_z^* x}); \quad (4.47)$$

в) выпуск находится в середине речного потока

$$s_{\text{макс}} = s_e + \frac{s_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}}{2H \sqrt{\pi v D_z^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi \sqrt{2})} \exp(k_n \frac{x}{v}), \quad (4.48)$$

где

$$\xi = B \sqrt{v} / (4 \sqrt{D_z^* x}). \quad (4.49)$$

Разделив правую и левую части расчетных уравнений (4.44), (4.46), (4.48) на $s_{\text{ст}}$, получим величину, обратную кратности разбавления n .

В приведенных формулах D_z^* — коэффициент дисперсии в поперечном направлении; k_n — коэффициент неконсервативности. В работе [64] использовано традиционное значение коэффициента трансформации веществ, поэтому в авторском написании в упомянутой работе в формулах перед коэффициентом неконсервативности стоит знак минус.

Таблица 4.1

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

$\xi \sqrt{2}$	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	0,0000	01128	02256	03384	05411	05637	06752	07886	09008	10128
0,1	11246	12362	13476	14587	15695	16800	17901	18999	20094	21184
0,2	22270	23352	24430	25502	26570	27633	28690	29742	30788	31828
0,3	32863	33891	34913	35928	36936	37938	38933	39941	40901	41874
0,4	42839	43797	44747	45689	46622	47548	48466	49374	50275	51167
0,5	52050	52924	53790	54646	55494	56332	57162	57982	58792	59594
0,6	60386	61186	61941	62705	63459	64203	64938	65663	66378	67084
0,7	67780	68467	69143	69810	70486	71116	71754	72382	73001	73610
0,8	74210	74800	75381	75952	76514	77067	77610	78144	78669	79184
0,9	79691	80188	80677	81156	81627	82089	82542	82987	83423	83851
1,0	84281	84681	85084	85478	85865	86244	86614	86977	87333	87680
1,1	88020	88353	88679	88997	89308	89612	89910	90200	90484	90761
1,2	91031	91296	9153	91805	92050	92290	92524	92751	92973	93190
1,3	93401	93606	93806	94002	94191	94376	94556	94731	94902	95067
1,4	95228	95385	95538	95686	95830	95970	96105	96237	96365	96490
1,5	96610	96728	96841	96952	97059	97162	97263	97360	97455	97545
1,6	97635	97721	97804	97884	97962	98038	98110	98181	98249	98315
1,7	98379	98441	98500	98558	98614	98667	98719	98769	98817	98864
1,8	98909	98952	98994	99035	99074	99111	99147	99182	99216	99248
1,9	99279	99309	99338	99366	99392	99418	99443	99466	99489	99511
2,0	99532	99552	99572	99591	99609	99629	99642	99658	99673	99688
2,1	99702	99716	99728	99741	99752	99764	99775	99785	99795	99805
2,2	99814	99822	99831	99839	99846	99854	99861	99867	99874	99880
2,3	99886	99891	99897	99902	99906	99911	99916	99920	99924	99928
2,4	99931	99935	99938	99941	99944	99947	99950	99952	99955	99957
2,5	99959	99961	99963	99965	99967	99969	99971	99972	99974	99975
2,6	99976	99978	99979	99980	99981	99982	99983	99984	99985	99986
2,7	99987	99987	99988	99989	99989	99990	99991	99991	99992	99992
2,8	99992	99993	99993	99994	99994	99994	99995	99995	99995	99996
2,9	99996	99996	99996	99997	99997	99997	99997	99997	99998	99998
3,0	99998	99998	99998	99998	99998	99998	99998	99999	99999	99999

П р и м е ч а н и е: значения целой части (т. е. 0) в таблице опущены.

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:

$$D_z^* = Ru_* \cdot 41,6 / \sqrt{Re}, \quad (4.50)$$

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

$$u_* = \sqrt{gRI} = v \sqrt{g/C}; \quad (4.51)$$

Re — число Рейнольдса, определяемое по зависимости

$$Re = Rv / \nu, \quad (4.52)$$

где ν — кинематический коэффициент вязкости потока.

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

$$D_z^* = \frac{H_{cp} v_{cp}}{3524} \left(\frac{B}{H} \right)^{1,378}. \quad (4.53)$$

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 (4.46) и (4.48) разработаны номограммы (рис.4.6 и 4.7), позволяющие ускорить процесс определения кратности

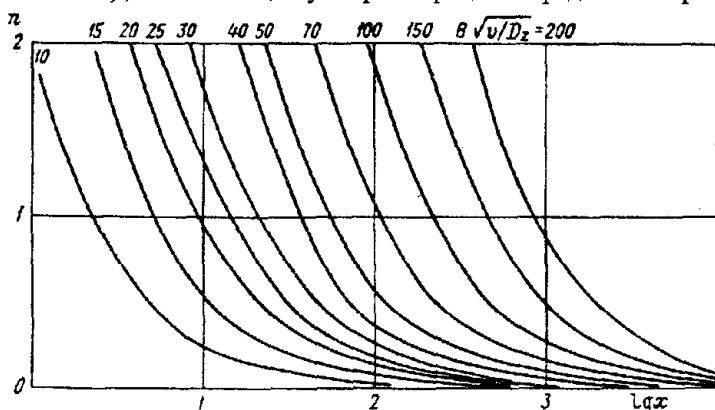


Рис. 4.6. Номограмма для определения максимальной концентрации загрязняющего вещества при выпуске сточных вод в середине потока.

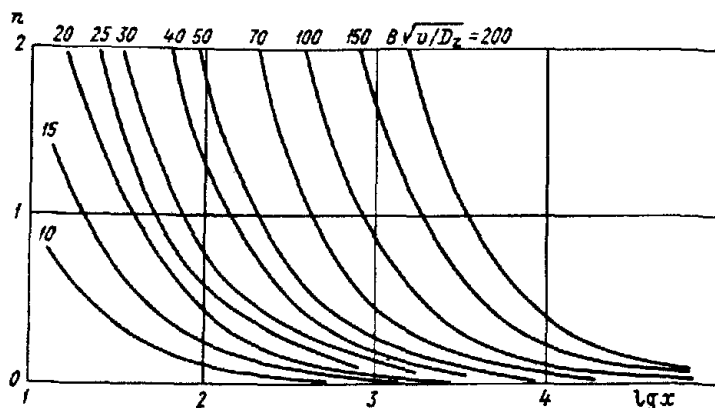


Рис. 4.7. Номограмма для определения максимальной концентрации загрязняющего вещества, если выпуск сточных вод находится на берегу реки.

разбавления n на любом расстоянии от створа выпуска сточных вод.

4.3.4. Метод УралНИИВХ

Метод разработан И. С. Шаховым и В. В. Мороковым [69] 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)

$$s_i = \frac{Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}}{4\pi v p x^{3/2} \Phi\left(\frac{\xi_1}{2}\right) \Phi\left(\frac{\xi_2}{2}\right)} \exp\left[-\frac{y^2 + z^2}{p x^{3/2}} + k_n \frac{x}{v}\right] + s_e \exp\left(k_n \frac{x}{v}\right); \quad (4.54)$$

б) береговой выпуск (начало координат в точке выпуска)

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

$$+ s_e \exp(k_n \frac{x}{v}); \quad (4.55)$$

в) выпуск в точке потока на расстоянии b от берега и h от поверхности (начало координат в середине $0,5B$ и $0,5H$)

$$s_i = \frac{Q_{ст} s_{ст}}{\pi v p x^{3/2} [\Phi(\frac{\xi_5}{2}) + \Phi(\frac{\xi_6}{2})] [\Phi(\frac{\xi_7}{2}) + \Phi(\frac{\xi_8}{2})]} \times \quad (4.56)$$

$$\times \exp\left[\frac{(y+h-0,5H)^2(z+b-0,5B)^2}{p x^{3/2}} + k_n \frac{x}{v}\right] + s_e \exp(k_n \frac{x}{v}),$$

где s_i — концентрация загрязняющих веществ в точке с координатами y (глубина) и z (ширина); $Q_{ст}$, $s_{ст}$ — объем сточных вод, поступающих в реку, и концентрация содержащихся в них загрязняющих веществ; x — расстояние вдоль потока, отсчитываемое от источника; k_n — константа неконсервативности, $1/c$ (авторы метода [69] использовали традиционное значение коэффициента трансформации веществ, поэтому в авторском написании в формулах перед этим коэффициентом стоит знак минус); $\Phi(\xi/2)$ — интеграл вероятности, определяемый по табл. 4.2; p — размерный коэффициент пропорциональности ($m^{1/2}$), определяемый по формуле

$$p = r B^{1/2} (2g)^{1/4} / (C H^{3/4}), \quad (4.57)$$

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

Переменные, определяющие предел интеграла вероятности, находятся из соотношений:

$$\begin{aligned} \xi_1 &= B / (\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}), & \xi_2 &= H / (\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}), \\ \xi_3 &= B \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}), & \xi_4 &= H \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}), \\ \xi_5 &= b \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}), & \xi_6 &= (B - b) \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}), \\ \xi_7 &= h \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}), & \xi_8 &= (H - h) \sqrt{2} / (\sqrt{p} \cdot x^{3/4}). \end{aligned} \quad (4.58)$$

В методе УралНИИВХ предлагается формула для определения расстояния до створа достаточного перемешивания (при этом под створом достаточного перемешивания понимается створ, в котором расхожде-

Таблица 4.2

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

$\xi/2$	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	3221	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

ние максимальной и минимальной концентрации загрязняющих веществ не превышает 20 %, т. е. отношение $s_{\text{макс}}$ к $s_{\text{мин}}$ не более 1,25);

а) выпуск в середине потока

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{H^2 + B^2}{4p \ln(s_{\text{макс}}/s_{\text{мин}})}\right)^2}, \quad (4.59)$$

б) береговой выпуск

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{H^2 + B^2}{p \ln(s_{\text{макс}}/s_{\text{мин}})}\right)^2}, \quad (4.60)$$

в) выпуск в точке на расстоянии $(0,5B - b)$ и $(0,5H - h)$ от середины потока

$$x = \sqrt[3]{\left(\frac{(H - h)^2 + (B - b)^2}{p \ln(s_{\text{макс}}/s_{\text{мин}})}\right)^2}. \quad (4.61)$$

В формулах (4.59)–(4.61) фоновая концентрация загрязняющих веществ не учитывалась, поскольку она предполагается равномерно распределенной по сечению потока.

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

4.3.5. Метод ВОДГЕО

Рассматриваемый метод предложен в 1950 г. В. А. Фроловым, впоследствии его развил и существенно уточнил И. Д. Родзиллер [73, 74].

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 $s_{\text{макс}}$ в которой рассчитывается по формуле

$$s_{\text{макс}} = s_e + (s_{\text{ст}} - s_e)/n. \quad (4.62)$$

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

вующего в разбавлении сточных вод:

$$\gamma = (1 - \beta) / (1 + \beta Q_e / Q_{ст}), \quad (4.63)$$

где

$$\beta = \exp(-a \sqrt[3]{x}). \quad (4.64)$$

Здесь x — расстояние по фарватеру от места выпуска сточных вод до рассматриваемого створа; a — коэффициент, учитывающий влияние гидравлических условий смешения:

$$a = \xi \varphi \sqrt[3]{D/Q_{ст}}, \quad (4.65)$$

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.

Как один из существенных недостатков рассматриваемого метода должен быть отмечен неучет фоновой концентрации при оценке γ .

Коэффициент турбулентной диффузии определяется по формуле (4.10).

Кратность разбавления n и коэффициент смешения γ связаны следующей приближенной зависимостью:

$$n \approx (Q_{ст} + \gamma Q_e) / Q_{ст}. \quad (4.66)$$

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:

$$x_{п.п} = \left[\frac{2,3}{a} \lg \frac{\gamma Q_e + Q_{ст}}{(1 - \gamma) Q_{ст}} \right]^3. \quad (4.67)$$

В соответствии с предложением 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:

$$0,0025 \leq Q_{ст} / Q_e \leq 0,1. \quad (4.68)$$

4.3.6. Метод номограмм, разработанный в ГГИ

Метод разработан Л. И. Фаустовой /87/. 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 типизация рек и водоемов по условиям турбулентного перемешивания, разработанная в лаборатории наносов ГГИ (см. раздел 1).

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

$$\lambda_{\text{заг}} = L_{\text{заг}}/B. \quad (4.69)$$

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

Показатель относительной площади зоны загрязнения определяется по следующей зависимости:

$$\eta_{\text{заг}} = \Omega_{\text{заг}}/\Omega_{\text{общ}}, \quad (4.70)$$

где $\Omega_{\text{общ}}$ и $\Omega_{\text{заг}}$ — соответственно общая площадь водной поверхности и площадь зоны загрязнения между двумя фиксированными створами (начальным и находящимся на расстоянии $L_{\text{заг}}$ 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 $L_{\text{заг}}$ и площадей $\Omega_{\text{заг}}$) при любых соотношениях расходов сточных и речных вод и заданной кратности разбавления.

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

- 1) пользуясь графиком по соотношению расходов сточных и речных вод, для определенной кратности разбавления n снимают значение относительной площади зоны загрязнения $\eta_{\text{заг}}$.

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

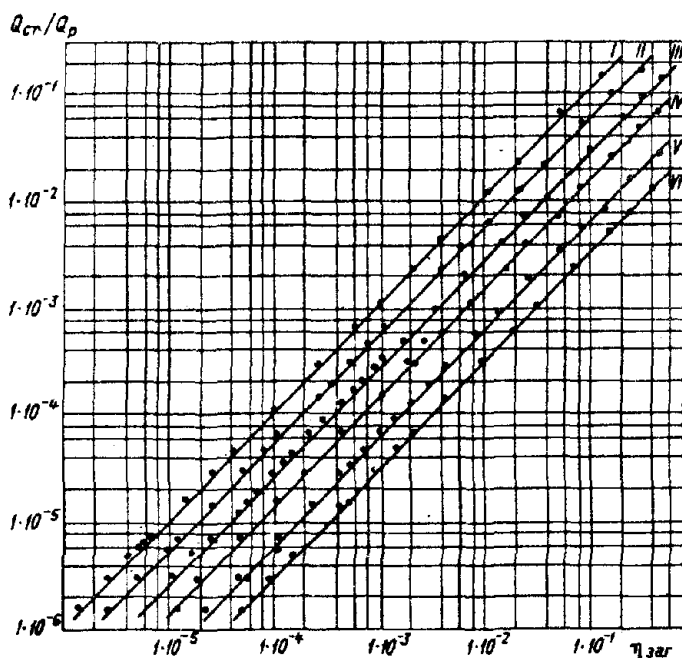


Рис. 4.8. Зависимость $Q_{ст}/Q_p = f(\eta_{заг})$.

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

длину зоны загрязнения $\lambda_{заг}$;

3) по формуле (4.69) 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 п следующий:

1) по формуле (4.69) 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 $\eta_{заг}$;

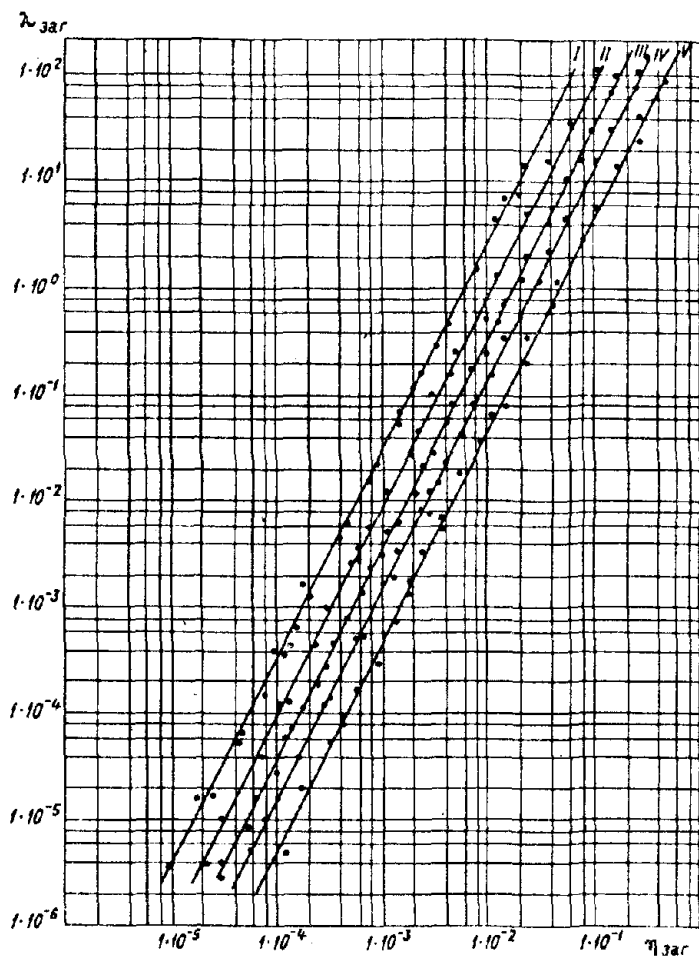


Рис. 4.9. График связи $\lambda_{\text{заг}} = f(\eta_{\text{заг}})$.

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

3) по графику $Q_{\text{ст}}/Q_e = f(\eta_{\text{заг}})$ (см. рис. 4.8) для полученных значений $\eta_{\text{заг}}$ 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 проверке на натурном материале. К сожалению, приходится констатировать, что такого материала в настоящее время явно недостаточно. В ряде случаев, даже, казалось бы, в подробных материалах обследования зон загрязнения, отсутствуют необходимые для расчета гидрологические параметры.

4.3.7. 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 [72] зависимость вида

$$s_{\text{макс.п.с}} = s_{\text{п.с}} + 0,14 \sqrt{N/\tilde{H}} \Delta l s_{\text{ст}} q_{\text{ст}} / [x(Q_c + q_{\text{ст}}) \varphi], \quad (4.71)$$

где $s_{\text{п.с}}$ — средняя концентрация в струе, равная

$$s_{\text{п.с}} = (Q_e s_e + q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}) / (Q_e + q_{\text{ст}}); \quad (4.72)$$

$\tilde{H}$ — относительная глубина, вычисляемая как $\tilde{H} = H/\Delta l$; Δl — расстояние между оголовками рассеивающего выпуска; $q_{\text{ст}}$ — расход сточных вод, вытекающих из одного оголовка, равный $q_{\text{ст}} = Q_{\text{ст}}/j$ (здесь j — число оголовков); Q_c — расход воды части речного потока, заключенной между продольными вертикальными плоскостями, проходящими через центры двух соседних оголовков, вычисляется по формуле $Q_c = \Delta l \tilde{H} v$; φ — коэффициент извилистости реки.

Формула (4.71) 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 $x_{\text{п.с}}$ определяется из зависимости

$$x_{\text{п.с}} = l \sqrt{q_{\text{ст}} v} / (8D), \quad (4.73)$$

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

Если створ, для которого рассчитывается максимальная концентрация, находится от выпуска на расстоянии, превышающем $x_{\text{п.с}}$, расчет

производится детальным методом.

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.

4.3.8. Усовершенствованный метод расчета разбавления при рассеивающих выпусках

Для определения максимальных концентраций загрязняющих веществ, сбрасываемых через рассеивающие выпуски, предлагается номограмма, аппроксимирующая детальный метод расчета разбавления [72]. Ограничения на область применения предлагаемой номограммы обусловлены ограничениями расчетного метода, которые связаны с допущениями, принятыми при постановке задачи (см. п. 4.2.1). Дополнительное ограничение связано с допущением о том, что на распределение максимальной концентрации не влияет расстояние от крайних оголовков выпуска до близлежащих берегов. Это допущение справедливо при следующих часто встречающихся вариантах расположения рассеивающего выпуска: 1) один из крайних оголовков расположен у берега, другой достаточно удален от противоположного берега; 2) оба крайних оголовка достаточно удалены от берегов. Достаточным считается удаление, при котором на рассматриваемом участке водного объекта загрязненная струя не достигает берега. Загрязненной струей здесь названа область, где концентрация загрязняющего вещества больше некоторой заданной малой величины ϵ , называемой точностью расчетов. Значение ϵ принималось равным $0,001 s_{ст}$.

Задача решалась для водотока или зоны односторонних постоянно действующих течений в водоеме. В водный объект через j оголовков рассеивающего выпуска, магистральная труба которого перпендикулярна берегу, а длина рассеивающей части выпуска (фронта рассеяния) равна L , сбрасываются сточные воды, содержащие растворенное консервативное загрязняющее вещество. Концентрация этого вещества в сточных водах равна $s_{ст}$. Оголовки расположены на одинаковом расстоянии друг от друга. Расход сточных вод $Q_{ст}$ равномерно распределяется между всеми оголовками и не меняется во времени. Скорость поступления сточных вод принимается равной скорости течения. Глубина на рассматриваемом участке водного объекта осредняется и принимается постоянной и равной H . Течение считается установившимся и равномерным. Скорость его, осредненная по живому сечению, принимается равной v , коэффициент тур-

булентной диффузии в поперечном направлении — D.

Номограмма (рис. 4.10) позволяет определить максимальную концентрацию загрязняющего вещества в заданном створе как функцию трех безразмерных параметров. В верхней части номограммы по оси ординат отложены в логарифмическом масштабе относительные значения максимальной концентрации $\tilde{s}_{\text{макс}}(x)$

$$\tilde{s}_{\text{макс}}(x) = s_{\text{макс}}(x)/s_{\text{ст}}, \quad (4.74)$$

где $s_{\text{макс}}(x)$ — максимальная по живому сечению концентрация загрязняющего вещества на расстоянии x от места выпуска. $\tilde{s}_{\text{макс}}$ является величиной, обратной кратности разбавления π , и может изменяться от 0 до 1. По оси абсцисс в том же масштабе отложены значения некоторой условной безразмерной функции $\tilde{x}$, зависящей от $\tilde{x}$. Значение $\tilde{x}$ находится по формуле

$$\tilde{x} = x/\Delta x = 8x\Delta H^2 v_j^2 / Q_{\text{ст}}^2, \quad (4.75)$$

где Δx — длина расчетной клетки в детальном методе расчета разбавления.

Кривые в верхней части номограммы определяют зависимость $\tilde{s}_{\text{макс}}$ от $\tilde{x}$ при различных значениях K

$$K = 2fjHv/[(j-1)Q_{\text{ст}}]. \quad (4.76)$$

Нижняя часть номограммы служит для перехода от безразмерной функции ρ к соответствующему $\tilde{x}$ в зависимости от значений величин K и j . Линией перехода для каждой пары значений K и j является ломаная, состоящая из следующих звеньев:

а) отрезок биссектрисы координатного квадранта от начала координат (точка $\tilde{x} = \rho'' = 10$) до вертикальной прямой, соответствующей заданному значению K . На этом участке максимальная концентрация уменьшается, причем центральная струя не испытывает влияния незагрязненных окружающих водных масс, уменьшение концентрации здесь происходит только за счет перемешивания внутри струи;

б) участок вертикальной прямой от биссектрисы до пересечения с наклонной прямой линией, соответствующей заданному значению j . На этом участке происходит дальнейшее перемешивание и расширение загрязненной струи. Однако в центральной части этой струи имеется область, где концентрации выравнены, поперечный градиент и соответственно диффузионный поток равны нулю. Вследствие этого максимальная концентрация остается постоянной;

в) луч наклонной прямой вправо от упомянутого пересечения. На третьем участке наблюдается перемешивание уже по всей ширине загрязненной струи и происходит дальнейшее уменьшение максимальной

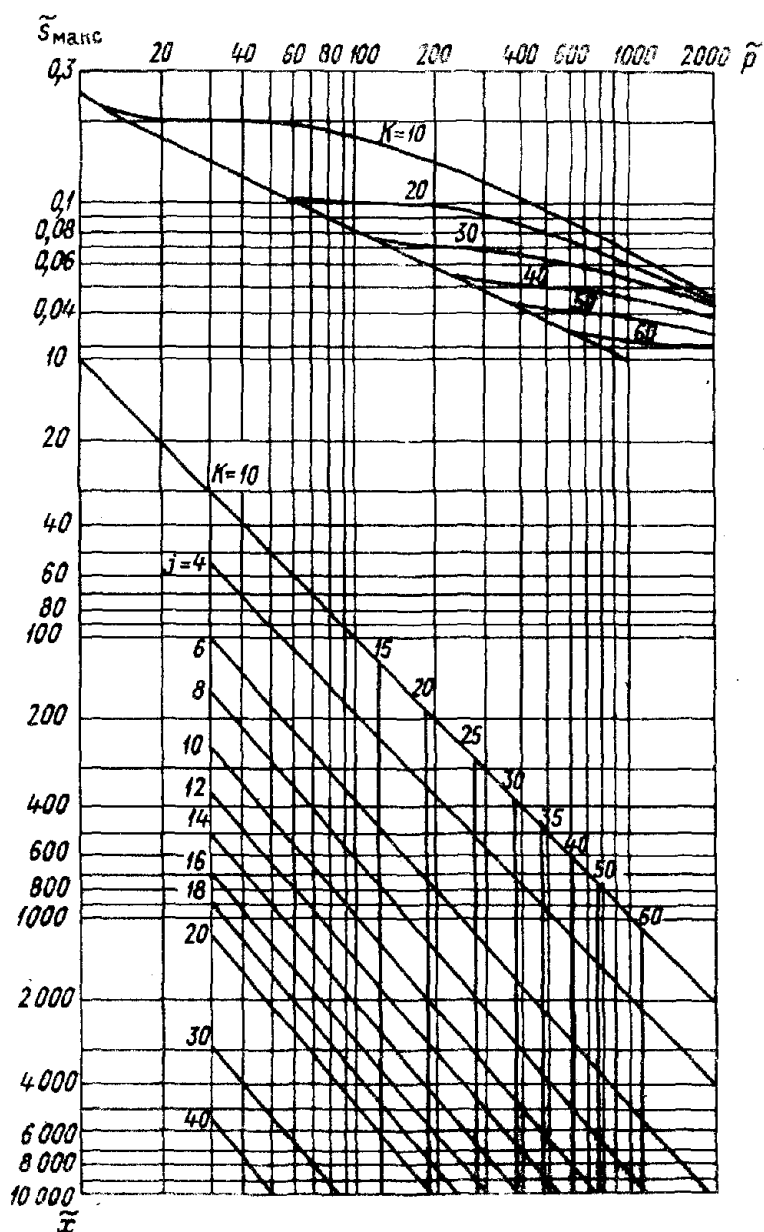


Рис. 4.10. Номограмма $\tilde{s}_{\text{max}} = f(j, K, \tilde{x})$.

концентрации. В качестве примера переходы от $\tilde{x}$ к p'' и от p'' к $\tilde{s}_{\text{макс}}$ при различных значениях $\tilde{x}$ для заданных j и K показаны на рис. 4.11.

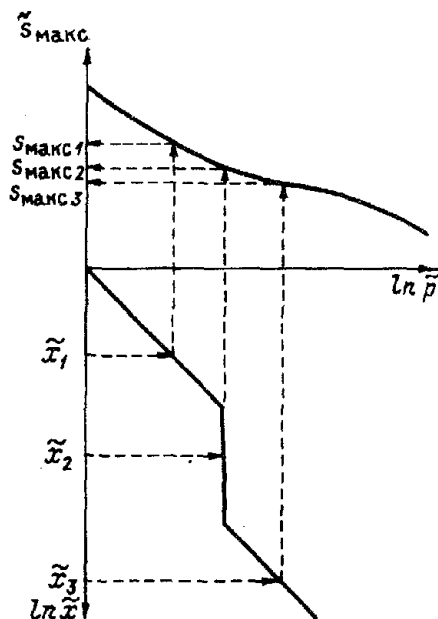


Рис. 4.11. Пример использования номограммы для определения $\tilde{s}_{\text{макс}}$.

При использовании номограммы следует по формулам (4.75) и (4.76) рассчитать значения K и $\tilde{x}$. При этом коэффициент турбулентной диффузии в поперечном направлении может быть вычислен по формулам Л. П. Паля /65/, Л. П. Алексева (см. раздел 2) или (при возможности пренебрежения анизотропией турбулентности) по другим формулам, приведенным в настоящей монографии.

Рассчитанное значение K и заданное j позволяет выбрать нужную ломаную линию в нижней части номограммы. Затем из точки на оси ординат, соответствующей полученному значению $\tilde{x}$, необходимо провести горизонтальную линию до пересечения с ломаной и подняться из точки пересечения вертикально вверх до пересечения с кривой, соответствующей нужному значению K . Горизонтальная линия, проведенная из точки последнего пересечения к оси ординат, даст нужное значение $\tilde{s}_{\text{макс}}$.

Существенным ограничением применения предлагаемого метода является, как говорилось выше, допущение о достаточном удалении крайних оголовков рассеивающего выпуска от берегов. Численные эксперименты показывают, что при принятой точности расчетов и значе-

ниях $\tilde{x}$, для которых построена номограмма ($\tilde{x} \leq 10^4$), это допущение справедливо, если расстояния от крайних оголовков до берегов не меньше половины длины фронта рассеяния. Если это условие не выполняется, номограмма дает заниженные значения $\tilde{s}_{\text{макс}}$. Когда оба крайних оголовка рассеивающего выпуска удалены от берегов на расстояние, меньшее $\Delta l = l/[2(j-1)]$, распределение концентрации вдоль потока также можно получить при помощи номограммы. В этом случае линией связи между $\tilde{x}$ и p'' будет ломаная, состоящая из двух участков: отрезка биссектрисы координатного угла и вертикальной прямой, соответствующей значению K , т. е. максимальная концентрация, достигнув некоторого значения, далее остается постоянной.

Если крайние оголовки рассеивающего выпуска равноудалены от берегов, то поле концентрации характеризуется осевой симметрией, причем ось симметрии совпадает с осью потока. В поперечном профиле концентрации (на произвольном расстоянии от места выпуска) точке $z = 0,5B$ соответствует максимум концентрации (при нечетном числе оголовков) либо локальный минимум (число оголовков четное).

В обоих случаях $\left. \frac{\partial s}{\partial z} \right|_{z=0,5B} = 0$, следовательно, диффузионный поток вещества через ось симметрии в направлении y равен нулю. Очевидно, что при прочих равных условиях распределение максимальной концентрации не изменится, если ось симметрии заменить непроницаемым для данного вещества берегом. Таким образом, при использовании номограммы для расчета продольного профиля максимальной концентрации вещества, сбрасываемого в водный объект через рассеивающий выпуск, один из крайних оголовков которого расположен у берега (первый вариант расположения выпуска), некоторое приведенное число оголовков j' , с которым следует входить в номограмму, определяется по формулам

$$j' = 2j - 1, \quad (4.77)$$

$$j' = 2j, \quad (4.78)$$

причем формула (4.77) соответствует расположению оголовка непосредственно у берега, а при расстоянии от оголовка до берега, приблизительно равном половине расстояния между соседними оголовками, необходимо использовать формулу (4.78). Приведенный расход сточных вод $Q_{\text{ст}}$ и приведенная длина фронта рассеяния L' определяются по формулам

$$Q'_{\text{ст}} = Q_{\text{ст}} j' / j, \quad (4.79)$$

$$L' = L j' / j. \quad (4.80)$$

В остальном метод определения $\tilde{s}_{\text{макс}}$ остается тем же. При интерполяции внутри номограммы следует учитывать логарифмический масштаб.

4.4. Учет неконсервативности загрязняющих веществ при расчете зон загрязнения в реках

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:

$$s_k = s_0 \exp(k_n t). \quad (4.81)$$

Здесь s_k — 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_n — коэффициент неконсервативности вещества ($1/c$) (при распаде $k_n < 0$); t — время (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_{cp} , то время t выражается соотношением

$$t = x/v_{cp}. \quad (4.82)$$

Коэффициенты неконсервативности для рассматриваемых веществ берутся из соответствующих таблиц [28], 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,

$$\delta s_{нк} = s_0 [1 - \exp(k_n t)], \quad (4.83)$$

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 (4.82). Вычисления могут выполняться не только для заданного контрольного створа, но и для ряда последовательно расположенных створов, находящихся на расстоянии $x_1, x_2, \dots, x_n$ от створа выпуска. Для них соответственно получают значения $\delta s_{нк\ 1}, \delta s_{нк\ 2}, \dots, \delta s_{нк\ n}$. Если расчет выполняется для отдельных точек, расположенных в створах 1, 2, $\dots$, n , то в формулу (4.83) 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_n определяются с большими погрешностями.

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 сточных вод 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 в разделе 4.

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. В тех же условиях, но при значительных глубинах в зоне выпуска сточных вод при необходимости оценки процесса в непосредственной близости от сбросных сооружений может использоваться численный метод расчета изотропной диффузии, основанный на

уравнении, записанном в сферических координатах.

Если выполняется расчет разбавления сточных вод, сбрасываемых в водоем через рассеивающие выпуски, то при наличии в водоеме устойчивых однонаправленных течений используется методика, основанная на применении уравнения турбулентной диффузии в декартовых координатах; вычисления производятся так же, как для рек. В случае же если в зоне выпуска течения малы и неустойчивы по направлению, то эффективность рассеивающих выпусков невелика и расчет ведется в цилиндрических координатах с отнесением всего сброса к центру координат.

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 $v_{\text{ст}} > 2$ 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 [50]. Пользуясь этим методом, определяют относительный диаметр струи в конце зоны начального разбавления $\bar{d} = d/d_0$ (где d_0 – диаметр оголовка; d – диаметр загрязненной струи в конце зоны начального разбавления). При этом применяют формулу (4.30).

Кратность начального разбавления n_n вычисляется по формуле (4.29). Расстояние от створа выпуска до створа, в котором заканчивается начальное разбавление, следует рассчитывать по зависимости (4.31).

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 $f(H/d)$, учитывающей стеснение струи (см. рис. 4.5). Тогда кратность начального разбавления в стесненной струе находится по формуле

$$n_{n,c} = n_n f(H/d).$$

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_n равномерно распределены по поперечному сечению загрязненной струи. Поскольку кратность начального разбавления n_n по Лапшеву есть минимальная кратность (максимальная концентрация) в струе, то допущение о равномерном распределении загрязненных вод с концентрацией $s = s_{ст}/n_n$ 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. раздел 4).

5.2.2. Метод расчета установившегося разбавления при отсутствии и наличии вертикального градиента поперечной скорости

Если скорость истечения струи загрязненных вод менее 2 м/с, то начальным разбавлением можно пренебречь. Расчет разбавления следует выполнять численным методом, изложенным в разделе 4. Граничные и начальные условия учитываются таким же образом, как и при расчете разбавления в речных потоках. При отсутствии вертикального градиента поперечной компоненты скорости расчет ведется без смещения расчетных клеток в поперечном направлении.

При наличии вертикального градиента поперечной скорости течения основное разбавление загрязненных вод осуществляется не только под действием турбулентной диффузии, но и в значительной мере под влиянием градиента поперечной составляющей скорости. В определенных случаях эффект распыливания 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. Значения поперечных скоростей следует получать по данным непосредственных измерений в нескольких точках на ряде вертикалей.

Расчет диффузии производится по формуле (4.6). Поперечное смещение расчетных клеток каждого горизонтального слоя относительно

неподвижной продольной координатной оси x выполняется по тому же правилу, что и для учета поперечной циркуляции в речных потоках при расчете турбулентной диффузии (см. раздел 4). Предварительно определяют продольную (v_x) и поперечную (v_z) компоненты средней скорости каждого слоя относительно неподвижной координатной системы hoz . Соответственно поперечное смещение δz расчетных клеток определяется из соотношения

$$\delta z / \Delta x = (\pm) v_z / v_x, \quad (5.1)$$

где Δx — продольный размер расчетной клетки.

Расчет диффузии и сдвиг чередуются так, как это указано в разделе 4.

5.3. Применение уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах

5.3.1. Уравнение турбулентной диффузии

В озерах и крупных водохранилищах на участках сброса сточных вод в определенные периоды времени могут отсутствовать 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 [31, 44]. 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, 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 /44/.

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

$$D \frac{\partial^2 s}{\partial r^2} + \frac{\beta}{r} \frac{\partial s}{\partial r} + k_n s = \frac{\partial s}{\partial t} \quad (5.2)$$

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

$$\beta = D - Q_{\text{ст}} / (\varphi H), \quad (5.3)$$

где $Q_{\text{ст}}$ — расход сточных вод, $\text{м}^3/\text{с}$; 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 $s|_{r \rightarrow 0} = s_{\text{ст}}$, $s|_{r \rightarrow \infty} = 0$. При использовании конечно-разностного метода первое из этих условий учитывается особым способом, рассмотренным ниже, второе — в ходе решения.

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

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

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 распростра-

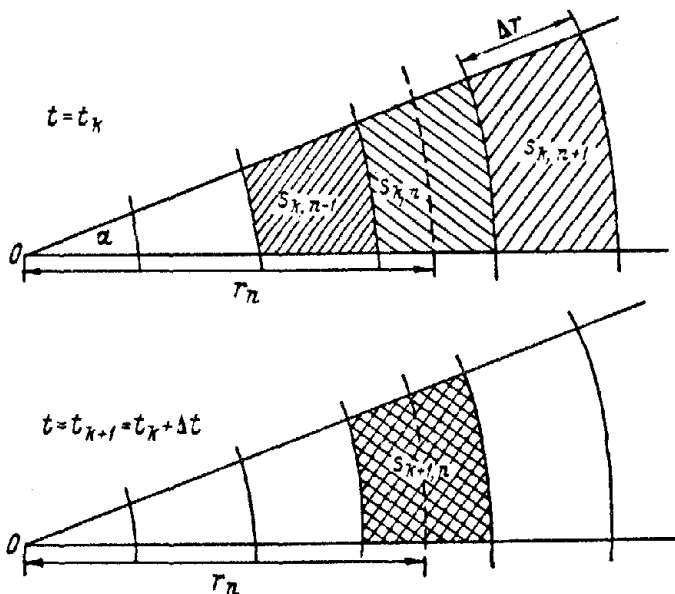


Рис. 5.1. Схема к расчету процесса накопления и диффузии сточных вод при малых неустойчивых течениях в водоеме.

нения 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

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

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 :

$$\eta = 1 - 2D\Delta t/\Delta r^2 + k_n \Delta t, \quad (5.6)$$

$$\nu_n = [D - \beta/(2n - 1)] \Delta t/\Delta r^2, \quad (5.7)$$

$$\mu_n = [D + \beta/(2n - 1)] \Delta t/\Delta r^2. \quad (5.8)$$

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, т. е. в "приведенных" концентрациях.

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

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

где s_{δ} и $(\partial s / \partial r)_{\delta}$ — 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):

$$s_{k+1,1} = a s_{\text{ст}} + b s_{k1} + d s_{k2}, \quad (5.10)$$

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:

$$a = [2Q_{\text{ст}} / (\varphi H)] \Delta t / \Delta r^2, \quad (5.11)$$

$$b = 1 - [Q_{\text{ст}} / (\varphi H)] \Delta t / \Delta r^2 - 2D \Delta t / \Delta r^2 + k_{\text{н}} \Delta t, \quad (5.12)$$

$$d = 2D \Delta t / \Delta r^2 - [Q_{\text{ст}} / (\varphi H)] \Delta t / \Delta r^2. \quad (5.13)$$

Напоминаем, что при распаде веществ $k_{\text{н}}$ принимается отрицательным, поэтому в формулах (5.6) и (5.12) в этом случае член, содержащий $k_{\text{н}}$, также является отрицательным. При положительном $k_{\text{н}}$ 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 . 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 . 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 :

$$H \leq \Delta r = R_{з.ож}/p, \quad (5.14)$$

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

Заметим, что радиус области распространения загрязненных вод R_z отличается от радиуса зоны загрязнения r_z , который назначается по условию $s = \text{ПДК}$ и всегда находится внутри области R_z . Если расчеты покажут существенное отличие получаемого значения R_z от принятого первоначально, т. е. от значения $R_{з.ож}$, то вычисления могут быть повторены при использовании более правдоподобного значения R_z . 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 $D \geq -\beta$, что равнозначно неравенству

$$Q_{ст} \leq 2\varphi HD. \quad (5.15)$$

Подобное ограничение не накладывается на метод прогонки, рассматриваемый в п. 5.4.4. Упомянутый метод может применяться только при возможности использования ЭВМ.

Расчетный интервал времени выбирается согласно условию

$$\Delta t < \Delta r^2 / [2D + Q_{ст}/(\varphi H) - k_n \Delta r^2]. \quad (5.16)$$

Во всех приведенных выше формулах следует выражать время в секундах, глубину и расстояния в метрах, углы в радианах, расход сточ-

ных вод в $\text{м}^3/\text{с}$, коэффициент турбулентной диффузии в $\text{м}^2/\text{с}$, концентрация в $\text{г}/\text{м}^3$ или в условных безразмерных величинах.

Задавшись определенными значениями Δt и Δt , вычисляют все коэффициенты расчетных формул: $a, b, d, \eta, \nu_n, \mu_n$. 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:

$$\eta + \nu_n + \mu_n - k_n \Delta t = 1; \quad (5.17)$$

$$a + b + d - k_n \Delta t = 1. \quad (5.18)$$

Условие (5.17) должно выполняться для каждого элемента n . Для консервативных веществ $k_n = 0$ 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 $1, 2, \dots, n-1, n, n+1, \dots$ и т. д.

Для первого отсека всегда считают по формуле (5.10). В начальный момент в ней только произведение as_{ct} 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 отличны от нуля.

Для остальных отсеков применяют формулу (5.5).

Последовательность расчета такая: сначала вычисляют концентрацию в первом отсеке, затем во втором, в третьем 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 Δt .

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 члены, содержащие k_n , в них отсутствуют.

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

$$t_j = \sum_{k=1}^{k=j} \Delta t_k. \quad (5.19)$$

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 Π_{stj} выражается произведением

$$\Pi_{stj} = Q_{ct} s_{ct} t_j. \quad (5.20)$$

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

$$\delta V_n = \varphi r_n \Delta r H \quad (5.21)$$

и умножив объем на концентрацию, полученную для момента времени t_j в каждом отсеке (элементе), т. е. на s_{nj} , 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

$$\Pi'_{stj} = \sum_{n=1}^N s_{nj} \delta V_n \quad (5.22)$$

При расчете диффузии консервативных веществ разность Π_{stj} и Π'_{stj} даст ошибку расчета. Средняя ошибка значений концентраций δs

$$\delta s = (\Pi_{stj} - \Pi'_{stj}) / \sum_{n=1}^N \delta V_n. \quad (5.23)$$

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.

Сопоставление величин Π_{stj} и Π'_{stj} при расчете для неконсервативных веществ должно давать

$$\Pi_{stj} > \Pi'_{stj}. \quad (5.24)$$

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 лимитирующего вещества 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

$$\Delta x = v \Delta t. \quad (5.25)$$

Расчет диффузии производится по приведенной схеме при $Q_{\text{ст}} = 0$ 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

$$s_{k+1,1} \approx 0,5 (s_{k1} + s_{k2}). \quad (5.26)$$

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

5.3.3. 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

$$r_0 = \sqrt{2W_{ст}/(\pi H)}. \quad (5.27)$$

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

$$r_0 = \sqrt{W_{ст}/(\pi H)}. \quad (5.28)$$

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 $k_n=0$.

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

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

Обозначения те же, что и в предыдущем разделе.

5.3.4. 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, производные по r – центральными разностями

Уравнение принимает вид

$$\begin{aligned} \frac{s_{k+1,n} - s_{k,n}}{\Delta t} = & \sigma \left[\frac{D}{\Delta r^2} (s_{k+1,n+1} - 2s_{k+1,n} + s_{k+1,n-1}) + \right. \\ & + \frac{\beta}{2n\Delta r^2} (s_{k+1,n+1} - s_{k+1,n-1}) + k_n s_{k+1,n} \left. \right] + (1 - \sigma) \left[\frac{D}{\Delta r^2} \times \right. \\ & \times (s_{k,n+1} - 2s_{k,n} + s_{k,n-1}) + \frac{\beta}{2n\Delta r^2} (s_{k,n} - s_{k,n-1}) + \\ & \left. + k_n s_{k,n} \right]. \end{aligned} \quad (5.30)$$

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

Граничные условия записываются следующим образом:

$$s_{k,0} = s_{\text{ст}}; \quad s_{k,N} = 0 \quad (5.31)$$

(о выборе N при расчете см. ниже), начальные условия имеют вид:

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

Выражения (5.30)–(5.32) при каждом $k \geq 1$ и $n = 1, 2, \dots, N$ образуют систему линейных алгебраических уравнений. Решение этой системы будем искать в виде

$$s_{k,n} = s_{k,n+1} \chi_{k,n} + \Psi_{k,n}, \quad (5.33)$$

где $\chi_{k,n}$ и $\Psi_{k,n}$ — функции, называемые прогоночными коэффициентами. Они находятся по следующим рекуррентным формулам:

$$\begin{aligned} \chi_{k,n} &= \mu'_n / (\eta' - \nu'_n \chi_{k,n-1}), \\ \Psi_{k,n} &= (\nu'_n + \eta' F_{k-1,n}) / (\eta' - \nu'_n \chi_{k,n-1}). \end{aligned} \quad (5.34)$$

Здесь введены обозначения:

$$\eta' = 1 + \sigma(2D/r^2 - k_n)\Delta t,$$

$$\begin{aligned}\mu'_n &= \sigma[D + \beta/(2n)] \Delta t / \Delta r^2, \\ \nu'_n &= \sigma[D - \beta/(2n)] \Delta t / \Delta r^2,\end{aligned}\quad (5.35)$$

$$\begin{aligned}F_{k,n} &= \frac{1}{\eta'} \left\{ \left[1 - (1 - \sigma) \left(\frac{2D}{r^2} - k_n \right) \Delta t \right] s_{k,n} + (1 - \sigma) \times \right. \\ &\times \left. \left(D + \frac{\beta}{2n} \right) \frac{\Delta t}{\Delta r^2} s_{k,n+1} - (1 - \sigma) \left(D - \frac{\beta}{2n} \right) \frac{\Delta t}{\Delta r^2} s_{k,n-1} \right\}\end{aligned}\quad (5.36)$$

Исходные значения прогоночных коэффициентов следуют из формул (5.33) и (5.32):

$$\chi_{k,0} = 0; \quad \Psi_{k,0} = s_{\text{ст}}. \quad (5.37)$$

В процессе решения на каждом шаге по времени $k \geq 1$ расчеты осуществляются в два этапа: 1) по формулам (5.33) и (5.37) на основании значений концентраций загрязняющего вещества на предыдущем шаге $s_{k-1,n}$ находятся коэффициенты $\chi_{k,n}$ и $\Psi_{k,n}$ ($n = 1, 2, \dots, N$), причем значение N определяется из условия $\Psi_{k,n} \leq 0,5E$, где E — заданная точность расчетов; 2) по формуле (5.33), полагая $s_{k,N} = 0$, определяются последовательно $s_{k,N-1}$, $s_{k,N-2}$, $\dots$, $s_{k,1}$. Выбор параметра схемы осуществляется из соображений устойчивости. Расчеты показывают, что результат вычислений практически не зависит от значения σ , если $0,5 \leq \sigma \leq 1$. Схема при этом устойчива. Величина Δr выбирается согласно (5.14), Δt должно удовлетворять соотношению

$$\Delta t^{-1} > (2D/\Delta r^2 - k_n)(1 - \sigma). \quad (5.38)$$

5.3.5. Стабилизация зоны загрязнения

Численные эксперименты, проведенные изложенным выше методом при использовании ЭВМ "Минск-32", подтвердили, что зона загрязнения, формируемая подвергающимся распаду веществом, через некоторое число расчетных шагов стабилизируется. Это соответствует физической сущности процесса. Стабилизация наступает при равенстве количества (массы) поступающего со сточными водами в водоем в единицу времени неконсервативного вещества массе распадающегося за то же время вещества в пределах всей области его распространения. Стабилизируется масса одновременно находящегося в водоеме загрязняющего вещества, размер области распространения вещества и распре-

деление в ней его концентрации. Общая масса M_s неконсервативного распадающегося вещества в водоеме в районе сброса сточных вод, может быть приближенно оценена по формуле

$$M_s = -Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}} / k_H, \quad (5.39)$$

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

Поле концентрации в стационарной зоне загрязнения описывается уравнением

$$D \partial^2 s / \partial r^2 + (\beta / r) \partial s / \partial r + k_H s = 0. \quad (5.40)$$

Граничные условия остаются такими же, как и для нестационарного уравнения. Как показано в работе /39/, решение уравнения (5.40) имеет вид

$$s(r) = s_{\text{ст}} 2^{1-p} K_p(r \sqrt{b}) (r \sqrt{b})^p \Gamma(p), \quad (5.41)$$

где

$$b = -k_H / D, \quad p = 0,5(1 - a), \quad a = \beta / D, \quad (5.42)$$

$\Gamma(p)$ — гамма-функция, $K_p(r \sqrt{b})$ — функция Макдональда. Решение (5.41) представлено в виде номограммы $\tilde{s} = \tilde{s}(a, \lambda)$ на рис. 5.2, где введены следующие обозначения:

$$\tilde{s} = s / s_{\text{ст}}, \quad \lambda = r \sqrt{b}. \quad (5.43)$$

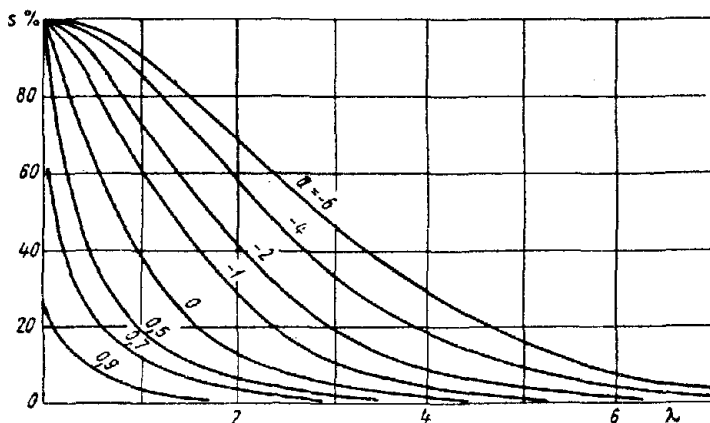


Рис. 5.2. Номограмма $\tilde{s} = \tilde{s}(a, \lambda)$.

Номограмма позволяет определить концентрацию данного вещества на произвольном расстоянии от места выпуска сточных вод или найти расстояние до изолинии произвольной концентрации.

5.4. 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 односторонних переносных течений происходит постепенное возрастание концентрации рассматриваемого вещества и в других частях водоема. Если переносится консервативное вещество или вещества 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 $Q_{\text{ст}}$ ($\text{м}^3/\text{с}$) и концентрацией $s_{\text{ст}}$ ($\text{г}/\text{м}^3$). Предположим, что сбрасывается неконсервативное вещество, характеризующееся коэффициентом неконсервативности k_n ($1/\text{с}$). А. В. Караушевым [71] 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 $T_{\text{усл}}$. Эту величину называют условным временем водообмена (в секундах). В разделе об интегральных показателях уже приводилось выражение $T_{\text{усл}}$. В данном случае оно записывается в виде

$$T_{\text{усл}} = W/Q_{\text{в}}, \quad (5.44)$$

где W — расчетный объем водоема, м^3 ; $Q_{\text{в}}$ — средний за весь расчетный период расход воды в водотоке, вытекающем из водоема, $\text{м}^3/\text{с}$.

Для многих случаев может быть принято следующее приближенное равенство:

$$Q_{\text{в}} = Q_{\text{пр}}, \quad (5.45)$$

где $Q_{\text{пр}}$ — 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 $Q_{\text{в}}$, и тем более для бессточных водоемов, когда $Q_{\text{пр}}$ 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 $Q_{\text{в}}$ и $T_{\text{усл}}$ могут встретиться два следующих случая: 1) объект, сбрасывающий сточные воды в водоем с расходом $Q_{\text{ст}}$ ($\text{м}^3/\text{с}$), 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 обычно бывает) приближенное равенство между расходами водозабора и сброса сточных вод.

В первом случае

$$Q_{\text{в.изм}} = Q_{\text{в}} + Q_{\text{ст}} \quad (5.46)$$

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 W_{s_0} (где s_0 — 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 момент времени t в реке, вытекающей из водоема (эта концентрация принимается равной средней концентрации водных масс в водоеме в тот же момент). Положение о равенстве указанных величин, по-видимому, можно считать достаточно близким к истине при относительно большом основном времени водообмена $T_{\text{усл}}$.

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

$$s = s_* - (s_* - s_0) \exp \left[- \left(\frac{1}{T_{\text{усл}}} + k_n \right) t \right], \quad (5.47)$$

где s_* — предельная концентрация вещества в водоеме, устанавливаю-

щаяся в результате длительного сброса сточных вод в водоем (теоретически $t = \infty$). Эта величина находится по формуле

$$s_* = (Q_{\text{пр}} s_{\text{пр}} + Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}) / (Q_{\text{пр}} + Q_{\text{ст}} - k_n W). \quad (5.48)$$

Коэффициент неконсервативности k_n может быть вычислен по данным наблюдений на том же водоеме при использовании следующей формулы:

$$k_n = [1 - s_{\text{пр}}/s_*] / T_{\text{усл}}. \quad (5.49)$$

Содержащееся здесь время условного водообмена $T_{\text{усл}}$ вычисляется для бытовых условий. Значение k_n 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.

6

РАСЧЕТ ОСАЖДЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И ОБЩАЯ МОДЕЛЬ ПЕРЕНОСА В ВОДОЕМАХ

6.1. Метод расчета осаждения взвесей в речных потоках

В основу расчета осаждения загрязняющих взвешенных веществ в реках положено уравнение распределения их концентрации по длине струи [30, 33]. Это уравнение позволяет рассчитать изменение концентрации в потоке по направлению течения /формула (3.24)/, 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 (3.24) записывается относительно частной фракции частиц, т. е. в виде

$$s_{x\ i} = s_{тр\ i} + (s_{нач\ i} - s_{тр\ i}) \exp[-B_d(u_i + E_i)x/Q_d]. \quad (6.1)$$

Здесь $s_{тр\ i}$ — концентрация частиц расчетной крупности, соответствующая транспортирующей способности потока на рассматриваемом участке струи; $s_{нач\ i}$ — 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 $s_{x\ i}$. При расчете концентрации взвешенных веществ наиболее удобно выражать ее в $кг/м^3$. E_i — коэффициент, определяемый в зависимости от гидравлической крупности частиц и гидромеханического параметра Γ_i для i -й фракции [33/

$$E_i = u_i \Gamma_i / (1 - \Gamma_i) \approx 0,2u_i. \quad (6.2)$$

Второе (приближенное) значение E_j может использоваться при малых скоростях течения.

Гидромеханический параметр Γ_j является функцией коэффициента Шези C и безразмерной величины $G_j = u_j/v_{cp}$ (где v_{cp} — средняя скорость течения), он находится по табл. 6.1.

Содержащаяся в уравнении (6.1) величина B_d выражает среднюю ширину загрязненной струи (области распространения сточных вод) на расчетном участке (действующую ширину), практически она определяется как средняя ширина струи, ограниченной изолинией концентрации, составляющей 0,2 от максимальной концентрации в этой струе. Через Q_d 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_d изменяется по ее длине x . Тем не менее, в целях упрощения вычислений Q_d принимается постоянным на протяжении всей рассматриваемой части струи от 0 до x . Значение Q_d определяется зависимостью

$$Q_d = B_d H v_{cp}, \quad (6.3)$$

где H — средняя глубина загрязненной струи в пределах выделенной области шириной B_d ; v_{cp} — 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_d определяется равенством

$$Q_d = Q_{ст} + Q_e. \quad (6.4)$$

Здесь Q_e — 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 $s_{нач\ i}$. Начальная концентрация вычисляется приближенно по формуле

$$s_{нач\ i} = Q_{ст} s_{ст\ i} / (v_{cp} H B_d). \quad (6.5)$$

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

Таблица 6.1
Таблица функций $\Gamma(C, G)$

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	0,010	0,007	0,006
0,060	0,376	0,236	0,141	0,082	0,049	0,029	0,018	0,013	0,008	0,006	0,004	0,003
0,070	0,323	0,188	0,106	0,056	0,032	0,020	0,012	0,008	0,005	0,003	0,002	0,002
0,080	0,280	0,152	0,079	0,041	0,023	0,013	0,008	0,005	0,003	0,002	0,001	0,001
0,090	0,241	0,124	0,061	0,031	0,017	0,009	0,005	0,003	0,002	0,001	0,000	0,000
0,10	0,207	0,100	0,044	0,023	0,012	0,006	0,003	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000
0,20	0,060	0,017	0,006	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

$i + 1$, 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 $i + 1$ при этом объединяет все остальные более крупные частицы естественных наносов, транспортируемых рекой во взвешенном состоянии. При таком делении частиц на фракции запишем приведенные выше формулы (6.1) и (6.5) и для фракции $i + 1$, заменив в них этим индексом i .

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 взвешенные наносы. Очевидно, что общая естественная мутность составляет из суммы

$$s_e = s_{e i} + s_{e, i+1}, \quad (6.6)$$

где $s_{e i}$ и $s_{e, i+1}$ — 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:

$$P_{s_{e i} \text{ д}} = s_{e i} Q_{\text{д}}, \quad (6.7)$$

$$P_{s_{e, i+1} \text{ д}} = s_{e, i+1} Q_{\text{д}}. \quad (6.8)$$

Расход взвешенных частиц, выносимых со сточными водами, будет

$$P_{s_{i \text{ ст}}} = s_{i \text{ ст}} Q_{\text{ст}}. \quad (6.9)$$

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

$$P_{s_{\text{д изм}}} = P_{s_{i \text{ д}}} + P_{s_{i \text{ ст}}} + P_{s_{i+1} \text{ д}} \quad (6.10)$$

или

$$P_{s_{\text{д изм}}} = P_{s_{\text{де}}} + P_{s_{i \text{ ст}}}, \quad (6.11)$$

где $P_{сд е} = P_{сд i} + P_{сд i+1}$ представляет собой полный естественный действующий расход наносов.

Вычисляется доля (в %) расходов i -й и $i+1$ фракции в составе полного расхода наносов $P_{сд}$ в области распространения сточных вод. Полученное для этой области процентное содержание i -й фракции, т. е. $a_{i изм}$, 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 $a_{i изм}$ и $a_{i+1 изм}$) в полном действующем расходе взвешенных частиц $P_{сд}$ определяется по формулам:

$$a_{i изм} = (a_{i е} + a_{i ст}) \Psi, \quad (6.12)$$

$$a_{i+1 изм} = a_{i+1 е} \Psi, \quad (6.13)$$

где

$$\Psi = (a_{i е} + a_{i+1 е}) / (a_{i е} + a_{i+1 е} + a_{i ст}).$$

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

$$S_{тр} = a S_{взм} \Gamma, \quad (6.14)$$

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

$$\Gamma = \left(\frac{a_{i изм}}{100 \Gamma_i} + \frac{a_{i+1, изм}}{100 \Gamma_{i+1}} \right)^{-1}, \quad (6.15)$$

в этой формуле Γ_i и Γ_{i+1} — частные значения гидромеханического параметра наносов, находимые по табл. 6.1 (см. также /68/) в зависимости от коэффициента Шези C для потока и безразмерных величин $G_i = u_i / v_{ср}$ и $G_{i+1} = u_{i+1} / v_{ср}$.
Общая мутность взмыва ($кг/м^3$) вычисляется по формуле

$$S_{взм} = b N Fr, \quad (6.16)$$

где N — безразмерное характеристическое число (см. табл. 2.8); $Fr = v^2/(gH)$ — число Фруда; b — коэффициент, принимающий следующие значения: $b = 0,65$ при $20 < C \leq 80$, $b = 0,45$ при $10 \leq C \leq 20$.

Остановимся на способе вычисления корректирующего множителя в формуле (6.14). Для этой цели используется значение полного действующего естественного расхода наносов $P_{сдс}$. Для тех же условий вычисляют $S_{тр}$ 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 $S_{тр}$ без множителя "а" обозначают через $S_{тр*}$. Далее умножают значение $S_{тр*}$ на действующий расход воды и вычисляют "а" по формуле

$$a = P_{сдс} / (S_{тр*} Q_d). \quad (6.17)$$

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

$$s_{тр i} = a_{i изм} S_{тр}. \quad (6.18)$$

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. 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 четыре-пять 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 толщины слоя осаждения наносов или размыва донных отложений Δh_i расчетной i -й фракции за время Δt на участке длиной Δx

$$\Delta h_i = (s_{i нач} - s_{i кон}) Q_d \Delta t / (B_d \Delta x \rho_{отл}). \quad (6.19)$$

Здесь $\rho_{отл}$ — плотность донных отложений, $кг/м^3$; 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 толщиной Δh_i , используется равенство

$$\Delta h_{i \text{ заг}} = \Delta h_i / (1 + n), \quad (6.20)$$

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 $P_{s i \text{ ст}}$ к общему расходу этих частиц в начальном створе $P_{s i \text{ д}} + P_{s i \text{ ст}}$, т. е.

$$P_{s i \text{ ст}} / (P_{s i \text{ д}} + P_{s i \text{ ст}}) = n. \quad (6.21)$$

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 $B_{\text{д}}$ и $Q_{\text{д}}$.

При расчете процесса осаждения органических взвешенных веществ может быть учтен их распад, который приводит к уменьшению интенсивности осадконакопления. Эта задача рассматривается в п. 6.3.

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, так же как и в расчетах, выполняемых для речных потоков. Действующий расход принимается постоянным на протяжении всей рассматриваемой части струи на участке от 0 до x и вычисляется по зависимости (6.3). Методика детальных расчетов переноса и осаждения взвешенных веществ в водоемах изложена в п. 6.4.

6.3. Учет неконсервативности осаждающегося вещества

Учет неконсервативности вещества, загрязняющего донные отложения рек и водоемов, осуществляется путем использования формулы (4.81). 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. Сум-

марная 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, $м^3/с$; $s_{ст}$ — содержание загрязняющих веществ в сточных водах за расчетный интервал времени Δt и распад вещества за тот же период по формуле (4.81).

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

$$\Delta M_{sj} = \Delta M_s \{1 - \exp[k_n(j-1)\Delta t]\} + \Delta M_s \{1 - \exp[k_n(j-2)\Delta t]\} + \dots + \Delta M_s \{1 - \exp(k_n\Delta t)\} + M_{sj\text{ост}}. \quad (6.22)$$

Здесь $M_{sj\text{ост}}$ — масса загрязняющего вещества, оставшаяся после распада; k_n — коэффициент неконсервативности, при распаде он берется с минусом, именно этот случай здесь и рассматривается. Подробнее о коэффициенте k_n см. в разделе 4.

Из уравнения (6.22) можно непосредственно получить значение $M_{sj\text{ост}}$, представляющее собой разность поступившего и подвергшегося распаду за время T_j загрязняющего вещества:

$$M_{sj\text{ост}} = \Delta M_s \{1 + \exp(k_n j\Delta t) + \exp[k_n(j-1)\Delta t] + \dots + \exp(k_n\Delta t)\}. \quad (6.23)$$

Последнее равенство можно представить в виде

$$M_{sj\text{ост}} = \Delta M_s [1 - \exp(k_n j\Delta t)] / [1 - \exp(k_n\Delta t)]. \quad (6.24)$$

Уравнение (6.24) 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 (6.24) можно также определить период, в течение которого образуется устойчивая область загрязнения дна водоема. Для этого достаточно выяснить, когда $M_{sj\text{ост}}$ практически перестает возрастать. Постоянство $M_{sj\text{ост}}$ свидетельствует о том, что поступление загрязняющего вещества уравнивается его распадом и, следовательно, область распространения загрязненных вод 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

$$\Delta h_{i \text{ заг}} = \Delta h_{i \text{ заг}} \exp(k_n \Delta t), \quad (6.25)$$

где $\Delta h_{i \text{ заг}}$ — приращение за время Δt высоты слоя отложений лимитирующего вещества i -й фракции (выделяемой по гидравлической крупности частиц взвеси) без учета его распада; $\Delta h_{i \text{ заг}}$ — приращение высоты слоя отложений за счет лимитирующего вещества с учетом его распада. Если распада нет, т. е. $k_n = 0$ и $\exp(k_n \Delta t) = 1$, то происходит непрерывное нарастание слоя осадка консервативного вещества. Величина $\Delta h_{i \text{ заг}}$ определяется методом, изложенным в п. 6.1.

6.4. Модель распространения растворенных и взвешенных веществ в водоемах

6.4.1. Постановка задачи, исходные положения

Существующие методы расчета разбавления сточных вод в водных объектах (реках, озерах, водохранилищах и заливах), основанные на использовании дифференциального уравнения турбулентной диффузии, при правильном задании граничных условий и параметров указанного уравнения позволяют удовлетворительно описывать процесс и получать достаточно надежные результаты.

Наиболее универсальным из упомянутых методов следует считать метод численного решения дифференциального уравнения диффузии, записанного в декартовых координатах.

Практическое применение этого метода для всего водоема в целом при наличии в нем нескольких источников загрязнения, притоков и стока воды встречает определенные затруднения и представляется довольно громоздким, хотя и вполне осуществимым. С другой стороны, для оценки общего санитарного состояния водного объекта и выяснения влияния на него существующих и проектируемых выпусков сточных вод, а также тех или иных гидротехнических сооружений, по-видимому, окажется достаточной более генерализованная схема распределения загрязняющих веществ по акватории. Такая схема может быть получена на основании математической модели, рассматриваемой в настоящем разделе монографии [37, 41].

В основе модели лежит выражение единичного адвективного и турбулентного переноса вещества через контрольную поверхность в водной среде r_s [г/(м² · с)]. Это выражение имеет вид

$$r_s = v_n s - D \partial s / \partial n. \quad (6.26)$$

Здесь v_n — компонента осредненной скорости течения (м/с), направленная по нормали к контрольной поверхности; s — концентрация вещества (г/м³) в точке пересечения нормали n с контрольной поверхностью; D — коэффициент турбулентной диффузии (м²/с) в той же точке. В модели учитываются также процессы взвешивания и осаждения частиц и распада неконсервативного вещества. С помощью излагаемого здесь метода выполняется расчет горизонтальной диффузии. Соответственно надо использовать значение горизонтальной компоненты коэффициента D .

При моделировании предусматривается деление водного объекта на расчетные элементы (объемы), запись для каждого из них уравнения неразрывности, уравнения баланса вещества и численное решение этих уравнений для всей совокупности элементов в пределах рассматриваемого объекта или его части. Элемент ограничивают плоскости, нормальные водной поверхности и упирающиеся в дно водоема. Условлено, что в пределах каждого элемента концентрация вещества s неизменна в пространстве и может меняться лишь во времени. Коэффициент турбулентной диффузии принимается постоянным для всей расчетной области. Скоростное поле в расчетной области водоема принимается неизменным во времени для всего расчетного периода и определяется на основе методики, изложенной выше в п. 2.3.3. Каждой грани расчетного элемента приписывается определенное среднее значение нормальной к ней составляющей скорости течения, т. е. принимается, что на каждой грани наблюдаются течения одного направления и одной интенсивности. При оценке объема элемента используется лишь среднее значение глубины в пределах элемента, получаемое как среднее из средних глубин на четырех гранях, ограничивающих элемент. Вычисление площади грани осуществляется путем умножения ее ширины на среднюю глубину грани.

Моделируется нестационарное поле концентрации. Рассматривается общий случай переноса неконсервативного взвешенного в воде загрязняющего вещества. Для случая переноса растворенного и консервативного вещества соответствующие члены модели превращаются в нули. Модель позволяет выполнить расчет распределения концентрации на заданный момент времени при заданных параметрах выпусков сточных вод: мест сброса, расходов и концентрации вещества в сточных водах и заданном стационарном поле скоростей. Для вычислений использует ЭВМ.

Вся расчетная область водного объекта, начиная от устья впадающего в него главного притока до створа, ограничивающего с внешней стороны расчетную область, или до истока вытекающей из водоема реки разбивается в плане на квадраты равного размера со сторонами Δx и Δz , параллельными прямоугольным координатным осям x и z . Продольная ось x принимается параллельной основному направлению течения, а перпендикулярной оси z приписывается направление, наиболее

удобное для выполнения расчетов. Размеры клеток устанавливаются таким образом, чтобы, с одной стороны, получить достаточное представление о распределении концентрации веществ в водоеме и на его характерных участках, с другой стороны, чтобы объем вычислительных работ не был слишком большим.

Каждую клетку расчетной сетки обозначим индексами i и j , показывающими ее положение соответственно по координатным направлениям x и z (рис. 6.1). На том же рисунке показаны обозначения граней

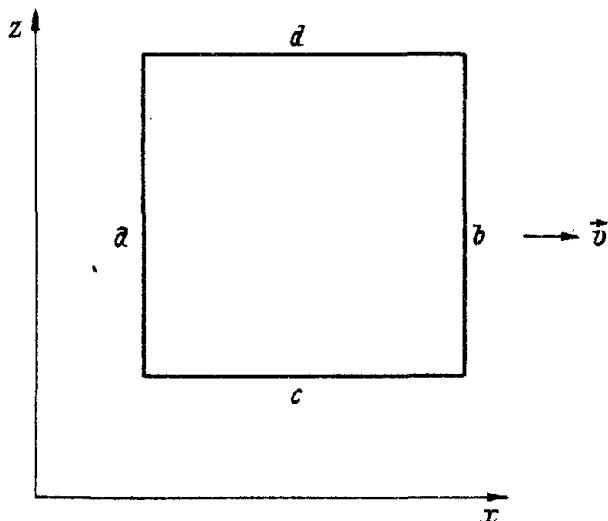


Рис. 6.1. Обозначения граней расчетного элемента.

расчетных элементов a и b — тыльная и фронтальная грани, считая по направлению оси x ; c и d — соответственно тыльная и фронтальная по направлению оси z .

Средние значения компонент скорости течения на гранях клетки обозначим v_a , v_b , v_c и v_d . Эти величины находятся умножением среднего для грани модуля вектора скорости на косинус угла α между средним значением вектора скорости v на грани a , b , c или d и координатной осью, нормальной данной грани, т. е. соответственно осью x или z . Например, для грани "а" будем иметь

$$v_a = \vec{v}_a \cos \alpha. \quad (6.27)$$

Вычисляемая по этой формуле компонента скорости будет положительной, если она направлена в сторону положительного значения соответствующей координатной оси, или же отрицательной, если она направ-

лена в противоположную сторону. Расходы воды через грани a, b, c и d , обозначаемые ниже через q_a, q_b, q_c и q_d , будут соответственно выражаться произведениями компонент скорости на площадь грани, которая равна произведению Δx или Δz на среднюю глубину в пределах грани, т. е. соответственно на H_a, H_b, H_c или H_d . Для грани "a", в частности, будем иметь

$$q_a = v_a \Delta z H_a. \quad (6.28)$$

Расход в $\text{м}^3/\text{с}$. Расход воды приобретает тот же алгебраический знак, что и компонента скорости. Среднюю глубину в пределах контрольного элемента, как отмечено выше, будем задавать приближенно как среднее из четырех значений глубины на гранях. Положительные значения расходов для граней "a" и "c" означают приток в контрольный элемент, а отрицательные — отток. Для граней b и d положительные значения расходов q означают отток, а отрицательные — приток. Соответственно при стационарном режиме течений уравнение неразрывности течений для контрольного элемента ij будет иметь вид

$$q_{ija} - q_{ijb} + q_{ijc} - q_{ijd} = 0. \quad (6.29)$$

Этому условию должно удовлетворять с определенной степенью точности поле скоростей, используемое для расчета поля концентрации по предлагаемому ниже методу.

6.4.2. Уравнение баланса растворенного неконсервативного вещества; неполное расчетное уравнение модели

Рассматривается нестационарный процесс переноса растворенных веществ на фоне стационарного скоростного поля. Для упрощения задачи рассмотрим сперва перенос консервативного растворенного вещества. Учет неконсервативности и относительной скорости взвешенных частиц в воде будет осуществлен введением в уравнение баланса вещества дополнительных членов, учитывающих гидрохимический процесс трансформации вещества и процессы взмыва и осаждения. Ограничиваясь пока случаем консервативного вещества и обозначая через q_s его расход ($\text{г}/\text{с}$) через соответствующие грани контрольного элемента, записываем уравнение баланса следующим образом:

$$q_{sija} - q_{sijb} + q_{sijc} - q_{sijd} = (H \partial s / \partial t) \Delta x \Delta z, \quad (6.30)$$

где t — время.

Расход вещества через грань равен произведению единичного переноса

на площадь этой грани. Например, с учетом соотношения (6.26) при положительной скорости течения v_{ija} расход вещества через грань "а" запишем следующим образом:

$$q_{sija} = [v_{ija}^+ s_{i-1,j} - D(s_{ij} - s_{i-1,j})] / H_{ija} \Delta z, \quad (6.31)$$

где индексы ij и $i-1,j$ при s показывают, что имеется в виду средняя концентрация в элементах, обозначенных этими индексами. Если средняя на грани "а" компонента скорости течения будет отрицательно, т. е. $v_{ija} < 0$, то первый член, стоящий в скобках правой части равенства (6.31), заменяется членом $v_{ija}^- s_{ij}$. Ниже будет записано выражение для q_{sija} в окончательном виде при учете того, что можно запрограммировать выборочный расчет, т. е., например, при $v_{ija} > 0$ брать первый член уравнения и отбрасывать второй, а при $v_{ija} < 0$ — первый отбрасывать, а второй оставлять. Одновременно будут записаны выражения для расходов вещества через грани b, c и d.

Предполагая численное решение задачи с использованием конечно-разностного метода, представим частную производную концентрации по времени также в форме конечных приращений. Запись делаем для расчетных интервалов времени (порядковый номер интервала времени обозначен через k)

$$\Delta t = t^{k+1} - t^k = \text{const}. \quad (6.32)$$

Все интервалы Δt принимаются одинаковыми. Указанная производная для элемента ij будет иметь вид

$$(\partial s / \partial t)_{ij}^{k,k+1} \approx (s_{ij}^{k+1} - s_{ij}^k) / \Delta t. \quad (6.33)$$

Все расходы q_{sij} должны быть отнесены к определенному моменту времени, например к моменту $t^k = k\Delta t$.

Уравнение баланса вещества (6.30) в конечно-разностной форме записывается следующим образом:

$$s_{ij}^{k+1} - s_{ij}^k = (q_{sija}^k - q_{sijb}^k + q_{sijc}^k - q_{sijd}^k) \Delta t / (H_{ij} \Delta x \Delta z). \quad (6.34)$$

Принятое при разбиении области решения равенство $\Delta z = \Delta x$ позволяет упростить запись уравнения (6.34). Соответственно множитель правой части уравнения (6.34) записывается так

$$\Delta t / (H_{ij} \Delta x^2).$$

Умножая на эту величину каждый из четырех членов, стоящих в скоб-

ках в правой части уравнения (6.34), получаем возможность выполнить преобразования. Рассмотрим их на примере члена, выражающего перенос вещества как при положительной скорости (+), так и при отрицательной через грань "а". Умножим q_{sija}^k на дробь, стоящую в правой части уравнения и введем некоторую функцию φ , которая для грани "а" рассматриваемого элемента выразится соотношением

$$\varphi_{ija}^k = q_{sija}^k \Delta t / (H_{ij} \Delta x^2). \quad (6.35)$$

Подобные соотношения могут быть записаны для всех граней элемента ij . Расчетная формула функции φ_{ija}^k получается при использовании выражения (6.31), в которое включаются как положительные, так и отрицательные скорости течения (v_{ija}^+ и v_{ija}^-). Преобразуем это выражение и введем обозначения:

$$\begin{aligned} m_{ija} &= H_{ija} / H_{ij}, \\ \eta_{ija} &= D m_{ija} \Delta t / \Delta x^2, \\ \nu_{ija} &= v_{ija} \Delta x / D. \end{aligned} \quad (6.36)$$

Все эти величины являются безразмерными и не изменяются во времени при стационарном поле скоростей течения. Величина m_{ija} выражает относительную среднюю глубину на грани а (по отношению к средней глубине H_{ij} элемента ij). Аналогичные формулы используются для расчета параметров m , η и ν для остальных граней элемента. Параметры m и η всегда положительны, а параметр ν принимает знак проекции скорости на нормаль к грани.

В результате преобразований и введения в зависимости параметров m , η и ν получаем расчетные формулы для функции φ всех четырех граней:

$$\begin{aligned} \varphi_{ija}^k &= [\nu_{ija} (s_{i-1,j}^{+k} - s_{ij}^{+k}) + s_{i-1,j}^k - s_{ij}^k] \eta_{ija}, \\ \varphi_{ijb}^k &= [\nu_{ijb} (s_{ij}^{+k} + s_{i+1,j}^{+k} - s_{ij}^k) - s_{i+1,j}^k] \eta_{ijb}, \\ \varphi_{ijc}^k &= [\nu_{ijc} (s_{i,j-1}^{+k} + s_{ij}^{+k}) + s_{i,j-1}^k - s_{ij}^k] \eta_{ijc}, \\ \varphi_{ijd}^k &= [\nu_{ijd} (s_{ij}^{+k} + s_{i,j+1}^{+k}) + s_{ij}^k - s_{i,j+1}^k] \eta_{ijd}. \end{aligned} \quad (6.37)$$

Предусматривается выборочный расчет: при положительном значении ν_{ij} оно умножается на значение концентрации, помеченное сверху знаком "+", а концентрация, помеченная знаком "-", отбрасывается.

Если ν_{ij} меньше нуля, то оно умножается на значение концентрации, помеченное сверху знаком "-", а помеченное знаком "+" отбрасывается.

При учете всех принятых выше обозначений расчетная формула концентрации в элементе i записывается в виде

$$s_{ij}^{k+1} = s_{ij}^k + \varphi_{ija}^k - \varphi_{ijb}^k + \varphi_{ijc}^k - \varphi_{ijd}^k. \quad (6.38)$$

Аналогичные формулы могут быть записаны для соседних и всех остальных элементов расчетной области водоема. Содержащиеся в этих формулах функции $\varphi_{i-1,ja}^k, \varphi_{i-1,jb}^k, \dots, \varphi_{i+1,ja}^k, \dots, \varphi_{i+1,j+1,a}^k$ и т. д. вычисляются по формулам, аналогичным формулам (6.37). Расчет полей концентрации выполняется по формуле (6.38) при соответствующем учете начальных, граничных условий и источников загрязнения, находящихся внутри расчетной области водоема.

6.4.3. Начальные и граничные условия.

Учет поступления загрязняющих веществ

В качестве начального условия, отвечающего моменту времени $t = 0$, используются данные о поле концентрации рассматриваемого вещества в расчетной области водоема. Предполагается при этом, что по вертикали водоема концентрация не изменяется и в расчете используется среднее значение для контрольных расчетных объемов.

Учет поступления в водоем загрязняющих веществ вместе со сточными водами или с водами притоков можно осуществить путем введения в расчетное уравнение (6.38) добавочных членов, представляющих собой функции φ , выведенные для указанных видов притока. Следует обратить внимание на то, что φ имеет размерность концентрации и выражает ее изменение в контрольном объеме за время Δt за счет того или иного источника поступления или за счет выноса.

Функция φ , учитывающая приток сточных вод непосредственно в расчетный элемент, имеет вид

$$\varphi_{ijct}^k = Q_{ct} s_{ct}^k \Delta t / (H_{ij} \Delta x^2), \quad (6.39)$$

где s_{ct}^k — концентрация загрязняющего вещества в сточных водах в момент t^k . При наличии нескольких выпусков сточных вод в пределах одного расчетного элемента вычисление функции φ_{ijct}^k ведется по суммарному расходу всех выпусков и среднему взвешенному значению концентрации s_{ct}^k .

Учет крупных притоков, приносящих загрязняющие вещества в расчетные элементы, осуществляется также посредством соответствующего

назначения функции φ_{ij} для той грани элемента, через которую поступает приток.

Расход реки Q_p , воды которой поступают в расчетный элемент, например через грань "а", выразится равенством

$$Q_p = v_{ija} \Delta x H_{ija}. \quad (6.40)$$

Легко заметить, что при значительном расходе воды в реке и сравнительно большой скорости течения в ее устье турбулентным переносом через грань "а" можно пренебречь и учитывать только горизонтальный адвективный перенос, полностью определяемый расходом воды в реке Q_p . В соответствии с этим записываем следующее выражение для функции φ_{ija}^k , которую можно отнести к устьевому створу реки и обозначить через φ_{ijp}^k . В рассматриваемом случае совпадения устьевого створа с гранью "а"

$$\varphi_{ijp}^k = \varphi_{ija}^k = Q_p s_p^k \Delta t / (H_{ij} \Delta x^2). \quad (6.41)$$

В расчетном уравнении (6.38) при этом производится соответствующая замена функции φ_{ija}^k . Уравнение же, записываемое в общем виде, будет содержать добавочный член φ_{ijp}^k , который при вычислениях будет заменять функцию φ_{ij} той грани, которая совпадает с речным устьем.

Основным граничным условием при расчете переноса растворенного вещества в водоеме или водотоке является условие непроницаемости свободной поверхности, дна и берегов водоема. В рассматриваемом случае плановой задачи речь будет идти лишь об учете влияния непроницаемых берегов.

Непроницаемости для адвективного переноса отвечает равенство нулю компоненты осредненной скорости, нормальной к берегу; например, для грани "с" расчетного элемента ij будет иметь $v_{ijc} = z$.

Отсутствие турбулентного переноса вещества через стенку выражается равенством нулю производной концентрации этого вещества по нормали к стенке (к берегу). Так, например, при совпадении грани с с береговой линией водоема получим

$$\left(\frac{\partial s}{\partial y} \right)_{ijc} = \left(\frac{\partial s}{\partial y} \right)_{\text{гран}} = 0. \quad (6.42)$$

Это равенство учитывает непроницаемость стенки (см., например, /29, 31/). Поэтому нет необходимости в использовании применяемого некоторыми авторами для той же цели недостаточно очевидного условия о

равенстве нулю коэффициента турбулентной диффузии на непроницаемой границе потока.

Формула (6.42) соответствует условию зеркального отражения поля концентрации от граничной поверхности, что легко реализуется при выполнении вычислений. Если какая-либо грань расчетного элемента совпадает с непроницаемой поверхностью водоема (в частности, с береговой линией), то значение функции φ_{ij} на этой грани равно нулю. В общем виде граничное условие записывается так

$$\varphi_{ij \text{ гран}}^k = 0. \quad (6.43)$$

Основное расчетное уравнение модели может быть дополнено членами, учитывающими процессы взвешивания и осаждения загрязняющих частиц, а также неконсервативность вещества во взвеси.

6.4.4. Учет неконсервативности вещества и процессов осаждения и взыва, общее уравнение модели

В рассматриваемой модели учитывается процесс снижения концентрации неконсервативного вещества, для чего используется соотношение, отвечающее реакции первого порядка

$$ds = k_n s dt. \quad (6.44)$$

Отсюда непосредственно получаем

$$\varphi_{ij \text{ нк}}^k = k_n s_{ij}^k \Delta t; \quad (6.45)$$

Индекс "нк" при функции φ обозначает, что она учитывает неконсервативность вещества. При распаде вещества этот член получается отрицательным.

Результирующий вертикальный секундный перенос q_{sn} твердых частиц (наносов), относящихся к фракции n (по значению гидравлической крупности u_n м/с) через единицу граничной поверхности дна и водных масс может быть выражен следующей приближенной формулой [33, с. 191/:

$$q_{sn} = (u_n + E_n) s_n - E_n s_{взм.н}. \quad (6.46)$$

Здесь s_n — средняя по вертикали частная мутность (отвечающая концентрации частиц крупностью u_n); $s_{взм.н}$ — частная мутность взыва для той же фракции, определяемая по формуле

$$s_{\text{взм.п}} = a_{\text{взм.п}} S_{\text{взм}} / 100, \quad (6.47)$$

в которой $S_{\text{взм}}$ — общая мутность взмыва, для ее вычисления применяется формула (6.16); $a_{\text{взм.п}}$ — процентное содержание п-й фракции в составе взвешиваемых фракций частиц донных отложений (см. /30, 33/).

Численные эксперименты показали, что содержащийся в формуле (6.46) параметр E_n при малых скоростях ($v < 0,1 \div 0,2$ м/с) может приближенно определяться по соотношению

$$E_n \approx 0,2u_n. \quad (6.48)$$

Формула (6.46) может быть разделена на две части, одна из которых определяет взмыв частиц со дна (индекс "взм"), а другая — их осаждение на дно (индекс "ос"). При этом из формулы непосредственно получаем две следующие функции модели:

$$\varphi_{ij \text{ взм.п}}^k = E_{ij} s_{ij \text{ взм.п}}^k \Delta t / H_{ij}, \quad (6.49)$$

$$\varphi_{ij \text{ ос.п}}^k = (u_n + E_n)_{ij} s_{ijn}^k \Delta t / H_{ij}. \quad (6.50)$$

Общее расчетное уравнение модели приобретает вид

$$s_{ij}^{k+1} = s_{ij}^k + \varphi_{ija}^k - \varphi_{ijb}^k + \varphi_{ijc}^k - \varphi_{ijd}^k + \varphi_{ijст}^k + \varphi_{ijр}^k + \varphi_{ijnк}^k + \\ + \varphi_{ij \text{ взм.п}}^k - \varphi_{ij \text{ ос.п}}^k. \quad (6.51)$$

Эта модель применяется для получения генерализованной схемы распределения загрязняющих веществ. Она не может применяться для оценки процесса в непосредственной близости оголовков сбросных сооружений.

6.4.5. Порядок вычислений

Рассматриваемая модель процесса переноса и диффузии веществ в водоеме при ее численной реализации дает сглаженную в плане и во времени картину распределения концентрации в водном объекте. Поле концентрации предыдущего момента времени t^k является исходным для расчета поля для последующего момента t^{k+1} .

Расчет поля концентрации по изложенной модели целесообразно вести при использовании ЭВМ. Можно рекомендовать следующую последовательность вычислений.

Подготавливается весь необходимый для расчета исходный материал: план водоема в изобатах или в изогипсах, детальные данные о

скоростном поле водоема, о составе донных наносов, о расходе и концентрации лимитирующего вещества в сточных водах. На плане отмечаются места впадения притоков и поступления сточных вод, проводятся координатные оси x и z и параллельно этим осям в соответствии с конфигурацией водоема вычерчивается расчетная сетка со сторонами $\Delta x = \Delta z$. Размер клеток назначается таким образом, чтобы удовлетворительно осветить поле концентрации в водоеме и в то же время не потребовался бы чрезмерный объем вычислительных работ, к чему приводит выбор слишком малых значений Δx .

Для всех граней каждого расчетного элемента вычисляются средние глубины H_a, H_b, H_c и H_d и нормальные составляющие скоростей течения (осредненные для граней) v_a, v_b, v_c и v_d . Далее вычисляются средние значения глубин для всех элементов.

Вычисляется горизонтальная компонента коэффициента турбулентной диффузии. Назначается продолжительность расчетного интервала времени Δt . При этом учитывают достаточность исходной информации, цель, которую преследуют при выполнении расчета, и требуемую детализацию процесса во времени, а также объем вычислительных работ.

Для предварительной ориентировочной оценки наибольшего допустимого расчетного интервала Δt можно исходить из условия допустимости выноса за это время определенной части γ водных масс из контрольного элемента, имеющего объем $H\Delta x^2$. Результирующий вынос водных масс осуществляется лишь за счет адвективного переноса. Суммарный вынос водных масс за время Δt через все m граней, на которых компонента скорости v_r направлена из контрольного элемента, выражается произведением

$$\Delta x \Delta t \sum^m |v_r H_r|,$$

где r — порядковый номер грани; m — число граней, через которые осуществляется вынос водных масс из контрольного объема; берется абсолютное значение произведения скорости на глубину.

Принятое условие позволяет записать

$$\Delta t \leq \gamma H \Delta x / \sum^m |v_r H_r|. \quad (6.52)$$

Некоторые предварительные расчеты позволили получить численное значение γ . Оказалось, что удовлетворительный результат можно получить при $\gamma = 0,5$.

При оценке Δt следует брать тот контрольный элемент, на гранях которого наблюдаются наиболее значительные (по сравнению с другими элементами) компоненты скорости.

Окончательный выбор Δt должен осуществляться в процессе численной реализации модели.

Выбрав конкретное значение Δt , вычисляют содержащиеся в уравнении постоянные величины.

Далее определяют функции φ^k для граней всех расчетных элементов, и функции, учитывающие приход и потерю вещества. Затем находят значения концентрации вещества s^{k+1} в расчетных клетках по обобщенной формуле (6.51), учитывая при этом граничное условие $\varphi_{\text{гран}}^k = 0$.

Аналогичным образом расчет ведется для последующих интервалов времени. Если ставится задача получения поля концентрации на определенный момент времени, то расчет доводят до указанного момента. Если же необходимо получить стабилизировавшееся поле, то расчет ведут до тех пор, пока изменения концентраций в расчетных клетках от интервала к интервалу не станут практически несущественными или же окажутся равными наперед заданным допустимым отклонениям.

6.5. Распространение взвешенных наносов при производстве земляных работ в водоемах

6.5.1. Постановка задачи и расчетные зависимости

В водоемах при разработках подводных каналов, сооружении земляных дамб и выполнении других строительных работ нарушается естественный режим транспорта наносов, возникают зоны повышенной мутности. Это может привести к нежелательным изменениям глубин, ухудшению качества воды, нарушениям экологического режима водоема. Возникает необходимость изучения и расчета зон повышенной мутности, переноса и осаждения взвешенных наносов в районах искусственного взмучивания.

Рассматриваются два вида земляных работ: 1) разработка подводных каналов, 2) отсыпка дамб. Для каждого из них предлагается способ расчета. В основу расчета положено уравнение баланса наносов транзитной струи [33/].

Первый способ позволяет оценить последствия разработки подводных каналов, осуществляемой методом землечерпания. На участке работ изменяется гидравлика и мутность потока, что обусловлено не только нарушением режима скоростей и увеличением глубин, но и воздействием механизмов на грунт, потерей части наносов из ковшей.

Второй способ позволяет оценить процесс взмучивания наносов при отсыпке дамбы. В этом случае грунт ссыпается непосредственно с гребня дамбы, образуя склон с углом естественного откоса α . Основные расчетные формулы этих двух методов построены с учетом предположения, что ось x совпадает с направлением осредненного течения. Все расчеты ведутся относительно этой оси, начиная от зоны производства работ. Рассматривается струя потока шириной B_d (действующая ши-

рина); расход воды в этой струе можно назвать действующим и обозначить Q_d . Значение B_d соответствует ширине загрязненной струи в начальном створе, перпендикулярном оси x . Ширины B_d определяются по соответствующим зависимостям для каждого из рассматриваемых случаев (см. ниже).

Расчет переноса наносов выполняется по следующей формуле, позволяющей получить распределение концентрации наносов вдоль оси и вместе с тем охарактеризовать процессы взмыва и осаждения:

$$S_{\text{кон}} = S_{\text{тр}} + (S_{\text{нач}} - S_{\text{тр}}) \exp[-(u + E) B_d \Delta x / Q_d]. \quad (6.53)$$

Зависимость (6.53) дает общую мутность, под которой понимают суммарную концентрацию всех взвешенных в воде фракций наносов. Эта зависимость записана в соответствии с видом приведенной выше формулы (6.1), относящейся к частной мутности, т. е. отвечающей содержанию отдельной фракции.

В зависимости (6.53) $S_{\text{кон}}$ — общая мутность в конце расчетного участка длиной Δx ; $S_{\text{тр}}$ — мутность, соответствующая транспортирующей способности потока; $S_{\text{нач}}$ — начальная мутность, т. е. мутность в начальном створе расчетного участка (в створе, для которого определены B_d и Q_d); u — средняя гидравлическая крупность транспортируемых во взвешенном состоянии наносов; E — коэффициент, зависящий от скорости потока и гидравлической крупности взвешиваемых частиц. Значение Q_d определяется по зависимости

$$Q_d = B_d H v, \quad (6.54)$$

где v — осредненная скорость течения в начальном створе; H — средняя глубина в этом створе.

Коэффициент E вычисляется по формуле (6.2)

$$E = u\Gamma / (1 - \Gamma).$$

Гидромеханический параметр Γ (см. п. 6.1) находится по таблице 6.1 в зависимости от коэффициента Шези C и безразмерной величины $G = u/v$; в данном случае вычисление ведется по средней гидравлической крупности транспортируемых наносов. Для приближенных расчетов при слабых течениях в водоемах E вычисляется по формуле (6.48)

$$E \approx 0,2u.$$

Общая мутность, отвечающая транспортирующей способности потока, вычисляется по формуле (6.14), т. е.

$$S_{\text{тр}} = \Gamma S_{\text{взм}}.$$

Мутность взмыва $S_{взм}$ вычисляется по приводимым ниже формулам, каждая из которых соответствует условиям рассматриваемого случая.

6.5.2. Расчет мутности при разработке каналов

В первую очередь надо определить значение действующей ширины B_d . Эта величина определяется как проекция фронта работ на направление, перпендикулярное оси x , и соответствует ширине потока в начальном створе. Под фронтом работ понимается участок производства работ, протяженностью B_ϕ в плоскости зеркала водоема и глубиной l_ϕ , измеряемой по перпендикуляру к B_ϕ . Для вычисления B_d предлагается следующая формула:

$$B_d = B_\phi \sin \beta + l_\phi \cos \beta, \quad (6.55)$$

где β — изменяющийся от 0 до 90° угол между линией фронта работ и направлением течения, т. е. осью x . При $\beta = 90^\circ$ $B_d = B_\phi$, а при $\beta = 0$ $B_d = l_\phi$. Ширина фронта работ определяется числом n одновременно работающих механизмов и шириной фронта работ каждого из них b_ϕ , т. е.

$$B_\phi = nb_\phi. \quad (6.56)$$

Значение мутности взмыва $S_{взм}$ при отсутствии волнения вычисляется по формуле

$$S_{взм} = 0,15 N v_H^2 / H, \quad (6.57)$$

а при наличии волнения по формуле

$$S_{взм} = 0,15 N (|v_H| + |\overline{v_{волн}}|)^2 / H. \quad (6.58)$$

В этих зависимостях N — безразмерное характеристическое число турбулентного потока; $|v_H|$ — абсолютное значение переносной скорости течения у дна; $|\overline{v_{волн}}|$ — среднее из абсолютных значений продольной составляющей орбитальной скорости у дна. О способах вычисления этих величин и числа N подробно сказано в разделе 2.

Мутность в начальном створе первого расчетного участка находится по зависимости

$$S_{нач} = P' \rho_c n \gamma / Q_d, \quad (6.59)$$

где P' — производительность одного ковша, m^3/c ; ρ_c — плотность смеси воды и грунта в ковше; γ — коэффициент, показывающий какая часть

массы наносов теряется из ковша и попадает в воду. При выполнении расчета надо учитывать, что в предельном случае ρ_c равно плотности грунта $\rho_{гр}$, в большинстве же случаев $\rho_c < \rho_{гр}$.

Расчет распределения мутности по оси x ведется по формуле (6.53) от участка к участку. В пределах каждого участка гидравлические и морфометрические характеристики должны быть однородны. В соответствии с этим условием определяется длина участка Δx . Полученное по расчету значение мутности в конце первого расчетного участка является начальным для второго. В дальнейшем $S_{кон}$ каждого предыдущего участка является $S_{нач}$ последующего. Расчет выполняется до получения значений мутности, обусловленных поставленной задачей, или значений мутности на заданных расстояниях.

6.5.3. Способ расчета мутности при отсыпке дамбы

Расчет распространения взвешенных наносов, поступающих в водоем при отсыпке дамбы, выполняется по формулам (6.53) и (6.14). Поскольку поступление наносов в районе откоса дамбы происходит только за счет естественного размыва под влиянием течений и волнения, начальная мутность в этом случае вычисляется как мутность взмыва на естественном откосе с углом α , т. е.

$$S_{нач} = S_{взм \alpha} \quad (6.60)$$

В формулу мутности взмыва (6.57) и (6.58) вводится дополнительный множитель $(1 - \sin \alpha)$, учитывающий угол откоса α , формирующегося при отсыпке грунта в голове дамбы.

Мутность взмыва вычисляется по формулам:

— для штилевых условий

$$S_{взм \alpha} = 0,15 N v_H^2 / [H_{co} (1 - \sin \alpha)]. \quad (6.61)$$

— при наличии волнения

$$S_{взм \alpha} = 0,15 N (|v_H| + |\overline{v_{волн H}}|)^2 / [H_{co} (1 - \sin \alpha)]. \quad (6.62)$$

Здесь H_{co} — средняя глубина на откосе дамбы, принимаемая постоянной по всей ширине фронта работ ($B_{ф}$). Под фронтом работ в этом случае понимается ширина зоны, расположенной в торцевой части дамбы, где производится отсыпка грунта. Принимается, что направление течения перпендикулярно оси дамбы, т. е. направлено параллельно ее торцевой части. При этом ширина области взмучивания, обозначаемая, как и прежде, B_d , соответствует размерам конуса отсыпки грунта. Значе-

ние B_d приближенно можно определить по формуле

$$B_d = H / \operatorname{tg} \alpha, \quad (6.63)$$

где H — средняя глубина у основания формирующегося откоса по всей ширине дамбы. С достаточным приближением можно принять

$$H_{co} = 0,5H. \quad (6.64)$$

Расчет ведется от участка к участку. Длина первого расчетного участка вычисляется по приближенной зависимости

$$\Delta x = 1,3B_{\phi}, \quad (6.65)$$

где 1,3 — дополнительный множитель, посредством которого учитывается что размыву подвергается не только торцевая, но и часть боковой поверхности конуса у головы дамбы. Последующие участки назначаются так же, как и в предыдущем случае. В результате расчета получаются значения мутности на различных расстояниях от начального створа. Используя приведенные выше зависимости, можно приближенно рассчитать распространение в водоеме взвешенных частиц, поступающих в него при разработке каналов и отсышке дамб, и оценить процессы взмыва и осаждения на разных участках по оси x .

7

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

7.1. Гидрологические показатели средней загрязненности и общей нагрузки речного потока

7.1.1. Абсолютный показатель общей нагрузки

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.

Абсолютный показатель общей нагрузки характеризует среднюю насыщенность потока лимитирующим или репрезентативным загрязняющим веществом или смесью веществ ниже места сброса сточных вод. Он может выражаться посредством прямых характеристик концентрации веществ (например, суммой ионов) или косвенных (БПК, ХПК, в некоторых случаях электрической проводимостью и т. д.).

Общая нагрузка выражается средней (в потоке) концентрацией s_{Π} рассматриваемого вещества или суммы веществ. Величина s_{Π} 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_{Π} лишь условно характеризует среднюю концентрацию. В обоих случаях s_{Π} позволяет получить полную характеристику нагрузки потока загрязняющими веществами в течение года или любого заданного промежутка времени.

Для вычисления s_{Π} можно применить формулу (1.2) или (3.2). Оценку изменчивости показателя s_{Π} во времени можно выполнить в двух вариантах: 1) представить s_{Π} 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) представить s_{Π} как функцию обеспеченности P суточных расхо-

дов реки многолетнего ряда наблюдений. Надо иметь в виду при этом, что обеспеченность средней концентрации s_{Π} , вычисляемой по формуле (1.2), при $Q_{\text{ст}} = \text{const}$ и $s_{\text{ст}} = \text{const}$ будет равна $100 - P_Q \%$ (где P_Q — обеспеченность расходов воды, выраженная в процентах).

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

$$s \leq \text{ПДК}. \quad (7.1)$$

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 осуществ-

ляться на основе применяемого в практике условия

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_i}{\text{ПДК}_i} \leq 1, \quad (7.2)$$

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

Если $s = \sum s_i$, то предельное условие сохранения удовлетворительного качества воды по m лимитирующим веществам в водотоке будет /35/

$$sR \leq 1, \quad (7.3)$$

где

$$R = \frac{1}{\boxed{\text{ПДК}}_m} \sum_{i=1}^m \frac{a_i}{\xi_i}. \quad (7.4)$$

Содержащиеся здесь величины a_i и ξ_i выражают соответственно относительные значения концентрации и ПДК i -го вещества; здесь использовано также обозначение $\boxed{\text{ПДК}}_m = \sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i$ (подробнее об этом сказано выше в разделе 1 настоящей монографии).

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

В ряде случаев сомнения в объективности принципа (7.2) объясняются получаемыми иногда при расчетах противоречивыми результатами. Это вызывается обычно неполным учетом лимитирующих веществ, когда разными лицами выбор веществ осуществляется по-разному. Следует подчеркнуть, что при оценке качества вод по критерию (7.2) необходимо учитывать все содержащиеся в сточных водах лимитирующие вещества. На первых стадиях проектирования могут использоваться ориентировочные данные об основных репрезентативных лимитирующих веществах, в частности приводимые в таблицах раздела 8 настоящей монографии.

Показатель превышения загрязненности над нормой выражается обеспеченностью $R_{\text{заг}} \%$ 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 $P_{\text{заг}}$ удобно пользоваться следующим графическим способом. Строится кривая обеспеченности $s_{\text{п}}$ и проводится прямая, отвечающая ПДК для рассматриваемого загрязняющего вещества. На пересечении графика $s_{\text{п}}(P)$ с прямой ПДК получают точку, дающую обеспеченность $P_{\text{заг}}$ 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 $P_{\text{заг}}$ можно пользоваться показателем непревышения загрязненности над нормой $P_{\text{ч}} \%$, который выражает обеспеченность непревышения загрязненности над нормой по числу дней или других единиц времени в процентах. Значения $P_{\text{ч}} \%$ определяются из соотношения

$$P_{\text{ч}} = 100 - P_{\text{заг}} \quad (7.5)$$

7.1.3. Показатели относительных значений продолжительности и объемов стока загрязненной и чистой воды

Показатель относительной продолжительности стока загрязненной воды $\tau_{\text{заг}}$ выражается отношением времени $T_{\text{заг}}$, 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 $T_{\text{год}}$ или многолетнему периоду:

$$\tau_{\text{заг}} = T_{\text{заг}} / T_{\text{год}} \quad (7.6)$$

Время $T_{\text{заг}}$ определяется по хронологическим графикам $s_{\text{п}}(t)$ или $\alpha_s(t)$, на которых вычерчиваются прямые горизонтальные линии нормативных значений ПДК или соответственно $\alpha_s = 1$. На пересечении графика $s_{\text{п}}(t)$ или $\alpha_s(t)$ 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 $\Delta T_{\text{заг}}$ и чистого $\Delta T_{\text{ч}}$ стока. Полное время $T_{\text{заг}}$ находится как сумма

$$T_{\text{заг}} = \sum_{i=1}^P \Delta T_{\text{заг } i} \quad (7.7)$$

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

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

$$\tau_{\text{ч}} = T_{\text{ч}}/T_{\text{год}} = (T_{\text{год}} - T_{\text{заг}})/T_{\text{год}} = 1 - \tau_{\text{заг}}. \quad (7.8)$$

Здесь $T_{\text{ч}}$ — общая продолжительность чистого стока в году, вычисляемая подобно величине $T_{\text{заг}}$:

$$T_{\text{ч}} = \sum_{i=1}^q \Delta T_{\text{ч } i}, \quad (7.9)$$

q — общее число интервалов времени $\Delta T_{\text{ч } i}$, отвечающих протеканию чистой воды.

Показатели $\tau_{\text{заг}}$ и $\tau_{\text{ч}}$ 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.

Показатель относительного объема загрязненного стока $a_{\text{заг}}$ выражает отношение стока загрязненной воды $V_{\text{заг}}$ через заданный створ за год ко всему годовому стоку реки $V_{\text{год}}$, т. е.

$$a_{\text{заг}} = V_{\text{заг}}/V_{\text{год}}. \quad (7.10)$$

Величина $V_{\text{заг}}$ определяется по площади отсеков гидрографа $Q(t)$, ограниченных вертикальными линиями, проведенными через точки деления абсциссы $T_{\text{год}}$ на отрезки $\Delta T_{\text{заг}}$ и $\Delta T_{\text{ч}}$. Общий объем складывается из объемов стока $\Delta V_{\text{заг } i}$ за отдельные периоды $\Delta T_{\text{заг } i}$, т. е.

$$V_{\text{заг}} = \sum_{i=1}^p \Delta V_{\text{заг } i}. \quad (7.11)$$

Показатель относительного объема чистого стока $a_{\text{ч}}$ вычисляется по соотношению

$$a_{\text{ч}} = V_{\text{ч}}/V_{\text{год}} \text{ или } a_{\text{ч}} = (V_{\text{год}} - V_{\text{заг}})/V_{\text{год}}, \quad (7.12)$$

где $V_{\text{ч}}$ — объем стока чистой воды. Как и в предыдущем случае,

$$V_{\text{ч}} = \sum_{i=1}^q \Delta V_{\text{ч } i}, \quad (7.13)$$

$\Delta V_{\text{ч } i}$ — объем стока чистой воды за отдельные периоды $\Delta T_{\text{ч } i}$.

Если предварительно была вычислена величина $V_{\text{заг}}$, то очевидно

$$V_{\text{ч}} = V_{\text{год}} - V_{\text{заг}}. \quad (7.14)$$

Показатели $a_{\text{заг}}$ и $a_{\text{ч}}$ позволяют оценить долю загрязненного (или соответственно чистого) стока реки, питающей озеро, водохранилище или море. Если проектируется использование всего водотока на водоснабжение, то показатели $a_{\text{заг}}$ (или $a_{\text{ч}}$) 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.

7.2. Гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязненности речных потоков и водоемов

7.2.1. Применение показателей и лимитирующее расстояние

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 характеристики их изменчивости. Размеры зон загрязнения могут задаваться в линейных двумерных и пространственных единицах. Соответственно могут быть вычислены следующие относительные показатели загрязнения: линейный $\lambda_{\text{заг}}$, двумерный $\eta_{\text{заг}}$, объемный $\mu_{\text{заг}}$.

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 применяются 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.

Планирование размещения и установление допустимых сбросов сточных вод в реки, озера и водохранилища осуществляется на основе оценки условий водопользования. Действующими "Правилами охраны вод от загрязнения сточными водами" /66/ предусматриваются определенные условия сброса сточных вод при рыбохозяйственном и хозяйственно-бытовом водопользовании. Более жесткими являются требования к водоемам рыбохозяйственного назначения. Для них при сбросе сточных вод, согласно Правилам, должно выполняться требование непревышения концентрации любого лимитирующего вещества на лимитирующем расстоянии $x_{лр}$, измеряемом по длине потока от пункта сброса сточных вод. Указанное расстояние назначается органами рыбной охраны, но не должно превышать 500 м, т. е. в отдельных случаях может ставиться требование, чтобы $x_{л} = 0$. Это означает, что сточные воды, сбрасываемые в водоем рыбохозяйственного назначения, должны удовлетворять условию непревышения ПДК по всем содержащимся в них лимитирующим веществам.

При хозяйственно-бытовом использовании водоема Правилами устанавливается требование, чтобы на контрольном расстоянии, 1000 м от места водозабора водные массы по всем показателям не превышали соответствующие значения ПДК. В этом случае общее расстояние между пунктом сброса сточных вод и пунктом водозабора $x_{общ}$ должно оцениваться по сумме значений $x_{лх}$ и 1000.

Таким образом, при планировании сбросов сточных вод в водные объекты указанного выше вида водопользования необходимо учитывать следующие ограничительные условия:

$$x_{лр} \leq 500 \text{ м,}$$

$$x_{общ} \geq x_{лх} + 1000. \quad (7.15)$$

В дальнейшем изложении индексы "р" (рыбохозяйственный) и "хб" (хозяйственно-бытовой) при $x_{л}$ будем опускать.

Расстояние $x_{л}$ выражает длину зоны загрязнения. Расстояния $x_{общ}$ и $x_{л}$ в реках измеряются вниз по течению от створа сброса сточных вод.

Правилами не предусматривается учет местоположения максимальной концентрации по ширине речного потока при назначении расстояний $x_{л}$ и $x_{общ}$. При назначении этих расстояний для озер и водохранилищ отсчет ведется по линии, соединяющей места выпуска сточных вод и водопользования. Если берег водоема на данном участке вогнутый,

то указанная линия будет прямой, а если выпуклой, то – криволинейной, повторяющей в общих чертах ход береговой линии.

Во многих случаях важно знать максимальную концентрацию загрязняющего вещества $s_{\text{макс. л}}$ на лимитирующем расстоянии $x_{\text{л}}$. Для оценки условий водопользования может использоваться относительный показатель $\Psi_{\text{л}}$ максимальной концентрации на указанном расстоянии. Он вычисляется по формуле

$$\Psi_{\text{л}} = s_{\text{макс. л}} / \text{ПДК}, \quad (7.16)$$

В знаменателе содержится ПДК того же вещества. Показатель $\Psi_{\text{л}}$ при благоприятных условиях должен получиться меньше единицы. Предельно допустимым случаем является $\Psi_{\text{л}} = 1$.

Показатель $\Psi_{\text{л}}$ для рек изменяется в зависимости от расходов и уровней воды, а в водоемах – в зависимости от ветро-волновых характеристик, течения и уровня воды. В обоих случаях изменчивость $\Psi_{\text{л}}$ зависит, очевидно, также и от изменчивости интенсивности сброса загрязняющих веществ, выражающейся произведением $Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}$.

7.2.2. Относительные пространственные показатели загрязнения

Первый из этих показателей $\lambda_{\text{заг}}$ выражается отношением наибольшей линейной протяженности $L_{\text{заг}}$ зоны загрязнения к средней ширине B рассматриваемого участка реки

$$\lambda_{\text{заг B}} = L_{\text{заг}} / B \quad (7.17)$$

или к лимитирующему расстоянию $x_{\text{л}}$, т. е.

$$\lambda_{\text{заг x}} = L_{\text{заг}} / x_{\text{л}}. \quad (7.18)$$

Расстояние $L_{\text{заг}}$ 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 $s = \text{ПДК}$.

Показатели относительной площади ($\eta_{\text{заг}}$) и относительного объема ($\mu_{\text{заг}}$) зон загрязнения вычисляются применительно к конкретным более или менее значительным участкам реки или акватории водоема, в пределах которых осуществляется водопользование или планируются работы по проектированию водопользования, улучшению санитарного состояния водного объекта и т. д.

Показатели относительной площади зоны загрязнения $\eta_{\text{заг}}$ (для рек и водоемов) вычисляются по формуле

$$\eta_{\text{заг}} = \Omega_{\text{заг}} / \Omega_{\text{общ}} \quad (7.19)$$

Здесь $\Omega_{\text{заг}}$ — площадь зоны загрязнения в пределах контрольного участка водотока; $\Omega_{\text{общ}}$ — общая площадь зеркала того же участка водотока, т. е. площадь зеркала, заключенная 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 $x_{\text{л}}$ от выпуска сточных вод; 2) створ, расположенный на расстоянии $L_{\text{заг}}$ от створа сброса сточных вод (очевидно, что $L_{\text{заг}}$ изменяется в зависимости от Q_e , $Q_{\text{ст}}$ и $s_{\text{ст}}$); наибольший интерес при этом представляет случай, отвечающий наиболее неблагоприятным условиям разбавления, т. е. наибольшему значению $L_{\text{заг}}$ на данном участке реки; 3) створ водопользования.

При вычислении $\eta_{\text{заг}}$ для водоемов всегда берется полная площадь зоны загрязнения, а в знаменатель подставляется общая площадь зеркала водоема.

Относительный объемный показатель загрязнения $\mu_{\text{заг}}$ выражает относительный объем загрязненных вод в реке или водоеме. Этот показатель находится из соотношения

$$\mu_{\text{заг}} = W_{\text{заг}} / W_{\text{общ}} \quad (7.20)$$

где $W_{\text{общ}}$ — 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); $W_{\text{заг}}$ — объем водных масс в зоне загрязнения (для рек определяется в пределах контрольного участка, а для водоемов как полный объем зоны загрязнения). При вычислениях показателей $\eta_{\text{заг}}$ и $\mu_{\text{заг}}$ 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 воды или минимального уровня водоема и при минимальной его проточности.

7.2.3. 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_n , который при распаде вещества является величиной отрицательной. Случай положительного k_n 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 $s = \text{ПДК}$, то общее снижение концентрации загрязняющего вещества в ней как за счет гидродинамических, так и за счет химических процессов, определится разностью

$$\Delta s = s_{\text{ст}} - \text{ПДК}. \quad (7.21)$$

Среднюю концентрацию в зоне загрязнения можно приближенно оценить полусуммой $s_{\text{ст}}$ и ПДК. Снижение концентрации δs рассматриваемого вещества в этой зоне за счет химических превращений приближенно можно выразить таким образом:

$$\delta s = -0,5k_n (s_{\text{ст}} + \text{ПДК}) t_{\text{пр}}, \quad (7.22)$$

где $t_{\text{пр}}$ — время прохождения водными массами зоны загрязнения (иначе эту величину можно назвать временем пребывания водных масс в зоне загрязнения).

Формула (7.22), как и формула (7.21), выражает снижение концентрации по длине зоны в положительных величинах, т. е. в абсолютных значениях снижения. В первом приближении время пребывания может быть вычислено так:

$$t_{\text{пр}} \approx L_{\text{заг}} / v_{\text{ср.заг}}. \quad (7.23)$$

Здесь $v_{\text{ср.заг}}$ выражает среднюю скорость течения в зоне загрязнения.

Показателем относительной эффективности гидрохимического процесса самоочищения будем называть величину

$$E = \delta s / \Delta s, \quad (7.24)$$

которая вычисляется по формуле

$$E = -0,5k_n (s_{\text{ст}} + \text{ПДК}) L_{\text{заг}} / [(s_{\text{ст}} - \text{ПДК}) v_{\text{ср.заг}}]. \quad (7.25)$$

Показатель E 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_{cp} и k_n в одной и той же системе единиц (например, $|k_n| = 1/c$; $|v_{cp}| = м/с$).

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 вытеснили их к истоку реки, вытекающей из водоема. Очевидно, что при этом время замены водных масс в водоеме выразилось бы соотношением

$$T_{усл} = W_{оз}/V_v, \quad (7.26)$$

где $W_{оз}$ — объем водоема; V_v — 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_v должна выражаться в $м^3/год$.

Если за счет сброса в водоем сточных вод, расход которых $Q_{ст}$, заметно изменяется водообмен этого водоема, то необходимо вычислить измененное условное время внешнего водообмена

$$T_{усл.изм} = W_{оз}/(V_v + V_{ст}), \quad (7.27)$$

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. А. В. Караушев [34, 44] составил уравнение водообмена проточного водоема, которое показывает, что при условии полного смешения водных масс притоков и водоема за время $T_{усл}$ из него выносятся 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 ($\tau_{\text{ПДК}}$) выражается следующим соотношением:

$$\tau_{\text{ПДК}} = t_{\text{ПДК}}/T_{\text{усл}}, \quad (7.28)$$

где $t_{\text{ПДК}}$ — время, необходимое для насыщения водоема консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК (по средней концентрации в водоеме), измеряется в тех же единицах, что и $T_{\text{усл}}$ (год, мес., сутки).

В упоминавшейся работе [34] 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

$$t_{\text{ПДК}} = -T_{\text{усл}} \ln(1 - \text{ПДК}/s_*). \quad (7.29)$$

Здесь s_* — концентрация консервативного загрязняющего вещества в водоеме, отвечающая стабилизации состояния загрязненности водных масс водоема. Полная стабилизация достигается в течение достаточно длительного времени ($t \rightarrow \infty$) стационарного сброса стоков в водоем. Равенство (7.29) применяется лишь при $s_* > \text{ПДК}$. Если же $s_* < \text{ПДК}$, то общее загрязнение водоема произойти не может и уравнение (7.29) 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, получаем

$$S_* = S_{\text{ст}} Q_{\text{ст}} / Q_{\text{в}}, \quad (7.30)$$

где $Q_{\text{в}}$ — средний за длительный период времени расход потока, вытекающего из водоема.

Если определенное по формуле (7.30) значение S_* оказывается меньше ПДК, то, очевидно, вычисления 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 (7.29), стоящего в скобках под знаком логарифма.

Для вычисления показателя $\tau_{\text{ПДК}}$ используется формула

$$\tau_{\text{ПДК}} = -2,3 \lg [1 - \text{ПДК} \cdot Q_{\text{в}} / (S_{\text{ст}} Q_{\text{ст}})], \quad (7.31)$$

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

7.4.1. Показатели общей нагрузки ; превышения и непревышения фона над нормой

Интегральными гидрологическими показателями можно характеризовать качество вод при всех указанных в разделе 1 фоновых состояниях реки, именно при естественном фоне, измененном и условном.

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 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 .

Показатели превышения и непревышения фоновой концентрации над ПДК, выражаемые значениями обеспеченности стока загрязненной воды $P_{\text{заг}}$ и стока чистой воды $P_{\text{ч}}$, вычисляются по данным непосредственных измерений s_e таким же образом, как указано в п. 7.1.2, где рассмотрены показатели обеспеченности $s_{\text{п}}$.

7.4.2. Показатели относительной продолжительности и объемов стока загрязненной и чистой воды (по фоновым характеристикам)

Применяемые здесь показатели относительной продолжительности $\tau_{\text{заг}}$ и $\tau_{\text{ч}}$ вычисляются по схеме, приведенной в п. 7.1.3, 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 $s_{\text{п}}$ для створа.

Показатели относительных объемов $a_{\text{заг}}$ и $a_{\text{ч}}$ в рассматриваемом случае вычисляются таким же образом, как указано в п. 7.1.3, 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. 7.1.3.

По найденным значениям $\tau_{\text{заг}}$ и $a_{\text{заг}}$ могут быть построены диаграммы состояния загрязненности реки. Для этого влево от нулевой вертикальной оси откладываются значения $\tau_{\text{заг}}$, а вправо $a_{\text{заг}}$ для различных ингредиентов. Части диаграммы, соответствующие $\tau_{\text{заг}}$ и $a_{\text{заг}}$, для каждого ингредиента обозначаются определенной штриховкой. Оставшаяся незаштрихованная часть диаграммы соответствует значениям $\tau_{\text{ч}}$ и $a_{\text{ч}}$ (в сумме $\tau_{\text{заг}}$ и $\tau_{\text{ч}}$, так же как и $a_{\text{заг}}$ и $a_{\text{ч}}$, составляют единицу).

Диаграммы вычерчиваются для конкретного периода (обычно для одного года) и характеризуют особенности загрязнения водотока в данном пункте (см. приложение).

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 вод, регулирования объемов сбросных вод с орошаемых земель и т. д.

8

ЛИМИТИРУЮЩИЕ И РЕПРЕЗЕНТАТИВНЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

8.1. Принцип 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 химических 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 устанавливаются 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). Пригодность воды для данного вида водопользования оценивается по наименьшему значению ПДК из получаемых по разным показателям вредности (органолептическому, общесанитарному, токсикологическому). При наличии в воде нескольких веществ одной и той же группы по ЛПВ отсутствие загрязнения, как отмечалось выше, определяется по условию

$$\sum_{i=1}^n \frac{S_i}{\text{ПДК}_i} \leq 1,$$

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 присутствие групп веществ как неорганического, так и органического характера. В последнем случае групповые репрезентативные показатели характеризуют соответствующие группы органических химических веществ (одного или нескольких классов), преобладающих 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 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.

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 м³/год.

Наличие сведений о расходах и составе сточных вод позволяет дополнительно рассчитать ряд интегральных показателей, характеризующих общую нагрузку реки загрязняющими веществами, а именно s_n 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. 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, ее ХПК и фенолов, не рекомендуется непосредственное использование их значений (путем сопоставления с соответствующими нормативами) для оценки загрязненности воды рек, водосборы которых имеют большую 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 из почвенного покрова, лесной подстилки и торфяников). 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_e (т. е. $s_{\text{прив}} = s_i - s_e$).

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 м³ 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. 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—300 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 неочищенных сточных вод целлюлозно-бумажного производства по лимитирующим и репрезентативным показателям приведена в табл. 8.1. В водные объекты сточные воды поступают после очистки.

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	”
Сахара	70–80	—	
Лигносulfонаты	200–300	—	
Сульфатный лигнин в водорастворимый	—	150–300	
Взвешенные вещества	130–250	100–450	Общесанитарный
pH	3,9–6,3	7,5–9,0	”
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 /75/), способов очистки и изменения химического состава.

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	нефте-продукты	БПК ₅ , мгО ₂ /л	ХПК, мгО/л	азот аммиачный	БП, мкг/л
Неочищенные	0,1–16	12–95	90–290	170–620	44	8–16
Очищенные	0,01–2	3–18	3–20	44–135	6	0,1–2

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 содер-

жания нафтеновых кислот к содержанию нефтепродуктов; ориентировочно — отношение БПК и 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 /97/. При этом учтены пути образования сточных вод, их виды и специфика состава, способы и эффективность их очистки /7/, изменения качества воды рек в связи с выпусками сточных вод сланцевых предприятий /97/. Обобщенная характеристика состава сточных вод сланцевого предприятия приведена в табл. 8.3.

Таблица 8.3
Характеристика исходных и биологически
очищенных сточных вод сланцевой промышленности
(после предварительной экстракции фенолов)

Сточные воды	Показатели, мг/л						
	фенолы летучие	фенолы суммарн.	неф- те- про- дук- ты*	БПК ₅ мгО ₂ /л	ХПК* мгО/л	БП мкг/л	азот аммон.
Неочищенные	9,5–18	70–200	12	140–390	980	0,2–2	44–140
Очищенные	0,1–2	8–26	2	19–34	230	0,1–0,6	28–90

* Средние значения.

Сложность химической структуры органической части сточной жидкости обуславливает 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 ввиду 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: $K_{\phi} \leq 0,25$ (соотношение концентраций фенолов летучих и нелетучих); $K_{д} > 0,5$ (отношение концентрации диметилрезорцинов к сумме водорастворимых фенолов); $K_{н}$ (отношение концентрации 3,4-бенз(а)пирена к сумме концентраций нефтепродуктов).

При установлении четких коррелятивных зависимостей для K_{ϕ} и $K_{н}$ эти показатели могут быть использованы для индикации промышленного загрязнения сточными водами 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 промышленных вод. В частности, установлено, что для сланцевой промышленности это отношение меньше 0,1 (в случае выпуска биологически очищенных вод).

8.5. Показатели состава бытовых сточных вод

К 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 бытовых 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 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 небольших городов.

На основании обобщения данных химических анализов проб сточных вод, поступающих на городские (поселковые) очистные сооружения (количество бытовых 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 бытовыми 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 ве-

ществ, 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 бытовых водах составляет 204 мг/л до очистки и 31 мг/л после биологической очистки.

Таблица 8.4.

Показатели состава 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	0,2	0,8	0,05–0,6	0,4–1,2
$N_{NO_2^-}$ мг/л	0,04	0,38	0,01–0,1	0,3–0,5
$N_{NH_4^+}$ мг/л	15,5	11	10–19	7–14
Окисляемость перманганатная, мгО/л	55	20	50–62	16–26
БПК ₅ мгО 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		

Показатели	Среднее многолетнее значение		Пределы колебания средних месячных значений	
	до очистки	после очистки	до очистки	после очистки
БПК_5				
ХПК	0,45	0,20		
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 бытовых сточных вод наступает примерно через 20 сут, вследствие чего величина БПК_{20} близка к полной БПК. На практике обычно определяют пятисуточное потребление кислорода. Зная БПК_5 , можно определить $\text{БПК}_{\text{полн}}$ или БПК_{20} по соотношению $\text{БПК}_{\text{полн}} = 1,47 \text{БПК}_5$. Для бытовых сточных вод среднее значение БПК_5 составляет 180 мг/л до очистки и 16 мг/л после нее.

Перманганатная окисляемость (O_{KMnO_4}) 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 кислоро-

да, необходимое для химического окисления органических загрязняющих веществ сточных вод. Обобщение данных наблюдений по ряду населенных пунктов показывает, что среднее многолетнее значение ХПК равно $406 \text{ мгО}_2/\text{л}$, причем БПК_{полн} составляет 65 % от ХПК (внутригодовые колебания находятся в пределах 40–83 %).

Соотношения $\text{БПК}_5/\text{О}_{\text{KMnO}_4}$, $\text{БПК}_5/\text{ХПК}$, $\text{О}_{\text{KMnO}_4}/\text{ХПК}$ могут служить показателями для характеристики изменения качества воды в результате загрязнения бытовыми сточными водами или для оценки эффективности вводимых очистных сооружений и других мер по охране вод от загрязнения. Значения указанных соотношений для неочищенных бытовых 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 бытовых 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 бытовых 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 бытовых стоков на природные водные объекты.

8.6. Показатели состава сточных вод крупных промышленных городов

Сточные воды крупного промышленного города с населением, превышающим один миллион человек, характеризуются значительным расходом и имеют сложный химический состав. Они формируются за счет бытовых и промышленных сточных вод, а также за счет ливневого стока (так называемый поверхностный сток).

Системы канализования территории крупных городов, применяемые в нашей стране до последнего времени, предусматривают чаще всего совмещение бытовых и промышленных вод при раздельном транспорте поверхностного стока с самостоятельными выпусками в водные объекты. Согласно этому, формирование и химический состав названных вод целесообразно рассмотреть дифференцированно.

Бытовые и промышленные воды образуются в значительном объеме, что обуславливается высокими нормами потребления воды населением и большой водоемкостью ряда отраслей промышленности.

Состав и концентрация загрязняющих компонентов в промышленных сточных водах зависит в значительной мере от характера промышлен-

ности, вида используемого сырья, технологии его переработки, степени очистки этих вод, утилизации жидких и твердых отходов промышленного и хозяйственно-бытового происхождения. Среди видов промышленных сточных вод наиболее сложный и токсичный состав имеют воды производств по переработке твердого топлива, органического синтеза, нефтеперерабатывающих и целлюлозно-бумажных комбинатов и т. д.

Для обезвреживания бытовых и промышленных сточных вод используются биологические методы. Характеристика состава сточных вод большого города, подвергающихся биологической очистке, представлена в табл. 8.5. Приведенные данные являются осредненными по материалам 1980—1984 гг. Из таблицы видно, что очистка сточных вод достаточно эффективна. Глубину процесса очистки характеризуют отношения $\text{БПК}_{\text{полн}}/\text{ХПК}$, а также динамика изменения азотсодержащих веществ неорганического характера (процесс нитрификации). Состав этих вод характеризуется достаточной изменчивостью во времени (не только внутри года, сезона, но и внутри суток). Специфической особенностью их состава является доминирующее содержание органических веществ (по показателям ХПК, $\text{БПК}_{\text{полн}}$), в том числе веществ техногенного характера (СПАВ, нефтепродукты), а также биогенных веществ (соединения азота и фосфора).

Формирование химического состава поверхностного стока происходит в результате попадания в атмосферные осадки твердых и газообразных аэрозолей, содержащихся в воздушном бассейне города, а также веществ, находящихся на поверхности водосбора, и химического взаимодействия этих веществ. Степень загрязненности ливневых вод отражает санитарное состояние окружающей среды: воздушного бассейна и поверхности водосбора. В поверхностный сток крупного промышленного города поступает значительное количество растворенных и взвешенных веществ органического и минерального происхождения (соединения азота, серы), в том числе техногенные токсические вещества (нефтепродукты, бенз(а)пирен, тяжелые металлы).

Характеристика ливневых вод крупного города приводится по материалам разработок ЛО Академии коммунального хозяйства и представлена в табл. 8.6. Данные этой таблицы свидетельствуют о том, что в составе ливневых вод преобладают органические трудноокисляемые вещества. Значительную долю составляют и неорганические вещества, среди которых особое место занимают такие токсические компоненты, как тяжелые металлы. Как видно из таблицы, основная масса вредных веществ содержится в составе взвеси, что характерно для поверхностного стока. Суммарное содержание загрязняющих веществ в ливневых водах в 5—10 раз выше, чем их содержание в неочищенных бытовых и промышленных водах.

Из всего перечня вредных веществ, входящих в состав рассматриваемых видов городских сточных вод, лимитирующими являются в основном техногенные вещества (нефтепродукты, СПАВ, бенз(а)пирен,

Таблица 8.5
Показатели состава бытовых и промышленных
сточных вод крупного города

Показатель	Состав воды до очистки		Состав воды после биологической очистки			
	среднее	интервал значений	фильтрованная или отстоенная вода		вода в натуральном виде	
			среднее	интервал значений	среднее	интервал значений
Взвешенные вещества	300	170-400	13	7-15	-	-
ХПК	490	380-550	80	65-90	100	70-140
БПК _{полн}	280	180-520	7,5	4,5-9	-	-
БПК _{полн} /ХПК	0,6	0,5-0,9	0,1	0,07-0,13	-	-
Азот общий	26	20-30	15	12-30	18	12-40
Фосфор общий	9,5	8-11	-	1,4-2	-	-
Фосфор минеральный	7	6-8	-	1-1,6	1,5	1-2
Нефтепродукты	7	4-8	2,5	1-4	3,5	1-7
СПАВ	3,6	2-4	1,3	1-1,5	-	-
Медь	0,3	0,2-0,4	0,04	0,03-0,06	0,06	0,03-0,1
Никель	0,2	0,1-0,3	0,07	0,06-0,1	0,09	0,06-0,2
Хром общий	0,15	0,1-0,2	0,03	0,02-0,05	0,04	0,02-0,1
Цинк	0,3	0,2-0,4	0,06	0,05-0,3	0,08	0,06-0,5
Свинец	0,07	0,05-0,1	0,02	0,02	-	-

Таблица 8.6
Показатели состава поверхностного стока
с территории крупных городов в мг/л
(средние многолетние данные за 1960–1980 гг.)

Показатель	Фильтрованная вода	Натуральная вода
Взвешенные вещества	—	750
БПК _{полн}	25	60
ХПК	100	500
Азот общий	3,8	—
Азот органический	2,0	—
Азот аммонийный	1,2	—
Азот нитритный	0,05	—
Азот нитратный	0,6	—
Фосфор общий	1,0	—
Фосфор органический	0,45	—
Фосфаты	0,20	—
Нефтепродукты	15,0	90
Хлориды	75,0	—
Сульфаты	110,0	—
СПАВ	0,5	—
Медь	0,15	0,23
Свинец	0,20	0,50
Цинк	1,20	3,0
Железо	3,0	—
Никель	0,09	0,14
Хром общий	0,05	0,08
Бенз (а) пирен	$0,04 \cdot 10^{-3}$	$0,45 \cdot 10^{-3}$

тяжелые металлы, фенолы и т. д.) и минеральные формы азота. К лимитирующим веществам следует также отнести соединения фосфора.

Содержание органических веществ нормируется по их групповым показателям (БПК_{полн}, ХПК).

Для бытовых и промышленных вод репрезентативными показателями являются биогенные вещества (азот, фосфор), а также органические — для очищенных вод (по ХПК). Для ливневых вод, помимо органических веществ, репрезентативными являются также некоторые техногенные вещества.

В качестве индикатора для обнаружения смешанных сбросов бытовых и промышленных вод можно использовать отношение содержания общего фосфора к общему (или минеральному) азоту. Неочищенные

сточные воды при этом характеризуются значениями 0,25–0,40 этого отношения, а биологически очищенные воды величиной отношения $\approx 0,1$. Для ливневых вод таким индикатором является значительное содержание взвешенной формы веществ (до 40–90 %).

8.7. Комплексные гидрохимические показатели

При оценке качества воды по большому числу ингредиентов возникают определенные неудобства, связанные с необходимостью рассмотрения больших массивов чисел. Поэтому предпринят ряд попыток введения в практику оценки качества воды обобщенного или комплексного показателя, который представлял бы собой скалярную величину, функционально связанную со множеством значений рассматриваемых ингредиентов. Наряду с общим достоинством — удобством для пользователей — комплексные показатели могут иметь и существенные недостатки — потерю информативности и неоднозначность. Очевидно, что основным критерием при создании комплексного показателя качества воды должно быть его соответствие решаемой задаче. Приходится констатировать, что в настоящее время не существует универсального комплексного показателя качества воды, свободного от указанных недостатков, а также от элементов субъективизма при его определении. В то же время имеется ряд работ, в которых дается методика расчета комплексных показателей применительно к конкретным прикладным задачам. Так работа /14/ посвящена вопросам определения критериев качества воды водных объектов для решения задач управления водоохранными комплексами. В качестве примера обобщенного показателя качества воды и его использования рассмотрим разработанную в Гидрохимическом институте методику оценки степени загрязненности воды водных объектов по гидрохимическим показателям /20/. Согласно этой методике, на первой стадии обработки данных проводится расчет условного коэффициента комплексности K

$$K = (m'/m) \cdot 100 \%. \quad (8.1)$$

Здесь m' — количество веществ, содержание которых превышает ПДК; m — общее число нормируемых ингредиентов, определяемых программой исследований.

При $K < 10 \%$ проводится дифференцированное обследование загрязненности по единичным загрязняющим компонентам, обусловившим загрязнение. Это обследование предполагает подробный анализ накопленного материала с применением статистических методов. Получаемые статистические и вспомогательные показатели (экстремальные значения концентраций, значения концентрации различной обеспеченности, повторяемость превышения 1, 10, 100 ПДК и т. д.) позволяют

делать выводы о степени и опасности загрязнения воды изучаемыми веществами.

Если $K \geq 10 \%$, применяется комплексная оценка качества воды при помощи комбинаторного индекса загрязненности (КИЗ). КИЗ рассчитывается по формуле

$$\text{КИЗ} = \sum_{i=1}^m \omega_i, \quad (8.2)$$

где ω_i — оценочный балл, которым характеризуется состояние качества воды по i -му ингредиенту:

$$\omega_i = a_i \cdot b_i, \quad (8.3)$$

здесь a_i — балл, назначаемый при помощи специальных таблиц в зависимости от кратности превышения ПДК; b_i — балл, оценивающий число случаев превышения ПДК. Значение общего оценочного балла ω_i по каждому ингредиенту в отдельности может изменяться от 1 до 16. Большему его значению соответствует более высокая степень загрязненности воды.

По величине КИЗ устанавливается класс загрязненности воды. Всего выделяется четыре класса: слабо загрязненная, загрязненная, грязная, очень грязная. При значении $\text{КИЗ} > 11m$ вода характеризуется как недопустимо грязная и рассматривается вне предлагаемой классификации.

Таким образом, показатель КИЗ с определенной степенью условности позволяет оценивать качество воды водного объекта, проводить сравнительный анализ состояния загрязненности различных объектов и изменения этого состояния с течением времени.

9

ЗАДАЧИ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ И ВОПРОСЫ ПЕРСПЕКТИВНОГО ПРОГНОЗИРОВАНИЯ

9.1. Задачи мониторинга и организация наблюдений

Мониторингом называют систему регулярных наблюдений за изменяющимися элементами окружающей среды с целью выявления роли антропогенного фактора [22]. В понятие мониторинга должны входить также и методы обобщения получаемых данных. Рассматривая мониторинг качества поверхностных вод суши (рек, озер, водохранилищ) как одного из компонентов 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.

Задачи мониторинга качества поверхностных вод суши могут решаться на основе правильно организованных стационарных сетевых наблюдений [43]. Сеть должна обеспечивать: 1) приоритет контроля антропогенного воздействия, 2) систематичность наблюдений, 3) комплексность программы работ, 4) 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 наблюдения 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, результаты которых представляют особую значимость для оценки естественных колебаний гидрохимического фона.

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.

При организации гидрохимических наблюдений целесообразно применять две схемы размещения пунктов наблюдений — объектную и территориальную, что отражает различия в закономерностях формирования химического состава вод местного стока и достаточно крупных водных объектов.

Объектная схема размещения применяется на реках, каналах, озерах, водохранилищах и включает пункты, расположенные: а) на больших и средних реках и каналах, представляющих объекты большого народнохозяйственного значения; б) в замыкающих створах крупных рек, впадающих в моря; в) на крупных озерах и водохранилищах.

На больших реках размещение пунктов наблюдений и их количество намечается с охватом участков рек, существенно различающихся по гидрологическому режиму (характерным расходам воды, срокам наступления и выраженности фаз водного режима и т. д.), и с учетом интересов основных водопотребителей (коммунальное и промышленное водоснабжение, орошение, рыбное хозяйство и т. д.). Материалы наблюдений на больших реках должны также обеспечить составление водно-солевого баланса изучаемых объектов, поэтому пункты наблюдений охватывают устьевые участки всех крупных притоков, а также намечаются на границах участков резкого изменения химического состава воды.

Для выбора пунктов гидрохимических наблюдений на реках целесообразно проводить рекогносцировочные гидрохимические съемки по длине реки (гидрохимическое профилирование). Во многих случаях съемки достаточно проводить в меженный период. Съемки позволяют выявить места существенных изменений химического состава воды за счет различных физико-географических условий водосборов, смены

источников питания, искусственного изменения водного режима.

На горных реках пункты гидрохимических наблюдений намечаются в каждом высотном поясе, при выходе реки из гор, на периферии конуса выноса и перед началом интенсивного разбора вод на орошение.

На крупных и средних зарегулированных реках организуются гидрохимические наблюдения в верхних и нижних бьефах гидротехнических сооружений с целью выявления влияния зарегулированности стока на химический состав воды. Как минимум, должны быть намечены два створа: входной створ (выше места выклинивания подпора) и створ в приплотинной части нижнего бьефа.

На каналах значительной протяженности следует размещать не менее двух пунктов изучения химического состава: в головной части канала и в его устье или в узле распределения (для оросительных каналов).

Пункты, располагаемые в замыкающих створах крупных рек, должны характеризовать наиболее постоянные объекты исследований, представляющие большие водосборы речных систем, со стоком которых выносятся с суши огромные количества растворенных веществ.

Для размещения пунктов гидрохимических наблюдений на озерах и водохранилищах выбираются те водные объекты, которые имеют крупное народнохозяйственное значение. При этом желательно, чтобы наблюдениями были охвачены указанные водоемы в каждой природной (ландшафтной) зоне или высотном поясе (в горных районах). Выбор местоположения пунктов наблюдений и их число на конкретном водоеме определяется необходимостью учета характерных гидрохимических особенностей исследуемого водоема, связанных с его морфологией и условиями проточности. Наблюдениями по возможности должны быть охвачены все характерные участки водоема в отношении проточности и средней глубины.

Продолжительность наблюдений на пунктах объектной схемы размещения определяется поставленными задачами. При этом следует иметь в виду, что пункты конкретного народнохозяйственного значения могут быть закрыты при накоплении достаточного материала наблюдений. Пункты, расположенные в замыкающих створах крупных речных систем, а также на объектах, выделенных в каждом физико-географическом районе для изучения многолетних колебаний гидрохимического и гидрологического режима, имеют неограниченный срок действия (реперные пункты).

Территориальная схема размещения пунктов наблюдений применяется для изучения гидрохимического режима малых рек (местного стока) и получения территориальных обобщений основных его характеристик, отражающих природную (ландшафтную) зональность формирования химического состава поверхностных вод. При территориальной схеме выбираются пункты, замыкающие сравнительно малые речные водосборы (в лесной и лесостепной зонах, например, площадь водосбора до 10–12 тыс. км²), хорошо отражающие местные условия основных

природных районов изучаемой территории. При размещении этих пунктов учитываются существующие схемы физико-географического районирования с охватом речных водосборов в каждой природной зоне (высотном поясе в горных районах) и в каждом географическом районе. Внутри географического района для пунктов гидрохимических наблюдений выбираются гидростворы, расположенные на реках, водосборы которых достаточно полно отражают характерные особенности природных условий (тип почв, растительность, геологическое и гидро-геологическое строение).

Необходимая продолжительность периода гидрохимических наблюдений при территориальной схеме размещения пунктов определяется таким образом, чтобы было обеспечено получение материалов, характеризующих годы, средние по водности, многоводные и маловодные, не менее, чем в трехкратной повторности.

Для пунктов как объектных, так и территориальных исследований основным принципом, определяющим частоту и сроки взятия проб воды на химический анализ, является учет основных фаз гидрологического режима.

На водотоках минимальная частота наблюдений определяется отбором проб в следующие сроки: 1) в конце зимней межени, 2) на подъеме весеннего половодья, 3) во время прохождения пика половодья, 4) на спаде половодья, 5) в период, переходный от половодья к летней межени (на шлейфе половодья), 6) во время летней межени, 7) в период осеннего увеличения водности. В горных районах и в районах с летним половодьем (паводком) соответствующие пробы берутся не в весеннее, а в летнее время — во время прохождения главного паводка.

На водоемах гидрохимические наблюдения должны проводиться как минимум в следующие сроки: 1) в период стояния максимального уровня воды (в годовом цикле), 2) в зимний период во время наиболее низких уровней воды и наибольшей толщины ледового покрова, 3) при наиболее низких уровнях воды в летне-осенний период.

Гидрохимические наблюдения должны включать определения ионного состава воды, общего содержания растворенных органических соединений, биогенных веществ, газового состава, загрязняющих веществ.

Организация сетевых наблюдений на загрязненных и незагрязненных водных объектах на изложенной основе позволяет получить материал, достаточный для оценки и контроля качества воды объектов, испытывающих влияние деятельности человека, и пригодный для взаимной увязки данных по количественным и качественным изменениям природных вод.

9.2. Региональные обобщения по мониторингу

В понятие мониторинга принято включать наряду с системой наблюдений и методы обобщения получаемых данных, поскольку конечной целью мониторинга является выделение и оценка антропогенных изменений среды. Региональные обобщения являются важнейшей составной частью 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.

Результаты наблюдений по мониторингу могут обобщаться разными способами на различной методологической основе, в частности при использовании системы интегральных показателей, рассмотренных в настоящей монографии.

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 ПДК, о применимости которой для мониторинга говорится в работах Ю. А. Израэля [22]. В системе интегральных показателей могут использоваться не только гигиенические и рыбохозяйственные ПДК, но также и экологические ПДК или другие нормативы, отвечающие требованиям охраны окружающей среды и здоровья человека.

При обобщении материалов для отдельных водных объектов полезно использовать следующие интегральные показатели: 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 $\lambda_{\text{рег}}$ и относительной площади $\eta_{\text{заг}}$ загрязненных участков суммарно по всем рекам рассматриваемого региона. Эти показатели вычисляются

для наиболее неблагоприятных (в смысле возможности загрязнения) гидрологических условий по формулам:

$$\lambda_{\text{рег}} = \sum_{i=1}^N L_{\text{заг } i} / \sum_{j=1}^M L_j, \quad (9.1)$$

$$\eta_{\text{заг}} = \sum_{i=1}^N \Omega_{\text{заг } i} / \sum_{j=1}^M \Omega_j, \quad (9.2)$$

в которых $\sum_{j=1}^M L_j$, $\sum_{j=1}^M \Omega_j$ — общая длина и общая площадь зеркала (например, в период межени) рек региона, изучаемых по программе мониторинга; $L_{\text{заг } j}$, $\Omega_{\text{заг } i}$ — 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 $\alpha_{\text{рег}}$, вычисляемый по формуле:

$$\alpha_{\text{рег}} = (\sum_{i=1}^N V_{\text{заг } i}) / V_{\text{общ}}, \quad (9.3)$$

в которой $\sum_{i=1}^N V_{\text{заг } i}$ — сумма годовых значений стока загрязненных вод (по критериям ПДК) в створах рек при пересечении границ рассматриваемой территории; $V_{\text{общ}}$ — общий учтенный сток с данной территории.

9.3. О перспективном прогнозировании качества поверхностных вод

Перспективное прогнозирование качества поверхностных вод становится актуальной задачей для речных водосборов, находящихся под воздействием антропогенных факторов или в тех случаях, когда такое воздействие ожидается в будущем. В условиях влияния хозяйственной деятельности качество воды в водотоках и водоемах следует рассматривать как результирующую характеристику природных и антропогенных процессов формирования вещественного состава и свойств водных масс.

При гидрохимическом прогнозировании необходимо учитывать, что антропогенные факторы по характеру своего воздействия на качество вод подразделяются на две основные группы: 1) действующие непосредственно в русловой сети или на акватории водоема (например, сбросы сточных вод) и 2) действующие на водосборной площади (преобразование поверхности водосбора, внесение удобрений и пестицидов,

орошение, выпадение загрязненных атмосферных осадков и т. д.).

Для количественной оценки влияния первой группы факторов достаточно рассчитать параметры зон загрязнения и влияния, которые будут формироваться в местах сброса сточных вод. С этой целью могут быть применены методы расчета разбавления сточных вод в водотоках и водоемах, изложенные в настоящей монографии.

Оценка роли второй группы факторов требует учета большого числа взаимосвязей между характеристиками качества воды, состоянием водного объекта и окружающей природной среды, а также с характером и интенсивностью антропогенной нагрузки.

Недостаточной разработанностью методов изучения и оценки влияния антропогенных факторов на качество вод обусловлено отсутствие общепризнанной и достаточно апробированной методики составления прогноза качества воды водных объектов. В настоящее время существует несколько подходов к прогнозированию качества вод: метод аналогии, метод экспертных оценок, экстраполяционные методы, методы математического и физического моделирования. Несколько условно к группе экстраполяционных методов можно отнести и весьма распространенный в практике прогнозирования метод материального баланса. При этом имеется в виду, что приходная часть баланса включает природные и антропогенные источники поступления в систему химических веществ, а в расходной части отображается "отклик" системы, который экстраполируется на прогнозные условия. В некоторых классификациях балансовый метод относят к математическому моделированию. Каждый из перечисленных подходов имеет свои преимущества и недостатки, обусловленные в основном составом и полнотой исходной информации и степенью сложности природно-технических систем, формирующихся в пределах водосбора прогнозируемого водного объекта.

Наибольший интерес для перспективного прогнозирования представляет группа аналитических методов, включающая экстраполяционные методы и математические модели. Для этих методов задача прогнозирования в общем виде может быть сформулирована следующим образом /62/:

$$\begin{array}{c} E(t) \\ \downarrow \\ P(t) \rightarrow \boxed{S(t)} \rightarrow Q(t), \end{array}$$

где $P(t)$ — входные регулируемые (задаваемые) воздействия, $S(t)$ — структура системы, $E(t)$ — нерегулируемые воздействия (помехи); $Q(t)$ — выходные переменные.

При составлении прогноза гидрохимического режима водных объектов под указанными параметрами понимается: $P(t)$ — масса поступивших химических веществ, объем водного стока и т. п., $S(t)$ — гидролого-гидродинамические и морфологические характеристики объекта,

время водообмена, константы процессов самоочищения; $Q(t)$ — концентрации лимитирующих или репрезентативных химических веществ в воде, донных отложениях, гидробионтах, показатели трофности и т. д.; $E(t)$ — температура воздуха, атмосферные осадки, подземный водообмен и др.

Согласно современным представлениям, методические основы гидрохимического прогнозирования должны учитывать следующие принципы:

- целевой принцип, ориентирующий прогноз на сохранение экологического равновесия или на удовлетворение потребности народного хозяйства в воде требуемого качества;
- принцип комплексности, учитывающий взаимосвязи между природными и антропогенными факторами;
- принцип вариантности, определяющий необходимость разработки различных вариантов прогнозных оценок, исходя из разных состояний внешних условий (прогнозного фона) и внутреннего состояния водной системы.

Из группы аналитических методов для составления долгосрочных прогнозов качества воды наиболее пригодным представляется балансовый метод с использованием статистического анализа временных рядов (ретроспективной и текущей информации), для количественной оценки составляющих баланса.

Информационная база, на основе которой можно вести прогнозирование балансовым методом, должна включать:

- исходные данные о ретроспективном и современном гидрохимическом режиме,
- данные о ретроспективном, современном и перспективном уровне развития и размещения производительных сил на водосборной площади;
- данные о ретроспективных, современных и перспективных объемах водоотведения;
- проектные данные о составе неочищенных и очищенных сточных вод;
- сведения о сбросе химических веществ со всеми видами сточных вод с учетом водоохранных мероприятий (ретроспектива, современное положение и перспектива);
- расчет водохозяйственного баланса на различные вариантыные уровни хозяйственной деятельности и водоохранных мероприятий;
- оценку прогнозируемого изменения гидрологического режима водных объектов на разные расчетные условия.

Вариантный подход должен применяться и при расчете перспективного поступления химических веществ с водосборной площади, связанного с различными видами хозяйственной деятельности (мелиорация, применение удобрений и т. д.). При этом расчеты выноса химических веществ с водосбора, как и расчеты химического стока на различных участках рассматриваемого водного объекта, ведутся с использова-

нием расчетных расходов воды различной обеспеченности, что позволяет учесть изменения антропогенной нагрузки в зависимости от водности года.

Выбор прогнозируемых показателей качества воды должен основываться на действующей в СССР системе нормирования качества поверхностных вод по предельно допустимым концентрациям загрязняющих веществ. При этом по каждому ингредиенту следует ориентироваться на наиболее жесткие значения ПДК для санитарно-бытового и рыбохозяйственного водопользования, а в будущем — и на экологические нормативы, которые, вообще говоря, могут носить и региональный характер.

Возможность учета при составлении прогноза процессов самоочищения за счет разложения и трансформации загрязняющих веществ в водном объекте определяется наличием данных о кинетических константах соответствующих реакций. Пока такая информация имеется для ряда веществ на основании лабораторных экспериментов. В то же время известно, что при переходе к динамическим условиям водотоков и водоемов значения коэффициентов неконсервативности, особенно при изменяющейся температуре, могут сильно меняться. По-видимому, при прогнозировании гидрохимического режима водных объектов, находящихся под интенсивным антропогенным воздействием, такие составляющие, как процесс самоочищения, надо рассматривать лишь как резерв к планируемым водоохраным мероприятиям.

9.4. Некоторые вопросы статистической оценки гидрохимического фона

Под гидрохимическим фоном водного объекта понимается совокупность характеристик качества воды, определяемых общими условиями формирования, присущими данному водному объекту и его водосборному бассейну. В зависимости от конкретных условий водопользования в бассейне и характера решаемой задачи целесообразно различать несколько видов фоновое состояние объекта: фон естественный, измененный или условный. Определения этих видов фоновое состояние см. п. 1.6.

Содержание химических веществ в любом фоновом створе не остается постоянным: оно испытывает как внутригодовые, так и многолетние (межгодовые) колебания, обусловленные временной изменчивостью природных процессов. Размах варьирования концентраций, определенных в течение года или даже одного гидрологического сезона, может быть весьма значительным. В связи с этим возникает необходимость статистической оценки фоновых показателей качества воды. Такая оценка выполняется при наличии рядов систематических наблюдений в створах.

Предварительными условиями выполнения статистических расчетов являются выбор репрезентативной длины ряда наблюдаемых значений рассматриваемого показателя качества воды и выбраковка сомнительных данных. Для обеспечения однородности ряда необходимо, чтобы в выбранный период времени не происходило существенного изменения как водного режима изучаемого объекта (например, зарегулирования), так и режима сброса химических веществ выше створа наблюдений. Не должно иметь место также изменение методики отбора и анализа проб воды в отношении рассматриваемого показателя. Выбраковка сомнительных значений, появление которых в ряду наблюдений обычно связано с грубыми ошибками при производстве наблюдений и обработке данных или с аварийными выбросами сточных вод, выполняется согласно действующим правилам оценки аномальности результатов наблюдений (ГОСТ 11.002-73).

Для оценки фоновой концентрации показателя качества воды рассчитываются следующие характеристики:

а) среднее арифметическое значение концентрации ($\bar{s}$) за рассматриваемый период как характеристика устойчивого уровня содержания химического вещества в воде

$$\bar{s} = 1/n \sum_{j=1}^n s_{\phi j}, \quad (9.4)$$

где $s_{\phi j}$ — j -е значение концентрации в фоновом створе; n — общее число наблюдаемых значений концентрации (объем выборки);

б) среднее квадратическое отклонение $\sigma(s_{\phi})$ (стандарт) и коэффициент вариации $C_v(s_{\phi})$ как показатели рассеяния членов ряда относительно среднеарифметического значения концентрации:

$$\sigma(s_{\phi}) = \sqrt{\sum (s_{\phi j} - \bar{s}_{\phi})^2 / (n - 1)}, \quad (9.5)$$

$$C_v(s_{\phi}) = (\sigma(s_{\phi}) / \bar{s}_{\phi}) \cdot 100; \quad (9.6)$$

в) ошибка среднего арифметического $\sigma(\bar{s}_{\phi})$ как оценка его достоверности

$$\sigma(\bar{s}_{\phi}) = \sigma(s_{\phi}) / \sqrt{n}. \quad (9.7)$$

Доверительные границы для среднего значения фоновой концентрации с учетом ошибки среднего и заданной вероятности определяются по выражению

$$\bar{s}_{\phi \text{ д.г.}} = \bar{s}_{\phi} \pm t_p \cdot \sigma(s_{\phi}) / \sqrt{n}, \quad (9.8)$$

где $\bar{s}_{\phi}$ — среднеарифметическое среднее значение концентрации в фоновом створе; t_p — коэффициент Стьюдента при заданной вероятности p ;

$\sigma(s_{\phi})$ — среднее квадратическое отклонение.

Для фоновых створов большинства рек и водоемов сопоставление эмпирического и теоретического распределений концентраций показывает достаточно хорошее согласие распределения рядов данных с нормальным законом. Поэтому можно считать, что действительные значения концентрации химического вещества в фоновом створе с вероятностью 68 % находятся в интервале $\bar{s}_{\phi} \pm \sigma$, с вероятностью 95 % в интервале $\bar{s}_{\phi} \pm 2\sigma$, а вся амплитуда рассеяния нормально распределенных величин с вероятностью 99,7 % находится в интервале $\pm 3\sigma$. Таким образом, можно найти верхнюю границу фоновой гидрохимической характеристики с заданной вероятностью по выражению

$$s_{\phi \text{ макс}} = \bar{s}_{\phi} + u\sigma(s_{\phi}), \quad (9.9)$$

где u — коэффициент, которому придается численное значение от 0 до 3 в зависимости от желаемого уровня значимости (или доверительной вероятности).

При решении большинства задач, связанных с расчетами качества воды, можно считать вполне допустимым, если около 5 % наблюдаемых значений концентраций окажется вне доверительного интервала, что будет соответствовать 95 %-ной вероятности попадания возможного значения концентрации s_i в интервал от $\bar{s}_{\phi} - 2\sigma(s_{\phi})$ до $\bar{s}_{\phi} + 2\sigma(s_{\phi})$.

Определение верхней границы изменчивости фона представляет большой интерес для учета влияния хозяйственной деятельности на качество вод. Наименьшее значение изменения концентрации вещества, вызванное сбросом сточных вод ниже фоновой створа, может быть установлено по выражению

$$s_H - (\bar{s}_{\phi} + u\sigma) > 0, \quad (9.10)$$

где s_H — концентрация в нижерасположенном створе.

При наличии в фоновом створе выраженных сезонных изменений показателей качества воды целесообразно выполнить группировку данных наблюдений по основным гидрологическим сезонам и затем определить статистические характеристики для этих сезонов. Соответственно средняя годовая фоновая концентрация рассчитывается как средневзвешенная из сезонных значений. При необходимости определить фоновые концентрации в водотоках с учетом неблагоприятных расчетных гидрологических условий, за которые для незарегулированных рек обычно принимается минимальный средний месячный расход воды года 95 %-ной обеспеченности, согласно рекомендациям ГХИ, следует учитывать наличие статистической связи типа $s_{\phi} = s(Q)$ и находить s_{ϕ} по формуле

$$s_{\phi}^* = \bar{s}_{\phi}' + \sigma(s_{\phi}) t_{0,95} \sqrt{(1 - r^2)/(n - r)}, \quad (9.11)$$

где $\bar{s}_\phi$ – рассчитанная по уравнению регрессии средняя концентрация, соответствующая расчетному расходу воды; $\sigma(s_\phi)$ – средняя квадратическая погрешность определения; $t_{0,95}$ – коэффициент Стьюдента при $P = 0,95$; r – коэффициент корреляции s_ϕ и Q ; n – число значений, взятых для определения r .

10

МЕТОДЫ РАСЧЕТА ДОПУСТИМЫХ СБРОСОВ СТОЧНЫХ ВОД (ПДС) В РЕКИ, ОЗЕРА И ВОДОХРАНИЛИЩА

10.1. Постановка задачи

Общие вопросы нормирования сбросов загрязняющих веществ в окружающую среду, главным образом в атмосферу, освещены с теоретических позиций в монографии Ю. А. Израэля [23]. Детально рассмотрев подходы к задаче экологического нормирования нагрузок на атмосферу и изложив концепцию мониторинга антропогенных изменений в биосфере, Израэль останавливается на одной из важнейших проблем современной науки — проблеме регулирования природной среды. Он перечисляет возможные подходы к решению проблемы ограничения загрязнения среды. Важное место при этом отводится подходу к ограничению сбросов, основанному на требовании обязательного соблюдения нормы качества среды. Следующий подход ограничения выбросов, также, по существу, может быть сведен к требованию соблюдения определенных норм качества. Принцип экономического оптимума (третий подход к решению данной задачи) не исключает отрицательного воздействия на среду. Четвертый подход, называемый Израэлем наилучшим, формулируется как ограничения на базе результатов всестороннего анализа окружающей среды. Под последним надо понимать использование данных мониторинга. Израэль указывает, что четвертый подход является чрезвычайно сложным (с чем вполне можно согласиться) и поэтому в настоящее время не применяется. Основным оказывается использование первого подхода, полностью опирающегося на концепцию ПДК (предельно допустимой концентрации).

Действительно, конкретные мероприятия по регламентированию сбросов загрязняющих веществ, например в водные объекты, могут осуществляться на основе количественной оценки допустимого изменения концентрации лимитирующих веществ в водных массах рассматриваемого объекта или же на основе учета его самоочищающей способности. Последнее относится в основном к задачам о сбросе неконсервативных веществ. Но и в этом случае требуется установление допустимого предела изменения концентрации вносимого в водоем вещества, поскольку его трансформация или распад не может происходить мгновенно и некоторое его количество всегда будет накапливаться и сохраняться в водах водоема.

В работе канадских ученых, рассматривающих общие вопросы стратегии охраны водных объектов от загрязнения сточными водами /106/, отмечается, что при разработке мер охраны природных вод от загрязнения используются два подхода: применение критерия качества воды и установление нормы выброса. Последнее, как отмечалось выше, даже в отношении неконсервативных веществ практически может быть реализовано при тех или иных нормах изменения концентрации веществ в водных массах. Авторы упомянутой работы отмечают, что в США и Японии нормы выбросов устанавливались без учета условий среды, в которую производится сброс, что не обеспечивает требований ее защиты от загрязнения. Во Франции, ФРГ, Великобритании и Нидерландах, как пишут авторы, принят критерий качества воды, соблюдение которого установлено законодательно.

Конкретные предложения по нормированию сбросов сточных вод в очень крупные водные объекты носят региональный характер. В этом отношении большой интерес представляют, например, разработки Х. А. Вельнера /13/, В. К. Астока и др., направленные на оценку допустимых сбросов загрязняющих веществ в Балтийское море.

При решении задачи о предельно допустимых сбросах (ПДС) в реки, озера и водохранилища авторы настоящей монографии основываются на концепции ПДК, которую, как и в цитированных выше работах, следует считать наиболее реалистичной в настоящее время.

Как известно, критерии ПДК разработаны для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования и особые ПДК — для водных объектов рыбохозяйственного назначения. Указанные ПДК приведены в принятом в СССР нормативном документе: "Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами" /66/. Общих природоохранных и экологических ПДК в настоящее время не существует; исследования, направленные на их разработку, только начаты. Впоследствии экологические ПДК могли бы быть использованы в тех схемах оценки ПДС, которые излагаются ниже.

Количественная оценка предельно допустимых сбросов сточных вод в реки, озера и водохранилища в настоящее время может осуществляться лишь при учете вида водопользования, значимости водоема как природного объекта, вида сточных вод, характера и размещения сбросных сооружений и мест водопользования, а также особенностей гидрологического и гидродинамического режима водного объекта: их уровня, морфометрии русла или соответственно котловины водоема, скоростей и направлений течений, интенсивности турбулентного перемешивания и т. д. Есть много общего в постановке, а в ряде случаев и в решении задач о ПДС для водотоков (рек, ручьев, каналов) /35/ и водоемов. Тем не менее следует учитывать, что определение ПДС для озер и водохранилищ представляется более сложным, чем для водотоков. Это обусловлено большей сложностью гидролого-гидродинамического режима водоемов по сравнению с водотоками.

Допустимость сброса сточных вод с определенным расходом и составом, определенной концентрацией в них лимитирующих веществ устанавливается на основе оценки условий водопользования и состояния загрязненности водного объекта.

При планировании сброса сточных вод в реки и водоемы учитываются санитарные и рыбоохранные нормы, регламентирующие как концентрацию лимитирующих веществ в воде, так и 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 лимитирующем расстоянии $x_{\text{л}}$ от выпуска сточных вод по всем основным показателям достигается ПДК, то общее расстояние $x_{\text{общ}}$ между пунктами сброса и водопользования определяется суммой $x_{\text{общ}} = x_{\text{л}} + 1000$, отсюда и находится лимитирующее расстояние $x_{\text{л}} = x_{\text{общ}} - 1000$.

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 не более 500 м от выпуска. Если выполняется первое из этих условий, то $x_{\text{л}} = 0$. Во втором же случае $x_{\text{л}} \leq 500$ м.

При промышленном водоснабжении характеристики качества воды должны быть обеспечены в местах водозабора и определяются особыми ПДК, удовлетворяющими данный вид производства. Поэтому если лимитирующие для данного вида производства вещества поступают в водоем со сточными водами, сбрасываемыми через организованный сброс, то расстояние между пунктами водозабора и сброса должно быть не больше $x_{\text{л}}$.

Выше уже отмечалось, что отсутствие экологических ПДК в настоящее время затрудняет решение задач, связанных с природоохранными мерами. Однако если специалистами соответствующих профилей будут установлены общие или даже какие-то региональные нормы концентрации лимитирующих веществ в воде, то конкретные значения ПДС, по-видимому, можно будет получить на основе изложенной в настоящей работе методики с использованием этих особых ПДК. Пути решения задачи, вероятно, будут те же, что и для водоемов рыбохозяйственного назначения.

10.2. Нормирование сбросов в реки по концентрации в створе достаточного перемешивания

10.2.1. Нормирование по одному лимитирующему веществу

Решение поставленной задачи выполняется непосредственно на основании уравнений баланса вещества, записываемых для речного потока в целом.

Напомним эти уравнения, отвечающие определенным условиям водозабора и сброса сточных вод водопользователем. Если водопользователь, сбрасывающий сточные воды в данную реку, берет воду из другого водного объекта, то уравнение баланса некоторого i -го вещества записывается в виде

$$s_{\Pi i}(Q_e + Q_{\text{ст}}) = s_{\text{ст} i}Q_{\text{ст}} + s_{e i}Q_e. \quad (10.1)$$

Здесь, как и выше, $s_{\Pi i}$ — концентрация вещества в створе достаточного перемешивания; индексом "е" обозначены естественный расход реки и естественная фоновая концентрация рассматриваемого вещества.

Если водопользователь берет воду с вышерасположенного участка той же реки, в которую производит сброс сточных вод, а расходы водозабора и сброса примерно равны (что обычно и имеет место), то уравнение баланса вещества записывается в виде

$$s_{\Pi i}Q_e = s_{\text{ст} i}Q_{\text{ст}} + s_{e i}(Q_e - Q_{\text{ст}}). \quad (10.2)$$

В наиболее часто встречающемся случае $Q_e \gg Q_{\text{ст}}$, а уравнения (10.1) и (10.2) приводятся к одному виду

$$s_{\Pi i}Q_e = s_{\text{ст} i}Q_{\text{ст}} + s_{e i}Q_e. \quad (10.3)$$

Решения задач о ПДС при этом оказываются наиболее простыми.

Предельно допустимое (ПД) состояние качества вод по i -му лимитирующему веществу в створе достаточного перемешивания отвечает равенству

$$s_{\Pi i \text{ ПД}} = \text{ПДК}_i. \quad (10.4)$$

Если через $M_{i \text{ ПД}}$ выразить предельно допустимый секундный сброс лимитирующего вещества (г/с или кг/с), т. е. принять

$$M_{i \text{ ПД}} = (s_{\text{ст} i}Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}}, \quad (10.5)$$

то уравнение (10.3) дает непосредственно следующую расчетную формулу:

$$M_{iПД} = (ПДК_i - s_{ei}) Q_e. \quad (10.6)$$

Формула показывает, что при $s_{ei} \approx ПДК_i$ сброс i -го вещества при $s_{ст i} > ПДК_i$ в реку недопустим, поэтому ниже рассматриваются только случаи $s_{ei} < ПДК_i$.

В случае когда $Q_{ст}$ соизмерим с Q_e , для решения задач о ПДС пользуемся уравнением (10.1) или (10.2). В обоих этих случаях предполагается, что при проектировании заранее задается расход сточных вод $Q_{ст}$ или концентрация лимитирующего вещества, которая может быть реально получена в результате очистки сточных вод.

Если предприятие, сбрасывающее в реку сточные воды, берет воду из другого водного объекта, то при использовании уравнения (10.1) находим

$$M_{iПД} - ПДК_i Q_{ст} = (ПДК_i - s_{ei}) Q_e. \quad (10.7)$$

Эту формулу удобно переписать в виде

$$M_{iПД} = ПДК_i Q_e (Q_{ст}/Q_e + 1 - s_{ei}/ПДК_i). \quad (10.8)$$

При водозаборе из той же реки (выше створа сброса) будем иметь

$$M_{iПД} - s_{ei} Q_{ст} = (ПДК_i - s_{ei}) Q_e, \quad (10.9)$$

или

$$M_{iПД} = ПДК_i Q_e [(s_{ei}/ПДК_i)/(Q_{ст}/Q_e) + 1 - s_{ei}/ПДК_i]. \quad (10.10)$$

Расчет по формулам (10.8) и (10.10) при задаваемых значениях $Q_{ст}$ или $s_{ст i}$ выполняется в нескольких вариантах, окончательное решение принимается на основе учета технической возможности и экономической целесообразности. Если, как отмечалось выше, $s_{ei} < ПДК_i$, то предварительные вычисления ведутся по формуле (10.6). На их основе могут быть приняты и варианты значения $s_{ст i}$ и $Q_{ст}$.

10.2.2. Нормирование по нескольким веществам

Рассмотрим случай регламентирования сброса по нескольким лимитирующим веществам. Для этой цели используется показатель R , формула которого приведена в разделе 1 настоящей монографии. Напомним, что указанный показатель применим только к веществам одного

ЛПВ, так же как и принцип суммирования отношений концентраций к их ПДК. В связи с этим при наличии в сточных водах лимитирующих веществ, относящихся к нескольким группам ЛПВ, расчеты ПДС делаются независимо для каждой такой группы и выбирается результат, дающий наиболее жесткие условия сброса.

При сбросе нескольких веществ одного ЛПВ предельно допустимая концентрация лимитирующих веществ в створе достаточного перемешивания (при отсутствии этих веществ в гидрохимическом фоне потока) определяется условием

$$\left(\sum_{i=1}^m s_{\pi i} / \text{ПДК}_i \right)_{\text{ПД}} = 1. \quad (10.11)$$

Некоторые замечания о применении равенства (10.11) сделаны выше в п. 7.1.2.

В створе достаточного перемешивания частные значения концентрации веществ будут $s_{\pi i}$, а суммарная концентрация учитываемых m веществ

$$S_{\pi} = \sum_{i=1}^m s_{\pi i}. \quad (10.12)$$

Используя обобщенный показатель вредности R , вычислим его по составу сточных вод

$$R_{\text{ст}} = 1/s_{\text{ст}} \sum_{i=1}^m s_{\text{ст} i} \text{ПДК}_i. \quad (10.13)$$

Учитывая инвариантность R , записываем

$$\sum_{i=1}^m s_{\pi i} / \text{ПДК}_i = S_{\pi} R_{\text{ст}}. \quad (10.14)$$

Для предельного состояния левая часть этого выражения в соответствии с условием (10.11) оказывается равной единице, откуда получаем

$$(S_{\pi})_{\text{ПД}} = 1/R_{\text{ст}}. \quad (10.15)$$

При принятом предположении о нулевых значениях фоновых концентраций учитываемых лимитирующих веществ уравнение баланса позволяет получить

$$M_{\text{лп ПД}} = (S_{\text{ст}} Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}} = (S_{\pi})_{\text{ПД}} Q_{\text{е}}, \quad (10.16)$$

откуда находим

$$M_{\text{лп ПД}} = Q_{\text{е}} / R_{\text{ст}}. \quad (10.17)$$

Индекс m при M обозначает, что расчет дает суммарную массу всех m учитываемых веществ.

Остановимся на рассмотрении случая, когда при нормировании сброса по нескольким веществам необходимо учитывать и фоновые концентрации этих веществ. При выводе расчетных зависимостей $M_{\text{м ПД}}$, отвечающих указанному случаю, используются два значения показателя R . Одно из них $R_{\text{ст}}$ вычисляется по составу сточных вод, а другое R_e — по составу вод речного потока выше места сброса сточных вод, т. е. по значениям фоновых концентраций:

$$\begin{aligned} R_{\text{ст}} &= 1 / \left[\frac{\text{ПДК}}{m} \sum_{i=1}^m a_{\text{ст} i} / \xi_i \right], \\ R_e &= 1 / \left[\frac{\text{ПДК}}{m} \sum_{i=1}^m a_{e i} / \xi_i \right], \end{aligned} \quad (10.18)$$

где

$$\begin{aligned} a_{\text{ст} i} &= s_{\text{ст} i} / S_{\text{ст}}, \\ a_{e i} &= s_{e i} / S_e, \\ \xi_i &= \text{ПДК}_i / \left[\frac{\text{ПДК}}{m} \right]. \end{aligned} \quad (10.19)$$

Здесь, как и выше, m — число учитываемых лимитирующих веществ в сточных водах; $\left[\frac{\text{ПДК}}{m} \right]$ — сумма ПДК всех учитываемых веществ — одно и то же число в формулах $R_{\text{ст}}$ и R_e . Величины $S_{\text{ст}}$ и S_e представляют собой суммарные концентрации учитываемых веществ соответственно в сточных водах и в реке выше выпуска сточных вод, т. е. в гидрохимическом фоне. При отсутствии того или иного учитываемого вещества в гидрохимическом фоне соответствующее значение $a_{e i}$ оказывается равным нулю, но его ПДК входит в сумму ПДК m .

Для решения используем уравнение баланса вещества в форме (10.1) и запишем его для каждого из m учитываемых веществ. Уравнение для i -го вещества разделим почленно на ПДК_i и просуммируем по всем m веществам

$$(Q_e + Q_{\text{ст}}) \sum_{i=1}^m \frac{s_{\text{п} i}}{\text{ПДК}_i} = Q_{\text{ст}} \sum_{i=1}^m \frac{s_{\text{ст} i}}{\text{ПДК}_i} + Q_e \sum_{i=1}^m \frac{s_{e i}}{\text{ПДК}_i}. \quad (10.20)$$

Легко заметить, что

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_{\text{ст} i}}{\text{ПДК}_i} = \frac{S_{\text{ст}}}{\left[\frac{\text{ПДК}}{m} \right]} \sum_{i=1}^m \frac{a_{\text{ст} i}}{\xi_i} = S_{\text{ст}} R_{\text{ст}}, \quad (10.21)$$

а также

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_{e i}}{\text{ПДК}_i} = S_e R_e. \quad (10.22)$$

Вместо (10.20) будем иметь

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_{п i}}{\text{ПДК}_i} = \frac{S_{ст} Q_{ст} R_{ст}}{Q_e + Q_{ст}} + \frac{S_e Q_e R_e}{Q_e + Q_{ст}}. \quad (10.23)$$

Предельно допустимые условия в контрольном створе, совпадающем со створом достаточного перемешивания, определяются равенством (10.11). Подставляя единицу вместо левой части уравнения (10.23), преобразуя его, получаем следующую зависимость для предельно допустимого сброса:

$$M_{м ПД} = Q_e (Q_{ст}/Q_e + 1 - S_e R_e) / R_{ст}. \quad (10.24)$$

Эта зависимость может использоваться в том случае, если заранее задается $S_{ст}$ и надо найти допустимый расход $Q_{ст}$ или же задается $Q_{ст}$ и вычисляется $(S_{ст})_{ПД}$. При выборе окончательного решения руководствуются технической и экономической целесообразностью того или иного варианта.

Расчетная формула, отвечающая условию $Q_e \geq Q_{ст}$, имеет вид

$$M_{м ПД} = Q_e (1 - S_e R_e) / R_{ст}. \quad (10.25)$$

Формула позволяет непосредственно получать значение ПДС, может применяться и для оценочных расчетов, а также для вариантных расчетов в случаях, требующих использования формулы (10.24), когда $Q_{ст}$ соизмерим с Q_e , но все же значительно меньше него.

10.3. Нормирование сбросов по концентрации в створе недостаточного перемешивания

10.3.1. Нормирование по одному веществу

Согласно Правилам /66/, максимальная концентрация загрязняющего вещества $s_{макс i}$ на лимитирующем расстоянии от створа водопользования не должна превышать ПДК_i . Показатель Ψ для этого створа должен удовлетворять требованию

$$\Psi_i = s_{макс i} / \text{ПДК}_i \leq 1. \quad (10.26)$$

Значение $s_{\text{макс } i}$ связывается с $s_{\text{ст}}$ коэффициентом n , называемым кратностью разбавления. При отсутствии рассматриваемого (i -го) вещества в водах реки (т. е. при $s_{e i} = 0$) будем иметь

$$n_i = s_{\text{ст } i} / s_{\text{макс } i}. \quad (10.27)$$

Если $s_{e i} \neq 0$, то

$$n_i = (s_{\text{ст } i} - s_{e i}) / (s_{\text{макс } i} - s_{e i}). \quad (10.28)$$

Поскольку уравнение (10.28) отвечает более общему случаю, воспользуемся им для вывода расчетной зависимости ПДС. Предельно допустимая концентрация i -го вещества в контрольном створе в соответствии с требованием (10.26) определяется равенством $s_{\text{макс } i} = \text{ПДК}_i$. При этом выражение (10.28) позволяет получить

$$M_{i \text{ ПД}} = [n_{i \text{ ПД}} (\text{ПДК}_i - s_{e i}) + s_{e i}] Q_{\text{ст}}. \quad (10.29)$$

Если $s_{e i} = 0$,

$$M_{i \text{ ПД}} = n_{i \text{ ПД}} \text{ПДК}_i Q_{\text{ст}}. \quad (10.30)$$

Содержащийся в уравнениях (10.29) и (10.30) расход сточных вод $Q_{\text{ст}}$ не является произвольной величиной. Его значение согласуется со значением кратности разбавления $n_{i \text{ ПД}}$. Путь расчета указан выше при описании способа использования формулы (10.24).

10.3.2. Нормирование по концентрации нескольких веществ в створе недостаточного перемешивания

При решении поставленной задачи используется выражение кратности разбавления, которое для каждого отдельно взятого вещества записывается в виде (10.27) или (10.28). При наличии нескольких веществ в сточных водах процесс разбавления каждого из них одинаков. В выражении же кратности разбавления конкретного вещества учитывается и фоновая концентрация вещества. Поэтому в общем случае значения n_i для различных веществ будут получаться разными. Это приводит к существенным затруднениям при выводе расчетных зависимостей для оценки ПДС. Учитывая приближенность нашего решения и то обстоятельство, что в большинстве случаев значения $s_{e i}$ будут существенно меньше $s_{\text{ст } i}$ и $s_{\text{макс } i}$, считаем допустимым пользоваться в дальнейших выкладках некоторым общим значением кратности разбавления, полученным из соотношения

$$n_{\text{общ}} = (S_{\text{ст}} - S_e) / (S_{\text{макс}} - S_e). \quad (10.31)$$

Пользуясь формулой (10.28) для концентрации каждого отдельно взятого вещества, запишем ее в виде

$$s_{\text{макс } i} - s_{e i} = (s_{\text{ст } i} - s_{e i}) / n_{\text{общ}}. \quad (10.32)$$

Разделив это выражение почленно на ПДК_i и просуммировав все члены по числу учитываемых веществ m , получаем

$$\sum_{i=1}^m \frac{s_{\text{макс } i}}{\text{ПДК}_i} = \frac{1}{n_{\text{общ}}} \left(\sum_{i=1}^m \frac{s_{\text{ст } i}}{\text{ПДК}_i} - \sum_{i=1}^m \frac{s_{e i}}{\text{ПДК}_i} \right) + \sum_{i=1}^m \frac{s_{e i}}{\text{ПДК}_i}. \quad (10.33)$$

Предельное условие допустимости сброса сточных вод в рассматриваемом случае выражается равенством (10.11). Учитывая это условие, вводя в уравнение (10.33) показатели $R_{\text{ст}}$ и R_e в соответствии с формулами (10.18) и (10.19), получаем следующее выражение для предельного состояния:

$$(S_{\text{ст ПД}} R_{\text{ст}} - S_e R_e) / n_{\text{общ ПД}} + S_e R_e = 1. \quad (10.34)$$

Отсюда получаем основную расчетную формулу

$$M_{\text{м ПД}} = (n_{\text{общ}} Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}} (S_e R_e / n_{\text{общ ПД}} + 1 - S_e R_e) / R_{\text{ст}}. \quad (10.35)$$

При $S_e = 0$ формула приобретает вид

$$M_{\text{м ПД}} = (n_{\text{общ}} Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}} / R_{\text{ст}}. \quad (10.36)$$

Величины $R_{\text{ст}}$ и $S_e R_e$ не зависят от абсолютных значений концентраций и расхода загрязняющих веществ в сточных водах. Они полностью определяются относительными характеристиками содержания загрязняющих веществ в сточных водах и фоновыми гидрохимическими характеристиками речного потока. Указанные величины представляют собой параметры расчетного уравнения. Аргументы этого уравнения $Q_{\text{ст}}$ и $n_{\text{общ}}$ взаимно зависимы, их значения находятся параллельно выполняемыми расчетами разбавления и определением $M_{\text{м ПД}}$ по формуле (10.36).

10.4. Нормирование регулируемых сбросов сточных вод в реки

10.4.1. Общие положения

С помощью накопителей может осуществляться внутригодовое или суточное регулирование выпуска сточных вод в речные потоки. Рассмотрим внутригодовое регулирование. В период прохождения больших расходов воды в реке (назовем его первым периодом) в нее сбрасываются сточные воды непосредственно из коллектора и из накопителя, причем за время прохождения высоких вод накопитель опорожняется. Во второй период в реку сбрасывается только расход сточных вод. В третий (маловодный) период в реку сбрасывается лишь часть расхода сточных вод, остальная их часть поступает в накопитель. Ставится условие, что ни в один из названных периодов качество речных вод в створе достаточного перемешивания не должно быть ниже нормы. На решение этой задачи направлена излагаемая ниже методика расчета. Ввиду сложности и многогранности процессов загрязнения и самоочищения рек, недостаточной разработанности критериев качества воды авторами дается лишь приближенное решение. Однако назначение ПДС является весьма ответственной задачей, определяющей степень эффективности мероприятий по охране природной среды и обеспечению благоприятных условий водопользования. Поэтому ниже при выводе расчетных зависимостей учитываются наиболее неблагоприятные ситуации, а определяющие их характеристики речного потока используются в качестве основных расчетных величин. Так, осуществляя оценку допустимого сброса сточных вод в реку, для каждого из указанных выше трех периодов в качестве расчетного принимается наименьший за данный период расход. Например, для третьего периода за расчетный принимается расход 95 %-ной вероятности превышения, который при оценке процессов загрязнения и самоочищения используется обычно как основной расчетный.

При проектировании сбросов сточных вод, в особенности регулируемых сбросов, целесообразно пользоваться кривыми вероятности превышения суточных расходов, построенными по данным многолетних наблюдений для рассматриваемой реки или же осредненными кривыми для групп рек определенного типа. Такие кривые построены Г. А. Паничкиной (см. п. 2.2.1). Одновременно найдены аналитические уравнения этих кривых для области вероятности превышения от 5 до 95 % (см. в разделе 2). Указанная область принята в настоящем разделе за расчетную. Именно поэтому для третьего периода в качестве расчетного используется расход 95 %-ной обеспеченности.

Рассмотрение задачи о нормировании регулируемых сбросов сточных вод в реки ниже выполняется на примере равнинных рек и ручьев,

для которых Паничкина получила следующее уравнение кривой вероятности превышения:

$$Q_e = Q_{e.c.p} a / \tau^T, \quad (10.37)$$

где Q_e — естественный расход воды в реке, отвечающий аргументу τ — относительному времени; $Q_{e.c.p}$ — средний за многолетний период средний суточный расход реки; a и T — эмпирические параметры, значения которых приведены в табл. 2.2.

Относительное время (или его интервал) определяется соотношением

$$\tau = t / T_{\text{год}} \quad \text{или} \quad \Delta\tau = \Delta T / T_{\text{год}}. \quad (10.38)$$

Здесь $T_{\text{год}}$ — продолжительность года в принятых при расчете единицах времени; t — время в тех же единицах; ниже счет времени везде будет вестись в секундах.

Уравнение (10.37) действительно для области $0,05 \leq \tau \leq 0,95$ и не подлежит экстраполяции. Начало отсчета времени тем не менее ведется от нулевого значения абсциссы. Области $0 < \tau < 0,05$ и $0,95 < \tau < 1,00$ в нашем решении не рассматриваются. Они играют роль некоторого "запаса прочности" при решении водоохранных задач.

На рис. 10.1 приведена схема кривой вероятности превышения в модульных коэффициентах $K = Q_e / Q_{e.c.p}$, построенная для одной из групп равнинных рек по уравнению (10.37). На рисунке изображена основная расчетная область кривой ($0,05 < \tau < 0,95$) и показаны все упоминавшиеся выше три периода, причем $\Delta\tau_1$, $\Delta\tau_2$ и $\Delta\tau_3$ показывают продолжительность периодов в относительных единицах, а τ_1 и τ_2 — границы между этими периодами.

Средний суточный расход 95 %-ной вероятности превышения определяется по соотношению

$$Q_{95 \%} = k_T Q_{49 \%}, \quad (10.39)$$

в котором $Q_{49 \%}$ — расход 49 %-ной обеспеченности, соответствующий расходу продолжительностью 180 дней. Его значение, как и значение $Q_{e.c.p}$, приводится в справочниках ОГХ. Численные значения коэффициента k_T приведены в табл. 2.6. Для средних равнинных рек $k_T = 0,45$.

Рассмотренные ниже на примере равнинных рек и ручьев методы расчета могут быть трансформированы и для рек, имеющих иной вид уравнения вероятности превышения. При этом расчетные зависимости будут отличаться только по виду от тех, которые предлагаются ниже для равнинных рек. Конкретные решения, относящиеся к рекам других типов, ниже не рассматриваются, так как они могут выполняться с применением аналитических выражений или графических изображений кривых вероятности превышения при использовании того пути, ко-

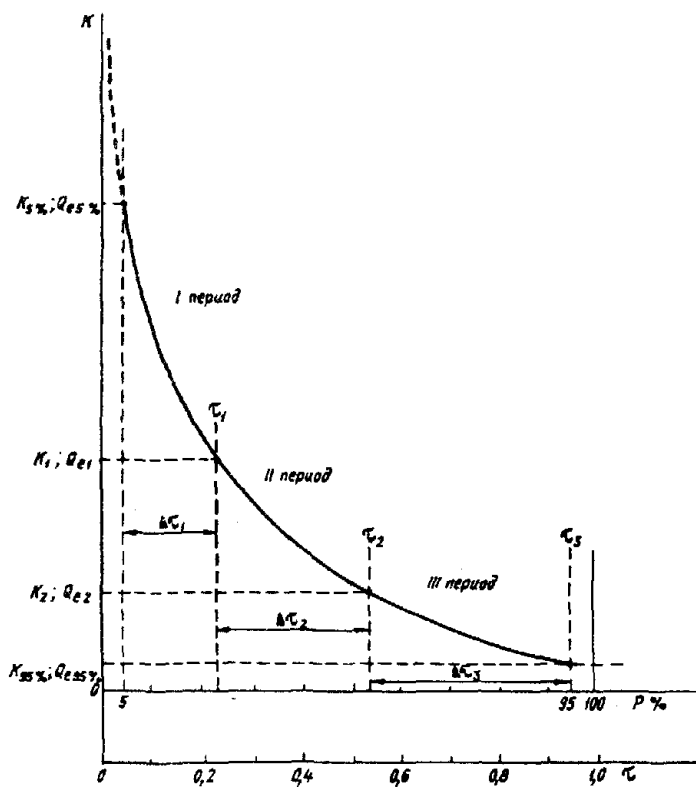


Рис. 10.1. Схема кривой вероятности превышения среднесуточных расходов воды в модульных коэффициентах.

торый изложен в настоящей монографии.

В настоящем разделе, как отмечалось выше, рассматривается наиболее простой случай, когда регламентирование сброса сточных вод может осуществляться по значениям средних концентраций веществ в реке в створе ниже выпуска сточных вод. Это совпадает со случаем регламентирования по концентрации в створе достаточного перемешивания.

10.4.2. Определение продолжительности третьего периода и объема накопителя сточных вод

Для решения этой задачи в первую очередь надо определить верхнюю границу третьего периода на кривой вероятности превышения. Этой границе соответствует расход в реке Q_{e2} (на границе второго и третьего периодов). При расходе Q_{e2} сброс полного расхода сточных вод $Q_{ст}$ в реку должен приводить к предельно допустимому содержанию лимитирующих веществ в створе достаточного перемешивания (или в среднем по сечению в любом створе ниже сброса сточных вод). Рассмотрим случай регламентирования по нескольким веществам, когда оценка предельно допустимого состояния качества вод выполняется по соотношению (10.11). Принимая условие $Q_e \geq Q_{ст}$, запишем для частной концентрации в створе достаточного перемешивания s_{pi} следующее выражение:

$$s_{pi} Q_{e2} = s_{sti} Q_{ст} + s_{ei} Q_{e2}. \quad (10.40)$$

Разделив это уравнение на $ПДК_i$, вводя показатель R в соответствии с формулами (10.18) и учитывая равенство (10.11), находим

$$Q_{e2} = Q_{ст} / \chi_m, \quad (10.41)$$

где

$$\chi_m = (1 - S_e R_e) / (S_{ст} R_{ст}). \quad (10.42)$$

Если регламентирование осуществляется по одному лимитирующему веществу, то

$$Q_{e2} = Q_{ст} / \chi_i, \quad (10.43)$$

здесь

$$\chi_i = (ПДК_i - s_{ei}) / s_{sti}. \quad (10.44)$$

В последующих выкладках будет использоваться параметр χ , которому при выполнении расчетов следует придавать смысл χ_m или χ_i в зависимости от того, производится регламентирование по нескольким веществам или по одному.

Продолжительность третьего периода ΔT_3 в принятых единицах измерения времени (в секундах)

$$\Delta T_3 = T_{\text{год}} \Delta \tau_3, \quad (10.45)$$

где $\Delta \tau_3$ — относительная продолжительность третьего периода.

Момент времени, отвечающий прохождению расхода Q_{e2} , на указанной кривой определяется равенством

$$\tau_2 = 0,95 - \Delta \tau_3. \quad (10.46)$$

Пользуясь аналитическим выражением кривой вероятности превышения для равнинных рек (10.37), находим

$$\tau_2 = (a Q_{e.c.p.} / Q_{e2})^{1/\Gamma}. \quad (10.47)$$

Учитывая равенство (10.46) и переходя к абсолютному выражению времени, получаем

$$\Delta T_3 = T_{\text{год}} [0,95 - (a Q_{e.c.p.} / Q_{e2})^{1/\Gamma}]. \quad (10.48)$$

Пусть часть расхода сточных вод, поступающая в третий период в накопитель, будет

$$Q_{\text{стн}} = E Q_{\text{ст}}. \quad (10.49)$$

При этом в реку будет сбрасываться расход

$$Q_{\text{стр}} = (1 - E) Q_{\text{ст}}. \quad (10.50)$$

Предельно допустимый сброс сточных вод в реку в третий период при регламентировании по нескольким веществам определяется равенством

$$(1 - E) Q_{\text{ст}} S_{\text{ст}} R_{\text{ст}} = (1 - S_e R_e) Q_{e95}, \quad (10.51)$$

где Q_{e95} — расход 95 %-ной вероятности превышения в реке.

В общем виде для нескольких веществ или для одного вещества будем иметь

$$E = 1 - \chi Q_{e95} / Q_{ст}. \quad (10.52)$$

Расход сточных вод, поступающий в третий период в накопитель, будет

$$Q_{стн} = Q_{ст} - \chi Q_{e95}, \quad (10.53)$$

соответственно сброс в реку определится равенством

$$Q_{стр} = \chi Q_{e95}. \quad (10.54)$$

Теперь можно определить объем накопителя сточных вод W_n . Очевидно, что

$$W_n = Q_{стн} \Delta T_3, \quad (10.55)$$

или

$$W_n = (Q_{ст} - \chi Q_{e95}) \Delta T_3, \quad (10.56)$$

при этом ΔT_3 вычисляется по формуле (10.48). В принятой системе единиц (время — с, расход воды — м³/с) объем накопителя получается в м³.

10.4.3. Оценка условий сброса сточных вод из накопителя в первый период

В первый период в реку сбрасывается полный расход сточных вод и одновременно производится выпуск сточных вод из накопителя. В течение этого периода накопитель должен быть опорожнен.

Задача заключается в определении конца (T_1) и продолжительности (ΔT_1) первого периода, а также в установлении расхода сточных вод, выпускаемых из накопителя $Q_{нак}$. Относительная продолжительность первого периода $\Delta \tau_1$ выражается соотношением

$$\Delta \tau_1 = \Delta T_1 / T_{год}. \quad (10.57)$$

Непосредственно по кривой вероятности превышения (см. рис. 10.1) имеем

$$\Delta \tau_1 = \tau_1 - 0,05. \quad (10.58)$$

По условию задачи суммарный выпуск сточных вод ($Q_{ст} + Q_{нак}$) в реку в первый период должен быть таким, чтобы обеспечивалось в

течение всего периода удовлетворительное качество воды в реке ниже сброса. Вследствие приближенности решения не будем учитывать возможных процессов самоочищения сточных вод в накопителе, а будем принимать концентрацию сточных вод на выходе из него равной концентрации на входе. При оценке ПДС в реку это явится некоторым добавочным "запасом прочности". Указанное выше условие выполняется, если

$$Q_{e1} = (Q_{ст} + Q_{нак})/\chi, \quad (10.59)$$

где Q_{e1} — наименьший расход воды в первый период (расход при T_1), т. е. на границе первого и второго периодов. При записи выражения (10.59) принято, что $(Q_{ст} + Q_{нак}) \ll Q_e$. Если принять требование о постоянстве расхода $Q_{нак}$ за весь первый период и учесть, что за этот период накопитель должен полностью опорожниться, то

$$Q_{нак} = W_n / \Delta T_1. \quad (10.60)$$

При учете выражений (10.57) и (10.58) будем иметь

$$Q_{нак} = W_n / [(\tau_1 - 0,05) T_{год}]. \quad (10.61)$$

Теперь условие допустимости сброса суммарного расхода ($Q_{ст} + Q_{нак}$) в реку (10.59) запишется в виде

$$\chi = Q_{ст}/Q_{e1} + W_n / [(\tau_1 - 0,05) T_{год} Q_{e1}]. \quad (10.62)$$

В соответствии с уравнением кривой вероятности превышения для равнинных рек имеем

$$Q_{e1} = Q_{e.cр} a / \tau_1^r. \quad (10.63)$$

Подставляя это выражение в формулу (10.62), находим

$$\chi = \left\{ Q_{ст} + W_n / [(\tau_1 - 0,05) T_{год}] \right\} \tau_1^r / (a Q_{e.cр}). \quad (10.64)$$

Предлагается графический метод решения, в котором некоторая функция $f(\tau)$ представляет правую часть уравнения (10.64) с произвольным аргументом τ , т. е.

$$f(\tau) = \left\{ Q_{ст} + W_n / [(\tau - 0,05) T_{год}] \right\} \tau^r / (a Q_{e.cр}). \quad (10.65)$$

Искомое значение τ_1 отвечает равенству

$$f(\tau_1) = \chi. \quad (10.66)$$

Определив τ_1 , без труда находим по приведенным выше формулам все интересующие нас величины, именно $\Delta\tau_1$, $Q_{\text{нак}}$, Q_{e1} . Значение χ определяется при этом по формуле (10.42) или (10.44) в зависимости от того, регламентируется сброс по нескольким веществам или по одному.

10.4.4. Вычисление предельно допустимых сбросов

Рассмотрим формулы ПДС для нормирования по нескольким веществам. Запишем выражения секундного сброса массы вещества в реку для каждого из трех периодов:

для первого периода

$$M_{mI} = S_{\text{ст}} (Q_{\text{ст}} + Q_{\text{нак}}), \quad (10.67)$$

для второго периода

$$M_{mII} = S_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}, \quad (10.68)$$

для третьего периода

$$M_{mIII} = (1 - E) S_{\text{ст}} Q_{\text{ст}}. \quad (10.69)$$

Предельно допустимые секундные сбросы для первого периода определяются следующими соотношениями:

для массы нескольких веществ

$$M_{mI\text{ПД}} = (1 - S_e R_e) Q_{e1} / R_{\text{ст}}, \quad (10.70)$$

для массы одного вещества

$$M_{iI\text{ПД}} = (\text{ПДК}_i - s_{ei}) Q_{e1}. \quad (10.71)$$

Заметим, что формула (10.71) может быть получена непосредственно из (10.70), если значения R записать в ней для одного вещества.

За весь первый период может быть сброшена следующая масса загрязняющих веществ (в единицах массы):

$$P_{mI\text{ПД}} = (1 - S_e R_e) T_{\text{год}} \Delta\tau_1 Q_{e1} / R_{\text{ст}}; \quad (10.72)$$

секундный и суммарный сброс за второй период соответственно:

$$M_{mII\text{ПД}} = (1 - S_e R_e) Q_{e2} / R_{\text{ст}}, \quad (10.73)$$

$$P_{m \text{ II ПД}} = (1 - S_e R_e) T_{\text{год}} \Delta \tau_2 Q_{e2} / R_{\text{ст}}; \quad (10.74)$$

за третий период

$$M_{m \text{ III ПД}} = (1 - S_e R_e) Q_{e95} / R_{\text{ст}} \quad (10.75)$$

и соответственно

$$P_{m \text{ III ПД}} = (1 - S_e R_e) T_{\text{год}} \Delta \tau_3 Q_{e95} / R_{\text{ст}}. \quad (10.76)$$

В случае лимитирования по одному веществу формулы для расчета ПДС вместо выражения $(1 - S_e R_e) / R_{\text{ст}}$ в правой части будут содержать разность $(\text{ПДК}_i - s_{ei})$.

Допустимый годовой сброс сточных вод в реку определяется суммой

$$P_{m \text{ год ПД}} = P_{m \text{ I ПД}} + P_{m \text{ II ПД}} + P_{m \text{ III ПД}} \quad (10.77)$$

или

$$P_{m \text{ год ПД}} = (1 - S_e R_e) \Pi_{\text{уч}} / R_{\text{ст}}, \quad (10.78)$$

где $\Pi_{\text{уч}}$ — учитываемая при оценке ПДС часть речного стока.

$$\Pi_{\text{уч}} = (Q_{e1} \Delta \tau_1 + Q_{e2} \Delta \tau_2 + Q_{e95} \Delta \tau_3) T_{\text{год}}. \quad (10.79)$$

Если истинный естественный годовой сток реки обозначить Π_e , то имеет место следующее очевидное неравенство: $\Pi_e > \Pi_{\text{уч}}$.

Для прикидочных расчетов, по-видимому, можно принять

$$\Pi_{\text{уч}} = 0,5 \Pi_e. \quad (10.80)$$

Соответственно для предварительной прикидки, позволяющей принять решение о целесообразности организации регулируемого сброса сточных вод в реку и в дальнейшем более оперативно выполнить вычисления по изложенной выше методике, можно использовать формулу

$$P_{m \text{ год ПД}} \approx (1 - S_e R_e) \Pi_e / R_{\text{ст}}. \quad (10.81)$$

Оценив на основании этой формулы ориентировочное значение допустимого сброса и назначив соответствующие ему $Q_{\text{ст}}$ и $S_{\text{ст}}$, определяют $M_{\text{гн}}$ по периодам в соответствии с изложенной выше методикой, что позволяет корректировать предварительные наметки и получить

10.5. Нормирование сбросов сточных вод в озера и водохранилища

10.5.1. Нормирование сбросов по концентрациям лимитирующих веществ в местах водопользования

Установление ПДС в водоем при наличии в месте выпуска сточных вод более или менее постоянного однонаправленного течения и при допустимости регламентирования сброса по одному лимитирующему репрезентативному для данного вида сточных вод веществу осуществляется по значению кратности разбавления данного вещества. Практически методика таких расчетов не отличается от методики, разработанной для речных потоков. Кратко остановимся на случае регламентирования сброса по одному веществу. Если фоновая (естественная) концентрация данного вещества в водоеме s_{ei} не равна нулю, то кратность разбавления на лимитирующем расстоянии определяется соотношением

$$n_i = (s_{cti} - s_{ei}) / (s_{макси} - s_{ei}). \quad (10.82)$$

Предельно допустимое состояние отвечает условию

$$n_{iПД} = (s_{cti} - s_{ei}) / (ПДК_i - s_{ei}). \quad (10.83)$$

Значение n_i получают с помощью расчета разбавления (турбулентной диффузии). Расчет диффузии выполняется детальным методом, основанным на численном решении уравнения турбулентной диффузии, записанного в декартовых или цилиндрических координатах [30, 39]. В ряде случаев может применяться так называемый комбинированный метод [9]. Подробное изложение указанных методов дано в соответствующем разделе настоящей монографии.

Предельно допустимый сброс загрязняющего вещества со сточными водами выражается формулой

$$M_{iПД} = [n_{iПД} (ПДК_i - s_{ei}) + s_{ei}] Q_{ст}. \quad (10.84)$$

При $s_{ei} = 0$

$$M_{iПД} = n_{iПД} ПДК_i Q_{ст}. \quad (10.85)$$

Значение $Q_{ст}$ выбирается на основании экономических и технических соображений, но от него зависит и кратность разбавления n_i , поэтому окончательное решение в отношении $Q_{ст}$ и его сочетания с s_{cti} принимается на основании оценки значений $M_{iПД}$ по формулам

(10.84)–(10.85) с учетом указанных выше соображений.

При нормировании сбросов по нескольким веществам одного ЛПВ основываются на обобщенной характеристике кратности разбавления

$$n_{\text{общ}} = (S_{\text{ст}} - S_e) / (S_{\text{макс}} - s_e), \quad (10.86)$$

используя показатели $R_{\text{ст}}$ и R_e . Расчетные формулы ПДС при фоновых концентрациях, не равных нулю, имеют вид

$$M_{\text{п ПД}} = (n_{\text{общ}} Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}} [S_e R_e / (n_{\text{общ}} \text{ ПД}) + 1 - S_e R_e] / R_{\text{ст}} \quad (10.87)$$

и при $s_e = 0$

$$M_{\text{п ПД}} = (n_{\text{общ}} Q_{\text{ст}})_{\text{ПД}} / R_{\text{ст}}. \quad (10.88)$$

Путь оценки ПДС и соотношения между $Q_{\text{ст}}$ и $S_{\text{ст}}$ тот же, что и указанный выше при рассмотрении расчетных формул для одного вещества.

Приведенные формулы для вычисления ПДС применимы лишь в тех случаях, когда объем озера или водохранилища достаточно велик и рассматриваемый выпуск сточных вод не приводит к появлению и возрастанию содержания лимитирующих веществ в его водах. Если выпуск заметно влияет на фоновую концентрацию, то применяется метод изложенный ниже.

10.5.2. Нормирование качества воды по средней концентрации консервативных лимитирующих веществ в водоеме

В практике могут встретиться случаи, когда допустимо нормирование качества воды по средней во всем водоеме концентрации лимитирующих веществ. В общей постановке задача о таком нормировании решается на основе учета внешнего водообмена водоема. В частности, для приближенного решения может быть использована модель, предложенная в работе /34, 44/. Рекомендации по нормированию сбросов в водоемы в настоящее время могут являться только приближенными. Ниже остановимся на сравнительно простых случаях, которые, однако, довольно часто могут встречаться в практике.

Основным условием применимости упомянутой модели водообмена является хорошее перемешивание сточных вод с водами водоема за время перемещения водных масс от источников загрязнения до истока из водоема. Чтобы это осуществилось, место выпуска сточных вод должно находиться на достаточном удалении от истока из водоема. Следует учитывать, однако, что некоторая неполнота перемешивания мало сказывается на конечном результате, т. е. на значении концентрации

вещества в водотоке, вытекающем из водоема.

Ход решения задачи о нормировании сброса в той постановке, в которой она рассматривается в настоящем разделе монографии, не зависит от того, производится сброс через один или через несколько выпусков, расположенных в разных частях водоема, через сосредоточенные или через рассеивающие выпуски, лишь бы ни один выпуск не находился близко от истока из водоема. Важным при этом является условие одинаковости состава сточных вод, сбрасываемых через все выпуски. Если указанные условия выполняются, то фигурирующий в приводимых ниже формулах расход сточных вод $Q_{ст}$ может рассматриваться либо как расход одного выпуска (при одном источнике загрязнения), либо как суммарный расход сточных вод, поступающих в водоем через все учитываемые выпуски, сбрасывающие примерно одинаковые по составу сточные воды. Очевидно, что содержащаяся в формулах концентрация лимитирующего вещества в сточных водах $s_{ст i}$ должна при этом трактоваться соответственно как концентрация в сточных водах одного источника или как средняя взвешенная (по расходам сточных вод) концентрация во всех учитываемых источниках загрязнения. Если рассматривается суммарная концентрация в сточных водах веществ одного ЛПВ, т. е. величина $s_{ст}$, то в зависимости от начальных условий ей может быть приписан смысл средней концентрации в одном источнике или же средней взвешенной концентрации в нескольких источниках.

Вопрос о нормировании сброса сточных вод в водоем по нескольким неконсервативным веществам представляется весьма сложным, его решение не осуществимо на тех основах, которые использованы в настоящей книге, поэтому этот вопрос здесь не рассматривается.

Задачу о нормировании сброса сточных вод в водоем по одному консервативному веществу можно приближенно решить, воспользовавшись упомянутыми выше разработками /34/. Принимая, что начальная концентрация лимитирующего консервативного вещества в водах водоема равнялась нулю ($s_{в i} = 0$), и учитывая, что начало сброса сточных вод в водоем совпадает с началом отсчета времени t , записываем следующее уравнение изменения во времени средней концентрации лимитирующего вещества s_i в водоеме:

$$s_i = s_{ст i} [1 - \exp(-Q_B t / W)]. \quad (10.89)$$

Здесь Q_B — расход воды, вытекающей из водоема ($м^3/с$); t — время, отсчитываемое от момента начала сброса в водоем сточных вод (секунды); W — объем водоема ($м^3$), средний за расчетный интервал времени t . Установившееся значение концентрации лимитирующего вещества в водоеме $s_{уст i}$ вычисляется по формуле

$$s_{уст i} = Q_{ст} s_{ст i} / Q_B, \quad (10.90)$$

где $Q_{ст}$ и $s_{ст i}$ — соответственно расход ($м^3/с$) и концентрация лимитирующего вещества в сточных водах ($мг/л$ или $г/м^3$). Значение $s_{уст i}$ выражает концентрацию вещества, установившуюся в водоеме в результате длительного периода сброса в него сточных вод с неизменными расходом и составом. Время стабилизации определяется при использовании формулы (10.89) (об этом сказано ниже).

Конечное значение средней концентрации консервативного лимитирующего вещества находится по формуле (10.90). При этом могут иметь место следующие два случая:

$$\begin{aligned}s_{уст} &\leq ПДК_i, \\ s_{уст i} &> ПДК_i.\end{aligned}\tag{10.91}$$

В первом случае концентрация загрязняющего вещества никогда не будет превышать ПДК, т. е. воды водоема останутся чистыми. Предельно допустимый сброс сточных вод в водоем по рассматриваемому лимитирующему веществу в первом случае определяется условием

$$(s_{уст i})_{ПД} = ПДК_i.\tag{10.92}$$

Отсюда находим

$$M_{iПД} = ПДК_i Q_v.\tag{10.93}$$

Второй случай, отвечающий неравенству $s_{уст i} > ПДК_i$, будет иметь место, если проектируемый сброс не удастся ограничить условием (10.92). Задача при этом сводится к определению $M_{iПД}$, обеспечивающему минимально необходимую продолжительность $t_{ПД}$ существования чистой воды в водоеме или, иными словами, существования водоема как источника водоснабжения данного хозяйственно-бытового объекта. Рассмотрим эту задачу.

Продолжительность времени t возрастания концентрации лимитирующего вещества s_i в водоеме до какого-либо заданного значения, например, до $s_i = ПДК$, может быть найдена из уравнения (10.89). Если задана продолжительность времени $t_{ПД}$, то это же уравнение позволяет отыскать параметры источника загрязнения, т. е. $Q_{ст}$ и $s_{ст i}$ (по лимитирующему веществу), при которых в рассматриваемом водоеме обеспечивается $t_{ПД}$. Подставляя в уравнение (10.89) значение $s_{itПД}$ по (10.90) и учитывая требование

$$s_{itПД} = ПДК_i,\tag{10.94}$$

находим предельно допустимый сброс массы вещества в единицу времени

$$M_{\text{ПД}} = \text{ПДК}_i Q_B / [1 - \exp(-Q_B t_{\text{ПД}}/W)]. \quad (10.95)$$

Последняя зависимость может применяться для практических расчетов допустимого сброса лимитирующего вещества в водоем, обеспечивающего в течение заданного времени удовлетворительное состояние качества вод в водоеме.

В ряде случаев может представлять интерес выяснение вопроса о времени стабилизации концентрации растворенного консервативного вещества в водоеме, в водах которого до начала сброса сточных вод это вещество отсутствовало. Используя уравнение (10.89), записываем его в виде

$$t = - [W \ln(1 - s_i/s_{\text{уст}i})] / Q_B. \quad (10.96)$$

Такая стабилизация имеет место, когда концентрация s_i достигает $s_{\text{уст}i}$. Уравнение (10.96) показывает, что это происходит при $t = \infty$. Стабилизацией можно считать значительное приближение s_i к $s_{\text{уст}i}$, в частности, такое, при котором различие между ними практически (например, по данным гидрохимического анализа) не улавливается.

Условно будем считать стабилизацией концентрации достижение последней уровня

$$s_i = p s_{\text{уст}i}, \quad (10.97)$$

где в зависимости от необходимой точности решаемой задачи принимается $p = 0,99; 0,95$ или $0,90$ и т. д.

Подставляя (10.97) в (10.96), получаем с определенной степенью приближения искомое время стабилизации $t_{\text{уст}}$

$$t_{\text{уст}} \approx - [W \ln(1 - p)] / Q_B. \quad (10.98)$$

Эта формула может использоваться для определения $t_{\text{уст}}$ как при $s_{\text{уст}i} \leq \text{ПДК}_i$, так и при $s_{\text{уст}i} > \text{ПДК}_i$.

Для решения задачи о нормировании сброса в водоем по нескольким консервативным веществам используется обобщенный показатель вредности сточных вод $R_{\text{ст}}$, формула которого записана выше. В основу вывода этого показателя, как указывалось, положено условие (10.11), широко применяемое в "Правилах охраны вод от загрязнения сточными водами", а также положение о независимости от степени разбавления соотношений между концентрациями отдельных консервативных веществ.

В результате длительного ($t = \infty$) сброса сточных вод в водоем (при принятых в данной работе ограничивающих условиях) в нем устанавливается следующее значение суммарной (по всем n веществам) концентрации:

$$S_{уст} = Q_{ст} S_{ст} / Q_B. \quad (10.99)$$

Здесь, как и прежде, принято, что $S_{ст}$ является суммой концентраций всех учитываемых в сточных водах m лимитирующих консервативных веществ; $S_{уст}$ — суммарная концентрация m веществ в водоеме, устанавливающаяся в результате длительного сброса в него сточных вод. Ниже будет использоваться также значение суммарной концентрации $S_{ПД}$, отвечающей предельно допустимому состоянию качества вод водоема.

Одним из условий, определяющих предельно допустимый сброс сточных вод в водоем, может быть условие непревышения средней концентрации загрязняющих веществ в водоеме над величиной $S_{ПД}$ даже после длительного периода сброса сточных вод. Предельное состояние, отвечающее этому требованию, выражается равенством

$$S_{уст} = S_{ПД}. \quad (10.100)$$

Согласно формуле (10.99), будем иметь следующую расчетную зависимость:

$$M_{m ПД} = Q_B / R_{ст}. \quad (10.101)$$

Значок m при M показывает, что масса берется как сумма масс всех рассматриваемых m консервативных лимитирующих веществ.

Остановимся на другом случае, когда загрязнение водоема может быть допущено через промежуток времени $t_{ПД}$. Выражение для допустимого сброса загрязняющих веществ в этом случае может быть найдено на основании уравнения вида (10.89), записанного для суммарной концентрации и для предельного состояния, т. е. следующим образом:

$$S_{ПД} = S_{уст} [1 - \exp(-Q_B t_{ПД} / W)]. \quad (10.102)$$

Отсюда, учитывая следующее равенство для предельного состояния:

$$\varepsilon_{ПД} = (R_{ст})^{-1} \quad (10.103)$$

и формулу (10.99), получаем расчетную зависимость

$$M_{m ПД} = Q_B / \left\{ R_{ст} [1 - \exp(-Q_B t_{ПД} / W)] \right\}. \quad (10.104)$$

Нетрудно показать, что время стабилизации средней концентрации в водоеме до уровня $S = p S_{уст}$ в рассматриваемом случае будет определяться тем же уравнением, что и в случае, относящемся к одному веществу.

10.5.3. Нормирование сброса сточных вод в водоем по одному неконсервативному веществу

Решение поставленной задачи выполняется тем же способом, что и рассмотренной выше, в предыдущем разделе, но с использованием уравнения, включающего величину, учитывающую неконсервативность вещества. Уравнение имеет вид

$$s_i = s_{уст i} \left\{ 1 - \exp[-(Q_B/W - k_H) t] \right\}, \quad (10.105)$$

где k_H — коэффициент неконсервативности, который в условиях распада вещества является отрицательным ($k_H < 0$); ниже рассматривается именно этот случай. В случае $k_H > 0$, т. е. когда за счет тех или иных внутриводоемных процессов происходит увеличение количества вещества в водоеме и его концентрации в водных массах, рассматриваемый ниже подход к получению нормативных соотношений непригоден. Вопрос о соотношении между коэффициентом k_H и так называемым коэффициентом скорости превращения k детально рассмотрен в п. 1.1. Числовые значения k_H или соответственно k получают экспериментально; некоторые из них можно найти в работах гидрохимиков, приведенных, в частности, в обзоре [17]. В записываемых здесь формулах размерность k_H должна быть 1/с, что согласуется с принятой размерностью времени и расхода воды.

Содержащаяся в формуле (10.105) величина $s_{уст i}$ для неконсервативного вещества определяется приближенным равенством

$$s_{уст i} = Q_{ст} s_{ст i} / (Q_B - k_H W). \quad (10.106)$$

Как и выше, рассмотрим два случая: 1) превышение средней концентрации лимитирующего вещества s_i над ПДК_i в водоеме недопустимо, 2) превышение s_i над ПДК_i может быть допущено по истечении времени $t_{ПД}$ с момента начала сброса сточных вод в водоем.

Сначала остановимся на первом случае. Отвечающее ему предельное состояние выражается равенством (10.92). Учитывая выражение для $s_{уст i}$, находим после некоторых преобразований

$$M_{iПД} = \text{ПДК}_i (Q_B - k_H W). \quad (10.107)$$

Коэффициент k_H является величиной отрицательной, поэтому чем больше его абсолютное значение, тем больше допустимый сброс в водоем сточных вод, содержащих рассматриваемое лимитирующее вещество.

Перейдем ко второму случаю, заключающемуся в допустимости $s_i > \text{ПДК}_i$ при $t > t_{ПД}$. Предельное состояние при этом будет выражаться равенством (10.94). Учитывая это равенство и зависимость (10.106), а также принимая в уравнении (10.105) $t = t_{ПД}$, находим

следующее выражение для предельно допустимого сброса вещества:

$$M_{i\text{пд}} = \frac{(Q_{\text{в}} - k_{\text{н}} W) \text{ПДК}_i}{1 - \exp [-(Q_{\text{в}}/W - k_{\text{н}}) t_{\text{пд}}]} \quad (10.108)$$

Время стабилизации $t_{\text{уст}}$ в случае неконсервативного вещества может быть получено аналогично тому, как это сделано для консервативного вещества, но с учетом коэффициента $k_{\text{н}}$. Задаваясь определенным допустимым отклонением $(1 - p)$ от значения вполне стабилизировавшейся концентрации, получаем следующую формулу:

$$t_{\text{уст}} \approx -W \ln(1-p) / (Q_{\text{в}} - k_{\text{н}} W), \quad (10.109)$$

которая может использоваться для приближенных расчетов.

10.6. Вопросы нормирования сбросов подогретых вод в реки

10.6.1. Требования к качеству воды по температуре

Одним из факторов ухудшения качества вод в водотоках и водоемах является так называемое тепловое загрязнение, обусловленное сбросом подогретых вод. Борьба с загрязнением поверхностных вод должна включать меры по ограничению или прекращению таких сбросов в случаях, приводящих к ухудшению качества вод ниже допустимого уровня. В действующих в нашей стране "Правилах охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами" /66/ на основании самых общих соображений дается количественная характеристика допустимой степени подогрева водных масс рек и водоемов за счет сброса в них сточных вод.

В Правилах помещена таблица, в которой даны общие требования к составу и свойствам воды водных объектов у пунктов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования и приводится показатель свойств воды по температуре. Показатель по температуре дается также и для водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей. Норма допустимого увеличения температуры воды по требованиям хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования более жестка, чем для водоемов рыбохозяйственного назначения, следовательно, она должна быть основным критерием для установления ПДС подогретых вод. Однако рыбохозяйственные нормы содержат еще дополнительное условие о недопустимости повышения темпе-

ратура воды в водном объекте определенного рыбохозяйственного назначения выше определенного уровня. Значит, при установлении ПДС по температуре воды для таких водных объектов, кроме основного критерия, необходимо пользоваться еще и дополнительным контрольным критерием, учитывающим упомянутое требование.

В настоящей книге рассматривается лишь вопрос об оценке ПДС подогретых вод по основному критерию. Поэтому излагаемые ниже рекомендации не следует распространять на водные объекты рыбохозяйственного назначения.

Излагаемые соображения об установлении ПДС подогретых вод в реки основываются на требованиях Правил и должны рассматриваться как предварительные.

В таблице "Общие требования к составу и свойствам воды водных объектов у пунктов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования" /66/ в графе "Температура" указывается следующее: "Летняя температура воды (в водном объекте) в результате спуска сточных вод не должна повышаться более чем на 3°C по сравнению со средней месячной температурой воды самого жаркого месяца года за последние 10 лет".

Этим требованиям должна удовлетворять вода на лимитирующем расстоянии (считая вверх по реке или вообще в направлении против течения) от мест указанного вида водопользования. Лимитирующее расстояние для рек $x_{\text{л}} = 1000$ м. Для озер и водохранилищ лимитирующее расстояние (1000 м) берется во всех направлениях от места водопользования.

В качестве основного требования при установлении ПДС подогретых вод в водные объекты хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования должно использоваться требование о пределе допустимого повышения температуры воды на лимитирующем расстоянии $x_{\text{л}}$ от мест водопользования или на контрольном расстоянии от места сброса вод. Ниже рассматривается вопрос о способе назначения такого критерия ПДС.

10.6.2. Назначение ПДС подогретых вод в реки по основному критерию

Исходным положением для назначения ПДС является условие, запрещающее повышать температуру воды в лимитирующие теплые и холодные периоды на величину, превышающую $\delta\Theta_{\text{ПД}}$ градусов Цельсия. Расчет температуры воды в лимитирующие периоды рассмотрен ниже. Здесь же остановимся на подходе к решению этой задачи.

При расчете ПДС подогретых вод по основному критерию могут встретиться два случая: 1) на заданном расстоянии от пункта сброса происходит достаточное перемешивание подогретых вод с речными

водами, 2) на заданном расстоянии перемешивание неполное. В первом случае применяется уравнение баланса тепла речного потока на участке от створа сброса до расчетного створа. Во втором случае оценивается процесс турбулентной теплопроводности, связанный с кратностью разбавления п на участке между створами. В обоих случаях уточненное решение предполагает учет теплопотерь или притока тепла через поверхности, ограничивающие поток. Теплопотери и приток тепла обусловлены радиацией, контактом с дном, берегами, воздушными массами или ледяным покровом. В большинстве случаев поток тепла будет направлен от подогретых водных масс во внешнюю среду. На сравнительно небольшом участке от места сброса до контрольного створа он будет небольшим, и его неучет можно рассматривать как определенный запас при вычислении ПДС.

Соответственно при установлении ПДС подогретых вод в реки можно не учитывать теплообмен водных масс с внешней средой.

Первый из указанных выше случаев имеет два варианта: а) хозяйственный объект, сбрасывающий подогретую воду в реку, забирает воду из другого водного источника; б) хозяйственный объект, осуществляющий сброс, забирает воду из той же реки, но выше места сброса, при этом расход водозабора примерно равен расходу сточных вод этого объекта.

10.6.3. Приближенные способы количественной оценки ПДС подогретых вод

Рассмотрим уравнение баланса тепла для участка речного потока от створа сброса подогретых вод до створа достаточного их перемешивания с речными водами. Обозначим через Θ_e , $\Theta_{ст}$ и $\Theta_{п}$ среднюю температуру воды в реке выше сброса, температуру сточных вод и среднюю температуру воды в реке ниже сброса в створе достаточного перемешивания.

Указанное уравнение для случая "а" имеет вид

$$\rho \sigma Q_e \Theta_e + \rho \sigma Q_{ст} \Theta_{ст} = \rho \sigma (Q_e + Q_{ст}) \Theta_{п} - \Delta G, \quad (10.110)$$

где ρ — плотность воды; σ — ее теплоемкость; ΔG — приход или расход тепла через внешние границы речного потока на участке от начального створа до конечного. Начальным створом считается створ сброса подогретых вод, конечным створом является контрольный створ, где, как предполагается, произошло достаточное перемешивание подогретых вод с речными.

Если пренебречь величиной ΔG , то уравнение приобретает вид

$$Q_e \Theta_e + Q_{ст} \Theta_{ст} = (Q_e + Q_{ст}) \Theta_{п}. \quad (1.111)$$

Это уравнение баланса тепла, как и подобное уравнение, используемое ниже для случая "б", соответствуют по своему виду уравнениям баланса растворенных веществ в потоках. Предельно допустимый секундный сброс тепла $G_{\text{ПД}}$, выражаемый соотношением

$$G_{\text{ПД}} = \rho \sigma Q_{\text{ст}} \Theta_{\text{ст}}, \quad (10.112)$$

определится в соответствии с формулой (11.2) следующим образом:

$$G_{\text{ПД}} = \rho \sigma [(Q_e + Q_{\text{ст}}) \Theta_{\text{ПД}} - Q_e \Theta_e], \quad (10.113)$$

где $\Theta_{\text{ПД}}$ — предельно допустимая температура воды в контрольном створе; Θ_e — естественная температура воды в реке, не искаженная влиянием сброса сточных вод и оцененная в соответствии с требованиями Правил для самого теплого или самого холодного месяца года за последние 10 лет. Для конкретности изложенного будем называть эту температуру контрольной и обозначать через $\Theta_{\text{ек}}$. Правилами предусматривается допустимость повышения температуры в реке на $\delta \Theta_{\text{ПД}}^{\circ} \text{C}$. Поэтому очевидно, что предельно допустимая температура $\Theta_{\text{ПД}}$ в контрольном створе выразится суммой

$$\Theta_{\text{ПД}} = \Theta_{\text{ек}} + \delta \Theta_{\text{ПД}}. \quad (10.114)$$

Учитывая равенство (10.114), после преобразования находим

$$G_{\text{ПД}} = \rho \sigma [Q_{\text{ст}} (\Theta_{\text{ек}} + \delta \Theta_{\text{ПД}}) + Q_e \delta \Theta_{\text{ПД}}]. \quad (10.115)$$

Величина $G_{\text{ПД}}$ включает как множитель $Q_{\text{ст}}$, который содержится также и в правой части уравнения, поэтому расчет выполняется методом подбора при варьировании значениями $Q_{\text{ст}}$ и $\Theta_{\text{ст}}$.

Для случая "б" уравнение баланса тепла для участка реки между створом сброса подогретых вод и контрольным створом

$$\rho \sigma (Q_e - Q_{\text{ст}}) \Theta_e + \rho \sigma Q_{\text{ст}} \Theta_{\text{ст}} = \rho \sigma Q_e \Theta_{\text{п}} - \Delta G. \quad (10.116)$$

Пренебрегая величиной ΔG и подставляя соотношение (10.114), находим

$$G_{\text{ПД}} = \rho \sigma (Q_{\text{ст}} \Theta_{\text{ек}} + Q_e \delta \Theta_{\text{ПД}}). \quad (10.117)$$

Формулы (10.115) и (10.117) предназначены для приближенной оценки ПДС подогретых вод в реки в условиях достаточного перемешивания сточных вод с речными.

Аналогичный подход используется и для решения задачи о ПДС подогретых вод в тех случаях, когда между створом сброса сточных вод

и контрольным не происходит достаточного перемешивания подогретых вод с речными. В этом случае регламентировать следует по значению максимальной температуры в контрольном створе $\Theta_{\text{макс.к}}$, учитывая при этом коэффициент кратности разбавления. Последний определяется зависимостью

$$n = (\Theta_{\text{ст}} - \Theta_{\text{е}}) / (\Theta_{\text{макс.к}} - \Theta_{\text{е}}). \quad (10.118)$$

Способ расчета n в речных потоках при стационарном режиме детально рассмотрен в разделе 4 настоящей монографии.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение I

Примеры расчета плана течений для реки и водоема

Пример I. Построение плана течений приближенным теоретическим методом (см. п. 2.2.3).

На плане участка реки намечены ортогональные и расчетные поперечники. Для каждого расчетного поперечника составлена таблица, в которой указаны номера вертикалей, их расстояния от уреза и глубины. В табл. I.1 приведены данные по одному из расчетных поперечников. В таблице дан пример расчета интегрального графика функции β . Приращения функции определяются соотношением

$$\Delta\beta_{i-1,i} = (f_{\text{ср}} \Delta B)_{i-1,i},$$

где $\Delta B_{i-1,i}$ — расстояние между вертикалями $i-1$ и i ;

$$f_{\text{ср } i-1,i} = 0,5 (f_{i-1} + f_i).$$

Функция f_i выражается так:

$$f_i = H_i^{1,67} L_i^{-0,5},$$

где H_i — глубина вертикали; L_i — расстояние между двумя смежными ортогональными поперечниками, измеренное по линии, проходящей через вертикаль i .

Результаты всех вычислений для расчетного поперечника приведены в табл. I.1. По полученным данным построен график $\beta(z)$ (рис. I.1). Его максимальная ордината разделена на 6 частей (по числу струй). Точки деления спроектированы на кривую, а с нее — на ось абсцисс. Точки, полученные на последней, соответствуют линиям тока; они перенесены на расчетный поперечник на плане участка реки. Таким же образом производится построение и для других створов (расчетных

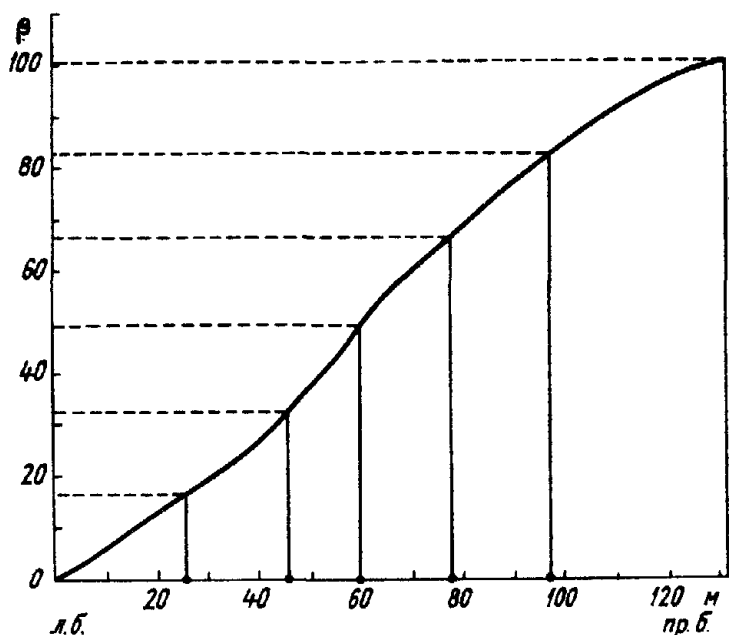


Рис. 1.1. График функции $\beta(z)$. Ширина реки $B = 132$ м.

поперечников). Соединяя плавными линиями точки деления, обозначенные на всех расчетных поперечниках одинаковыми индексами i , получаем линии тока на плане. Если они окажутся перпендикулярными ортогональным поперечникам, то расчет считается законченным. Если нет, то следует произвести некоторое изменение очертаний и смещение ортогональных поперечников. При этом изменятся также и значения β , что потребует выполнения повторных расчетов и построений. Обычно после второго тура расчета получается окончательный результат.

Пример 2. Расчет плана течений в мелководном водоеме путем численного решения уравнений мелкой воды (см. п. 2.3.3).

Для расчета стационарного поля течений в мелководном проточном водоеме используется разностная схема численного решения уравнений мелкой воды, описываемая формулами (2.36)–(2.39). Область решения разбивается на квадраты со стороной Δx ; притоки моделируются условием $(v)_n|_\Gamma = Q_i/\Delta x$; на жидких границах рассматриваемой области водоема задается условие

$$(\vec{v})_n|_\Gamma = (\xi \sqrt{gH})|_\Gamma.$$

Сеточная область решения и распределение глубин на моделируемой части водоема показаны на рис.1.2.

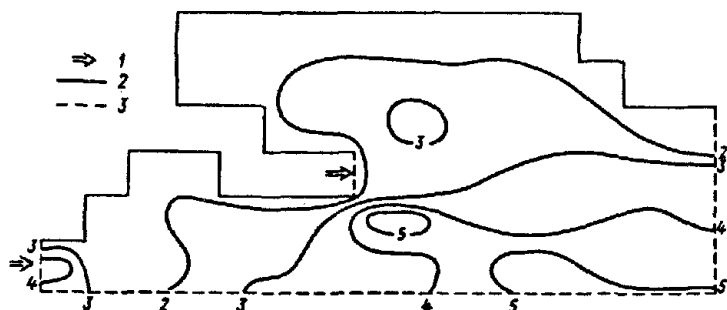


Рис. 1.2. Область распределения глубин (м) на моделируемой части водоема.

1 – места впадения притоков, 2 – твердая граница, 3 – жидкая граница.

Расчеты производились при помощи комплекса программ, составленных на языке ФОРТРАН для ЕС ЭВМ. На рис. 1.3 показано поле осредненных по глубине течений, рассчитанных при следующих значениях параметров модели:

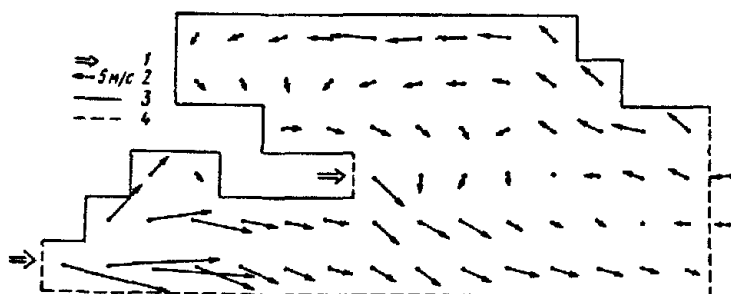


Рис. 1.3. Результаты расчета поля осредненных по глубине течений в водоеме.

1 – места впадения притоков, 2 – направление и скорость течения, 3 – твердая граница, 4 – жидкая граница.

суммарный расход притоков $Q_{\text{сум}} = 2500 \text{ м}^3/\text{с}$; $\varphi = 60^\circ$; $W = 5 \text{ м/с}$, ветер западный; $a = 2,6 \cdot 10^{-3}$; $\rho_a = 1,29 \text{ кг/м}^3$; $\Delta x = 1110 \text{ м}$, $\Delta t = 60 \text{ с}$. При нулевых начальных условиях на формирование стационарной схемы течений уходит около 2 сут модельного времени. Время расчета на ЭВМ ЕС-1045 составляет 10 мин.

Таблица I.1

№ вергики	Расстояние от уреза, м	Н м	Н ^{1,67}	l _м	l _{0,5}	f	f _{ср} на эле- менте	ΔB	f _{ср} ΔB=Δβ	β
Урез л. б.	0	0	0	—	—	0				0
1	5	3,5	8,05	95	9,75	0,82	0,41	5	2,05	2,05
2	12,5	4,0	10,1	100	10,00	1,01	0,92	7,5	6,90	8,95
3	35	4,25	11,1	95	9,75	1,14	1,08	12,5	13,50	22,45
4	60	4,0	10,1	92	9,59	1,05	1,10	25	27,50	49,95
5	88	3,5	8,05	90	9,49	0,85	0,95	28	26,60	76,55
6	100	3,0	6,25	88	9,38	0,67	0,76	12	9,14	85,69
7	122	2,5	4,65	82	9,06	0,51	0,59	22	13,0	98,69
8	125	1,5	1,95	75	8,66	0,22	0,36	3	1,08	99,77
Урез пр. б.	132	0	0	—	—	—	0,11	7	0,77	100,54

Приложение II

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 $Q_{\text{ст}}$. Выпуск сточных вод – береговой.

$$Q_p = Q_e + Q_{\text{ст}} = 152 \text{ м}^3/\text{с}, \quad Q_{\text{ст}} = 50,6 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$v_{\text{ср}} = 2,42 \text{ м/с}, \quad H = 2,37 \text{ м},$$

$$C = 29,2 \text{ м}^{1/2}/\text{с}, \quad B = 26,5 \text{ м},$$

$$s_e = 0, \quad s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$D = 0,073 \text{ м}^2/\text{с}.$$

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)

$$\delta = Q_{\text{ст}}/v_{\text{ср}} = 50,6 : 2,42 = 20,9 \text{ м}^2.$$

2. Ширина загрязненной части реки в начальном створе находится по формуле (4.14)

$$b = \delta/H = 20,9 : 2,37 = 8,8 \text{ м}.$$

3. Ширина расчетной клетки Δz принимается равной 1,3 м, тогда число клеток, занятых загрязненными водами, равно

$$n_{\text{заг}} = b/\Delta z = 8,8 : 1,3 \approx 7.$$

Общее число клеток по ширине реки $n = B/\Delta z = 26,5 : 1,3 \approx 20$.

4. Расстояние между расчетными сечениями Δx определяется по формуле (4.9).

В начальном сечении семь клеток заполняем цифрами 100, а остальные оставляем пустыми, что отвечает нулевой концентрации (табл. II.1).

После этого выполняется расчет турбулентной диффузии по формуле (4.8). Результаты расчета приведены в табл. II.1.

Для сокращения объема расчетных работ после сечения, расположен-

До укрупнения $\Delta z = 1,3$ м; $\Delta x = 28$ м

233

ного 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 $\Delta z_{\text{укр}} = 2 \Delta z = 2,6$ м, расстояние между расчетными сечениями после укрупнений вычислено как $\Delta x_{\text{укр}} = 4 \Delta x = 112$ м, Расчет произведен до 700 м (табл. П.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 канал 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 $s_{\text{ст}}$.

$$Q_p = Q_e + Q_{\text{ст}} = 250 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$H = 6,4 \text{ м},$$

$$Q_{\text{ст}} = 25,3 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$B = 16 \text{ м},$$

$$v_{\text{ср}} = 2,44 \text{ м/с},$$

$$D = 0,073 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$s_e = 0,$$

$$C = 50,7 \text{ м}^{1/2}/\text{с}.$$

Требуется: построить поле концентрации загрязняющего вещества в канале; найти максимальную концентрацию загрязняющего вещества на расстоянии 150 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Начальное сечение загрязняемой струи по формуле (4.13)

$$\delta = Q_{\text{ст}}/v_{\text{ср}} = 25,3 : 2,44 = 10,4 \text{ м}^2.$$

2. Размер сторон расчетной клетки принимается равным $\Delta y = \Delta z = 1,6$ м, тогда площадь клетки $\Delta \omega = \Delta z \Delta y = 2,56 \text{ м}^2$.

3. Число клеток, занятых загрязненными водами в начальном сечении:

$$n_{\text{заг}} = \delta/(\Delta \omega) = 10,4 : 2,56 \approx 4,$$

а общее число клеток в сечении равно

$$n = BH/(\Delta \omega) \approx 40.$$

Располагают эти клетки в четыре слоя по глубине, в каждом слое при этом будет 10 клеток (табл. II.2).

4. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.7)

$$\Delta x = 0,25 v_{cp} \Delta y^2 / D = 0,25 \cdot 2,44 \cdot 2,56 : 0,073 = 21,4 \text{ м.}$$

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 (4.6). Результаты расчета приведены в табл. II.2.

Из таблицы видно, что в 150 м от места выпуска сточных вод максимальная концентрация загрязняющих веществ равна $48,0 \text{ г/м}^3$.

Пример 3. Детальный расчет по схеме пространственной задачи с учетом поперечной составляющей скорости.

Исходные данные:

$$Q_p = 100 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$Q_{ст} = 10 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$v_{cp} = 2,52 \text{ м/с},$$

$$H_{cp} = 1,59 \text{ м},$$

$$C = 23,7 \text{ м}^{1/2}/\text{с},$$

$$B = 25 \text{ м},$$

$$v_z = 0,38 \text{ м/с},$$

$$s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$D = 0,073 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$s_e = 0.$$

Требуется: определить $s_{\text{макс}}$ на расстоянии примерно 60 м от выпуска сточных вод.

Решение:

1. Начальное сечение загрязненной струи

$$\delta = Q_{ст} / v_{cp} = 10 : 2,52 = 3,97 \text{ м}^2.$$

2. Размеры сторон расчетной клетки принимаются равными $\Delta z = \Delta y = 0,99 \text{ м}$, тогда площадь одной клетки $\Delta \omega = \Delta y \cdot \Delta z = 0,98 \text{ м}^2$.

Число клеток, занятых загрязненными водами, равно

$$n_{\text{заг}} = \delta / (\Delta \omega) = 3,97 : 0,98 \approx 4.$$

Общее число клеток в сечении

$$n = BH / (\Delta \omega) = 25 \cdot 1,59 : 0,98 \approx 40.$$

Располагают эти клетки в два слоя по глубине, в каждом слое будет 20 клеток.

Таблица II.2
 $\Delta z = \Delta y = 1,6 \text{ м}; \Delta x = 21,4 \text{ м}; x = 0$

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

Продолжение табл. II.2

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

3. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.7)

$$\Delta x = 0,25 v_{\text{cp}} \Delta y^2 / (D) = 0,25 \cdot 2,52 \cdot 0,98 : 0,073 \approx 8,5 \text{ м.}$$

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

$$\Delta_0 z = v_z \Delta x / v_{\text{cp}} = 0,38 \cdot 8,5 : 2,52 = 1,28 \text{ м.}$$

Определим, на сколько клеток надо сдвигать полученные значения концентрации при передвижении на Δx . Клетки имеют ширину $\Delta z = 0,99 \text{ м}$. Находим соотношение

$$\Delta_0 z / \Delta z = 1,28 : 0,99 \approx 1,3 \text{ клетки.}$$

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 (4.6) при учете поперечных перемещений клеток, приведен в табл. II.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 $25,8 \text{ г/м}^3$.

Пример 4. Расчет разбавления комбинированным методом (для ручья).

Исходные данные:

$$Q_{\text{ст}} = 0,013 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$Q_p = 0,080 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$H_{\text{cp}} = 0,14 \text{ м},$$

$$v_{\text{cp}} = 0,38 \text{ м/с},$$

$$B = 1,5 \text{ м},$$

$$C = 14,6 \text{ м}^{1/2}/\text{с},$$

$$D = 0,0022 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$s_e = 0,$$

$$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$H_{\text{макс.ср}} = 0,15 \text{ м},$$

$$v_{z \text{ ср}} = 0,032 \text{ м/с.}$$

Таблица II.3

$\Delta z = 0,99$ м; $\Delta x = 8,5$ м

$x = 0$

100	100					$x = 8,5$ м (расчет диффузии)
100	100					
100	75	25				$x = 8,5$ м (сдвиг на одну клетку)
100	75	25				
100	100	75				$x = 17,0$ м (расчет диффузии)
75	25	25				
93,8	75,0	50,0	25,0	6,3		
68,7	50,0	25,0	6,2			
					$x = 17,0$ м (сдвиг на 1 клетку)	
68,7	93,8	75,0	50,0	25,0	6,3	
50,0	25,0	6,2				

Продолжение табл. II.3

← $x = 25,5$ м (расчет диффузии)

70,3	65,6	56,2	37,5	20,3	7,8	1,6
48,4	43,8	26,6	14,0	6,3	1,6	

$x = 25,5$ м (сдвиг на 2 клетки) →

43,8	48,4	70,3	65,6	56,2	37,5	20,3	7,8	1,6
26,6	14,0	6,3	1,6					

← $x = 34,0$ м (расчет диффузии)

40,7	44,1	47,7	48,4	39,8	28,5	16,4	7,4	2,3	0,4
27,8	23,8	23,0	18,4	14,4	9,4	5,1	2,0	0,4	

$x = 34,0$ м (сдвиг на 1 клетку) →

27,8	40,7	44,1	47,7	48,4	39,8	28,5	16,4	7,4	2,3	0,4
23,8	23,0	18,4	14,4	9,4	5,1	2,0	0,4			

← $x = 42,5$ м (расчет диффузии)

30,0	33,9	37,7	38,6	36,3	30,5	21,7	13,2	6,5	2,5	0,7	0,1
24,6	26,5	25,0	22,5	19,3	14,1	9,0	4,7	1,9	0,6	0,1	

Продолжение табл. П.3

$x = 42,5$ м (сдвиг на 1 клетку)

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			

$x = 51,0$ 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)

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					

$x = 59,5$ 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	

Требуется: определить максимальную концентрацию загрязняющего вещества в 3,5 м ниже выпуска сточных вод.

Решение:

1. По формуле (4.26)

$$\Theta = (H_{\text{макс.ср}} - H_{\text{ср}}) / H_{\text{ср}} = (0,15 - 0,14) : 0,14 = 0,07.$$

$$2. M = 0,7C + 6 = 0,7 \cdot 14,6 + 6 = 16,2 \text{ м}^{1/2}/\text{с}.$$

3. По формуле (4.24)

$$N = MC/g = 16,2 \cdot 14,6 : 9,8 = 24.$$

4. По формуле (4.23)

$$W = v_x / \sqrt{N} = 0,38 : \sqrt{24} = 0,078.$$

$$5. (v_{\text{зср}} + w) / w = (0,032 + 0,078) : 0,078 = 1,41.$$

6. С графика (см. рис. 4.4) снимаем $K_{\text{общ}} = 2$.

7. Начальное сечение загрязненной струи по формуле (4.13)

$$\delta = Q_{\text{ст}} / v_{\text{ср}} = 0,013 : 0,38 = 0,034 \text{ м}^2.$$

8. Ширина загрязненной части струи по формуле (4.14)

$$b = \delta / H_{\text{ср}} = 0,034 : 0,14 = 0,24 \text{ м}.$$

9. Принимаем ширину расчетной клетки $\Delta z = 0,08 \text{ м}$, тогда в начальном сечении число клеток, занятых сбрасываемыми сточными водами, равно $n_{\text{заг}} = b / \Delta z \approx 3$, а общее число клеток по ширине реки будет $n = B / \Delta z \approx 19$.

10. По формуле (4.28) находится Δx

$$\Delta x = 0,5 \Delta z^2 N / (K_{\text{общ}} H_{\text{ср}}) = 0,5 \cdot 0,0064 \cdot 24 : (2 \cdot 0,14) = 0,27 \text{ м}.$$

Расчет разбавления ведется по формуле (4.8) (табл. II.4).

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 загряз-

Таблица II.4

$$\Delta z = 0,08 \text{ м}; \Delta x = 0,27 \text{ м}$$

													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

няющих веществ $s_{\text{ст}}$.

Для реки

$$Q_p = 126 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$v_{\text{ср}} = 0,35 \text{ м/с},$$

$$H = 6,0 \text{ м},$$

$$B = 60,0 \text{ м},$$

$$C = 42 \text{ м}^{1/2}/\text{с},$$

$$D = 0,0138 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$s_e = 0.$$

Для сточных вод

$$Q_{\text{ст}} = 0,4 \text{ м}^3/\text{с}$$

$$v_{\text{ст}} = 2,04 \text{ м/с},$$

$$d_0 = 0,5 \text{ м (диаметр ого-$$

ловка выпуска),

$$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3.$$

Требуется: вычислить кратность разбавления сточных вод $n = s_{\text{ст}}/s_{\text{макс}}$ на лимитирующем расстоянии $L = 500 \text{ м}$ от выпуска.

Решение:

1. Расчет начинается с вычисления кратности начального разбавления n_0 по формуле (4.29). Для выяснения применимости этой формулы в рассматриваемом случае определяется

$$m = v_{\text{ср}}/v_{\text{ст}} = 0,172,$$

т. е. $m < 0,25$. Следовательно, формула (4.29) применима.

2. Для вычисления n_n необходимо предварительно определить относительный диаметр загрязненной струи $\tilde{d}$ в расчетном сечении, т. е. в замыкающем створе зоны начального разбавления. $\tilde{d}$ определяется по формуле (4.30). Согласно рекомендациям Лапшева, содержащаяся в этой формуле величина $\Delta v_m = 0,1$ м/с.

$$\tilde{d} = \sqrt{8,1 : \left[\frac{(1 - 0,172)0,01}{0,92} + \frac{2 \cdot 0,172 \cdot 0,1}{0,96} \right]} = 13,4 \text{ м.}$$

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 $H/d_0 = 6 : 0,5 = 12$. Поскольку $d > (H/d_0)$, то струя будет стеснена. Относительное стеснение струи $H/d = 0,90$. По номограмме (рис. 4.5) $f(H/d) = 0,99$.

5. По формуле (4.29) вычисляем начальное разбавление без учета стеснения

$$n_n = \frac{0,248}{1 - 0,172} \cdot 13,4^2 \times \left(\sqrt{0,172^2 + 8,1 \cdot \frac{1 - 0,172}{13,4^2}} - 0,172 \right) = 4,7.$$

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:

$$x_n = d / [0,48 (1 - 3,12m)] = 6,7 : [0,48 (1 - 3,12 \cdot 0,172)] = 30,2 \text{ м.}$$

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 $\pi \tilde{d}^2 = 3,14 \cdot 3,35^2 = 35,2 \text{ м}^2$. Схематизируем ее как квадрат. В этом квадрате выделим четыре расчетные клетки; концентрация в них будет $s_{\text{нач}} = s_{\text{ст}}/n_{н.с} = 100 : 4,7 = 21 \text{ г/м}^3$. Площадь одной клетки равна $\Delta\omega = \Delta y \Delta z = 8,8 \text{ м}^2$, $\Delta y \approx \Delta z = 2,97 \text{ м}$ (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_n от выпуска) равно четырем, а общее число клеток в этом сечении равно

$$n = BH / (\Delta\omega) \approx 40.$$

Эти клетки располагают в два слоя по глубине, т. е. в каждом слое будет 20 клеток. Расстояние между расчетными сечениями равно

$$\Delta x = 0,25 v_{\text{ср}} \Delta y^2 / D = 0,25 \cdot 0,35 \cdot 8,8 : 0,0138 = 55,8 \text{ м.}$$

Расчет диффузии выполняется по формуле (4.6). Результаты расчета приведены в табл. II.5. Из таблицы видно, что на расстоянии примерно 500 м максимальная концентрация загрязняющих веществ равна $s_{\text{макс}} = 7,4 \text{ г/м}^3$, т. е. кратность разбавления

$$n = 100 : 7,4 = 13,5.$$

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 $Q_e = 152 \text{ м}^3/\text{с}$, скорость течения воды $v_{\text{ср}} = 2,42 \text{ м/с}$, коэффициент Шези $C = 29,2 \text{ м}^{1/2}/\text{с}$, коэффициент турбулентной диффузии $D = 0,0729 \text{ м}^2/\text{с}$, концентрация загрязняющего вещества в речной воде $s_e = 0$. Источники загрязненных вод имеют следующие характеристики: $Q_{\text{ст}1} = Q_{\text{ст}2} = 50,6 \text{ м}^3/\text{с}$; $s_{\text{ст}1} = 100 \text{ г/м}^3$ (с правого берега); $s_{\text{ст}2} = 75,0 \text{ г/м}^3$ (с левого берега). На левом берегу на расстоянии 1040 м от первых двух притоков имеется еще один приток с расходом $Q_{\text{ст}3} = 25,0 \text{ м}^3/\text{с}$ и $s_{\text{ст}3} = 50 \text{ г/м}^3$. На участке с 1200 по 1600 м с левого берега в реку поступает вода с полей; элементарный расход воды бокового притока $q_{\text{зст}} = 0,001 \text{ м}^2/\text{с}$; концентрация загрязняющего вещества в этой воде 310 г/м^3 .

Требуется: построить поле концентраций загрязняющего вещества в главной реке на участке длиной 2 км, считая от створа впадения в нее первого и второго притоков.

Увеличение расхода воды в реке за счет стока с полей равно $0,4 \text{ м}^3/\text{с}$. Эта величина может не учитываться в суммарном расходе воды в реке.

При впадении первых двух притоков расход воды в реке увеличится и станет равным $253 \text{ м}^3/\text{с}$. Этому расходу соответствует глубина $H = 2,37 \text{ м}$ и ширина реки $B = 44,1 \text{ м}$.

Решение:

1. Начальное сечение каждой из струй загрязненных вод определится по формуле (4.13)

Таблица II.5

$$\Delta z = 2,97 \text{ м}; \quad \Delta x = 55,8 \text{ м}$$

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

$$\delta = Q_{\text{ст}}/v_{\text{ср}} = 50,6 : 2,42 = 20,9 \text{ м}^2.$$

2. Ширина загрязненной части реки от каждого источника в отдельности по формуле (4.14)

$$b = \delta/H = 20,9 : 2,37 = 8,8 \text{ м}.$$

3. Принимаем ширину расчетной клетки $\Delta z = 2,2 \text{ м}$, тогда число клеток, занятых загрязненными водами от одного источника $n_{\text{заг}} = 4$, а общее число клеток по ширине реки

$$n = 44,1 : 2,2 \approx 20 \text{ кл.}$$

4. Расстояние между расчетными сечениями

$$\Delta x = 0,5v_{\text{ср}} \Delta z^2/D = 0,5 \cdot 2,42 \cdot 4,84 : 0,0729 \approx 80,2 \text{ м}.$$

При данных параметрах расчет по формуле (4.8) ведется до 1040 м (табл. II.6).

5. Ниже створа впадения третьего притока (расстояние 1040 м) расход воды в реке $Q_p = Q_e + Q_{\text{ст}1} + Q_{\text{ст}2} + Q_{\text{ст}3} = 278 \text{ м}^3/\text{с}$. При новом расходе $v_{\text{ср}} = 2,42 \text{ м/с}$, $C = 29,2 \text{ м}^1/2/\text{с}$, $D = 0,0729 \text{ м}^2/\text{с}$, $H = 2,37 \text{ м}$, $B = 48,5 \text{ м}$. Новое число расчетных клеток

$$n_2 = Q_2 n_1 / Q_1 = 278 \cdot 20 : 253 = 22.$$

6. Ширина одной клетки $\Delta z_2 = 2,2 \text{ м}$, расстояние между расчетными сечениями $\Delta x_2 = \Delta x_1 = 80 \text{ м}$.

7. При этих параметрах расчет ведется по формуле (4.8) до 1200 м с использованием обычного выражения для граничных условий. На участке от 1200 до 1600 м, где имеется сток с полей, концентрация в экстраполяционной клетке ($s_{k \text{ экстр}}$) у правого берега определяется по формуле (4.37) с учетом того, что $q_{sz} = q_{z \text{ ст}} \cdot s_{\text{ст}} = 0,001 \cdot 310 = 0,31 \text{ г/(с} \cdot \text{м)}$, т.е.

$$s_{k \text{ экстр}} = q_{sz} \cdot \Delta z / (DH) + s_{k1} = 0,31 \cdot 2,2 : (0,0729 \cdot 2,37) +$$

$$+ s_{k1} = 4 + s_{k1} \text{ г/м}^3.$$

Начиная от 1600 м и далее, расчет разбавления ведется обычным способом.

Пример 7. Расчет разбавления сточных вод экспресс-методом.
Исходные данные:

$$Q_e = 0,063 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$Q_{\text{ст}} = 0,013 \text{ м}^3/\text{с}$$

Таблица II.6

Ур. пр. б.

Ур. л. б.

MK

[illegible]

$$B = 1,6 \text{ м},$$

$$C = 12,4 \text{ м}^{1/2}/\text{с}$$

$$H = 0,14 \text{ м},$$

$$s_e = 0$$

$$v_{cp} = 0,34 \text{ м/с},$$

$$s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3$$

$$\varphi = 1,3,$$

$$s_{п} = 17,1 \text{ г/м}^3$$

Требуется: определить максимальную концентрацию лимитирующего загрязняющего вещества $s_{\text{макс}}$ на расстоянии 25 м от створа сброса сточных вод.

Решение:

1. По формуле (4.43) находим относительную глубину

$$\tilde{H} = H/B = 0,14 : 1,6 = 0,0875.$$

2. Характеристическое число N определяем по формуле (4.24)

$$N = MC/g = (0,7 \cdot 12,4 + 6) 12,4 : 9,8 = 18,6.$$

3. По формуле (4.41) получаем:

$$s_{\text{макс}}/s_{ст} = s_{п}/s_{ст} + 0,14Q_{ст}B \sqrt{N/\tilde{H}}/[x\varphi(Q_e + Q_{ст})],$$

$$s_{\text{макс}} : 100 = 17,1 : 100 + 0,14 \cdot 0,013 \cdot 1,6 \sqrt{18,6 : 0,0875} :$$

$$: (25 \cdot 1,3 \cdot 0,076);$$

$$s_{\text{макс}} = 18,8 \text{ мг/л}.$$

Пример 8. Расчет методом УралНИИВХ.

Исходные данные те же, что и в примере 7.

Требуется: определить $s_{\text{макс}}$ на расстоянии 25 м от створа сброса сточных вод.

1. По формуле (4.57) находим размерный коэффициент пропорциональности:

$$p = rB^{1/2} (2g)^{1/4} / (CH^{3/4}),$$

$$r = 0,026 \text{ м/с}^{1/2},$$

$$p = 0,026 \sqrt{1,6} \sqrt{19,6} : (12,4 \cdot 0,14^{3/4}) = 0,024 \text{ м/с}^{1/2}.$$

2. Определяем нормированные функции Лапласа $\Phi(\xi/2)$, используя табл. 4.2:

$$\xi_1 = B / (\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}) = 1,6 : (\sqrt{0,048} \cdot 25^{3/4}) = 0,65,$$

$$\Phi(\xi_1/2) = \Phi(0,65) = 0,24,$$

$$\xi_2 = H / (\sqrt{2p} \cdot x^{3/4}) = 0,14 : (\sqrt{0,048} \cdot 25^{3/4}) = 0,057,$$

$$\Phi(\xi_2/2) = \Phi(0,057) = 0,024.$$

3. Максимальная концентрация загрязняющего вещества находится на оси струи в точке с координатами $y = z = 0$. Константа неконсервативности $k_n = 0$.

По формуле (4.54) находим

$$\begin{aligned} s_{\text{макс}} &= \frac{Q_{\text{ст}} s_{\text{ст}}}{4\pi v p x^{3/2} \Phi(\xi_1/2) \Phi(\xi_2/2)} + s_e = \\ &= \frac{0,013 \cdot 100}{4 \cdot 3,14 \cdot 0,34 \cdot 0,024 \cdot 25^{3/2} \cdot 0,24 \cdot 0,024} = 17,6 \text{ мг/л.} \end{aligned}$$

Пример 9. Расчет методом ГПИ.

Исходные данные:

в равнинную реку сбрасываются с левого берега сточные воды

$$Q_e = 611 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$s_e = 0,$$

$$Q_{\text{ст}} = 3,0 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$C = 27 \text{ м}^{1/2}/\text{с},$$

$$B = 171 \text{ м},$$

$$s_n = 5,3 \text{ мг/л},$$

$$H = 2,5 \text{ м},$$

$$s_{\text{ст}} = 1080 \text{ мг/л},$$

$$v_{\text{ср}} = 1,43 \text{ м/с},$$

Требуется: определить $s_{\text{макс}}$ на расстоянии 600 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Находим коэффициент поперечной дисперсии. Так как $B > 100 \text{ м}$, то пользуемся формулой (4.53)

$$D_z^* = \frac{H_{\text{ср}} v_{\text{ср}}}{3524} \left(\frac{B}{H} \right)^{1,378} = \frac{2,5 \cdot 1,43}{3524} \left(\frac{171}{2,5} \right)^{1,378} = 0,34 \text{ м}^2/\text{с}.$$

2. Находим функцию ошибок $\Phi(\xi \sqrt{2})$ по формуле (4.47) и табл. 4.1

$$\xi = B \sqrt{v_{cp}} / (2 \sqrt{D_{Zx}^*}) = 171 \sqrt{1,43} : (2 \sqrt{0,34 \cdot 600}) \approx 1,0,$$

$$\Phi(\xi \sqrt{2}) = \Phi(1,0) = 0,84.$$

3. Определяем максимальную концентрацию загрязняющего вещества. В данном примере загрязняющее вещество консервативно, поэтому расчетная формула (4.46) примет следующий вид:

$$s_{\max} = s_e + \frac{s_{ct} Q_{ct}}{H \sqrt{\pi v_{cp} D_{Zx}^*}} \frac{1}{\Phi(\xi \sqrt{2})},$$

$$s_{\max} = 0 + \frac{1080 \cdot 3}{2,5 \sqrt{3,14 \cdot 1,43 \cdot 0,34 \cdot 600}} \cdot \frac{1}{0,84} = 50,9 \text{ мг/л.}$$

Пример 10. Расчет методом ВОДГЕО.

Исходные данные те же, что и в примере 9.

Требуется: найти $s_{\max}$ на расстоянии 600 м от места выпуска сточных вод.

Решение:

1. Коэффициент турбулентной диффузии D находим по формуле (4.10)

$$D = g H v_{cp} / (M C) = 9,8 \cdot 2,5 \cdot 1,43 : [(0,7 \cdot 27 + 6) \cdot 27] = \\ = 0,052 \text{ м}^2/\text{с}.$$

2. Коэффициент a , учитывающий влияние гидравлических условий смешения, определяем по формуле (4.65)

$$a = \varphi \xi \sqrt[3]{D/Q_{ct}},$$

где $\varphi = 1,0$, так как выпуск береговой,

$$a = 1,1 \cdot 1,0 \sqrt[3]{0,052 : 3} = 0,28.$$

3. Коэффициент смешения γ по формуле (4.63) с учетом (4.64) равен

$$\gamma = (1 - \exp(-a \sqrt[3]{x})) / [1 + \frac{Q_e}{Q_{ct}} \exp(-a \sqrt[3]{x})] =$$

$$= (1 - \exp(-0,28 \sqrt[3]{600})) : [1 + \frac{611}{3} \exp(-0,28 \sqrt[3]{600})] = 0,04.$$

4. Находим кратность разбавления n по формуле (4,66)

$$n \approx (Q_{\text{ст}} + \gamma Q_e) / Q_{\text{ст}} = (3,0 + 0,04 \cdot 611) : 3,0 = 9,1.$$

5. Максимальная концентрация $s_{\text{макс}}$ находится по формуле (4.62)

$$s_{\text{макс}} = s_e + (s_{\text{ст}} - s_e) / n = 0 + (1080 - 0) : 9,1 = 119 \text{ мг/л.}$$

Пример 11. Расчет методом номограмм.

Исходные данные те же, что и в примере 9.

Река, в которую производится спуск сточных вод, средняя равнинная, площадь водосбора 50 000 км².

Требуется: определить $s_{\text{макс}}$ 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 $L_{\text{заг}}$ отвечает такому снижению концентрации, при котором в створе на расстоянии $L_{\text{заг}}$ от сброса $s_{\text{макс}} = \text{ПДК}$. 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 $L_{\text{заг}}$, тогда искомой величиной окажется $s_{\text{макс}}$ на указанном расстоянии.

Решение:

1. По формуле (4.69) при заданном значении $L_{\text{заг}} = 600$ м определяем относительную длину

$$\lambda_{\text{заг}} = L_{\text{заг}} / B = 600 : 171 = 3,51.$$

2. По зависимости на рис. 4.9 для средней равнинной реки (кривая III) и найденному значению $\lambda_{\text{заг}}$ снимается относительная площадь зоны загрязнения $\eta_{\text{заг}}$

$$\eta_{\text{заг}} = 0,030.$$

3. По графику (рис. 4.8) для полученного значения $\eta_{\text{заг}} = 0,030$ и соотношения расходов сточных вод и речных вод $Q_{\text{ст}} / Q_{\text{р}} = 3 : 611 = 0,0049$ находим кратность разбавления $n = 18$ (кривая IV), т. е. начальная концентрация загрязняющего вещества уменьшилась в 18 раз. Таким образом, на расстоянии 600 м от створа сброса сточных вод будем иметь

$$s_{\text{макс}} = s_{\text{ст}} / 18 = 1080 : 18 = 60 \text{ мг/л.}$$

Приложение III

Примеры расчета разбавления сточных вод в водоемах

Пример 1. Расчет установившегося разбавления при устойчивом течении (с учетом начального разбавления).

Исходные данные:

$$Q_{\text{ст}} = 0,7 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$v_{\text{ср}} = 0,02 \text{ м/с},$$

$$H = 21,0 \text{ м},$$

$$D = 0,0014 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$d_0 = 0,6 \text{ м},$$

$$v_{\text{ст}} = 2,5 \text{ м/с},$$

$$m = v_{\text{ср}}/v_{\text{ст}} = 0,008.$$

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, $\Delta v_{\text{ст}} = 0,1 \text{ м/с}$:

$$\begin{aligned} \tilde{d} &= \sqrt{8,1 / \left[\frac{(1-m)\Delta v_{\text{ст}}^2}{0,92} + \frac{2m\Delta v_{\text{ст}}}{0,96} \right]} = \\ &= \sqrt{8,1 : \left(\frac{0,992 \cdot 0,01}{0,92} + \frac{2 \cdot 0,008 \cdot 0,1}{0,96} \right)} = 25,5. \end{aligned}$$

2. Диаметр загрязненной струи d в конце зоны начального разбавления

$$d = \tilde{d} d_0 = 25,5 \cdot 0,6 = 15,3 \text{ м}.$$

3. Кратность начального разбавления определяется по формуле (4.29)

$$\begin{aligned} n_{\text{н}} &= 0,248 \tilde{d}^2 \left(\sqrt{m^2 + 8,1 (1-m) / \tilde{d}^2} - m \right) / (1-m) = \\ &= 0,248 \cdot 650 \left(\sqrt{0,000064 + 8,1 \cdot 0,992 : 650} - 0,008 \right) : 0,992 = 16,8. \end{aligned}$$

4. Расстояние от створа выпуска до замыкающего створа зоны начального разбавления, вычисляется по формуле (4.31)

$$x_n = d / [0,48 (1 - 3,12m)] = 15,3 : [0,48 (1 - 3,12 \cdot 0,008)] = 33 \text{ м.}$$

Ниже 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 $\pi d^2/4 = 3,14 \cdot 15,3^2/4 = 184 \text{ м}^2$. Схематизируем ее как квадрат. Назначаем в этом квадрате четыре расчетные клетки с концентрацией $s_{ст}/n_n = 100 : 16,8 = 6,0 \text{ г/м}^3$. Площадь одной клетки равна $\Delta\omega = \Delta y \cdot \Delta z = 46 \text{ м}^2$, $\Delta y = \Delta z = 6,78 \text{ м}$.

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 $H/\Delta y \approx 3$), а по горизонтали по обе стороны от выпуска — по шесть клеток (всего 12 клеток в каждом слое).

Расстояние между расчетными сечениями равно

$$\Delta x = 0,25 v_{ср} \Delta y^2/D = 0,25 \cdot 0,02 \cdot 46 : 0,0014 = 164 \text{ м.}$$

Выпуск сточных вод расположен у дна водоема, поэтому четыре расчетные клетки с концентрацией $6,0 \text{ г/м}^3$ расположим в два слоя у дна. Рассчитываем диффузию по формуле (4.6) при соответствующем учете граничных условий. Результаты расчета приведены в табл. III.1. На расстоянии $x \approx 700 \text{ м}$ максимальная концентрация $s_{макс} \approx 2,4 \text{ г/м}^3$. 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 III.1

$$\Delta z = 6,78 \text{ м; } \Delta x = 164 \text{ м}$$

$x = 33 \text{ м}$			
	6,0	6,0	
	6,0	6,0	
$x = 197 \text{ м}$			
	1,50	1,50	
1,50	3,00	3,00	1,50
1,50	4,50	4,50	1,50

Продолжение табл. III.1

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:

$$Q_{\text{ст}} = 1,0 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$v_{\text{ср}} = 0,1 \text{ м/с},$$

$$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3,$$

$$H = 30 \text{ м},$$

$$D = 0,0099 \text{ м}^2/\text{с}.$$

Выпуск осуществляется в придонном слое.

Требуется: найти максимальную концентрацию $s_{\text{макс}}$ в 30 м ниже выпуска.

Решение:

Начальное сечение струи загрязнения

$$\delta = Q_{\text{ст}}/v_{\text{ср}} = 1 : 0,1 = 10 \text{ м}^2.$$

Принимаем число клеток, занятых загрязнением, $n = 4$. Тогда площадь одной клетки $\Delta\omega = \delta/n = 10 : 4 = 2,5 \text{ м}^2$, размер сторон расчетной клетки $\Delta y = \Delta z = 1,58 \text{ м}$. Расстояние между расчетными сечениями по формуле (4.7)

$$\Delta x = 0,25 v_{\text{ср}} \Delta y^2 / D = 0,25 \cdot 0,1 \cdot 2,5 : 0,0099 = 6,3 \text{ м}.$$

Расчет приведен в табл. III.2. На расстоянии $x = 30 \text{ м}$ получено $s_{\text{макс}} \approx 34 \text{ г/м}^3$.

Пример 3. Расчет неустановившейся диффузии консервативного вещества в озере (по уравнению диффузии в цилиндрических координатах).

Исходные данные:

В качестве начального условия принимается отсутствие загрязнения

Таблица П.2

$\Delta z = 1,58 \text{ м}; \Delta x = 6,3 \text{ м}$

$x = 00$

100	100
100	100

$x = 6,3 \text{ м}$

	25	25	
25	50	50	25
25	75	75	25

$x = 12,6 \text{ м}$

		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

$x = 18,9 \text{ м}$

			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

$x = 25,2 \text{ м}$

				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

$x = 31,5$

					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

в пределах всей расчетной области. Выпуск сточных вод производится равномерно с постоянным расходом воды $Q_{ст} = 0,5 \text{ м}^3/\text{с}$ у прямолинейного берега, поэтому $\pi = 3,14$. Концентрация лимитирующего консервативного загрязняющего вещества в сточных водах неизменна и равна $s_{ст} = 100 \text{ г/м}^3$. Для этого вещества ПДК равно 2 г/м^3 .

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: $H = 30 \text{ м}$, $D = 0,0059 \text{ м}^2/\text{с}$. 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 $\Delta r = 50 \text{ м}$. Назначаем расчетный интервал времени $\Delta t = 43200 \text{ с}$, что отвечает условию (5.16).

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: $a + b + d = 1,000$. Единица в итоге 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. III.3.

Таблица III.3

Вычисление коэффициентов ν_n и μ_n

$$\eta = 0,7961; \quad \beta = 0,0006; \quad D\Delta t/r^2 = 0,101952$$

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 0 02 000	0,0 0 34 560	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

Проверка значений коэффициентов 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. III.3. Результаты расчетов представлены в табл. III.4.

Расчет дает значения концентрации в серединах расчетных отсеков Δt в конце шести интервалов времени Δt . По этим данным может быть определен размер зоны загрязнения по условию $s = \text{ПДК} = 2 \text{ г/м}^3$, сформировавшейся к концу третьих суток. Получаем $r_{\text{заг}} = 125 \text{ м}$, в то же время $r_{\text{общ}} = 275 \text{ м}$.

Таблица III.4

Расчет турбулентной диффузии за 3 сут

$s_{\text{ст}} = 100 \text{ г/м}^3$; $a = 0,1834$; $b = 0,7044$; $d = 0,1122$; $\eta = 0,7961$								
Вычисления для				Вычисления для 2–6-го отсеков				
Время	1-го отсека							
t сут	вычисляе- мые вели- чины	значения	вычисляемые величины	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	$as_{\text{ст}}$	18,31	$s_t = 0,5$	0	0			
1,0	$as_{\text{ст}}$	18,31	$\eta s_{\text{кп}}$	0				
	bs_{k1}	12,90	$\nu_n s_{\text{k},n-1}$	1,80				
	ds_{k2}	0	$\mu_n s_{\text{k},n+1}$	0				
	$s_t = 1$	31,21	$s_t = 1$	1,80				
1,5	$as_{\text{ст}}$	18,31	$\eta s_{\text{кп}}$	1,43				
	bs_{k1}	21,99	$\nu_n s_{\text{k},n-1}$	3,07				
	ds_{k2}	0,20	$\mu_n s_{\text{k},n+1}$	0				

Продолжение табл. III.4

Время t сут	Вычисления для 1-го отсека		Вычисления для 2-6-го отсеков						
	вычисляе- мые вели- чины	значения	вычисляемые величины	значения в отсеках					
				2	3	4	5	6	
2,0	$s_t = 1,5$	40,5	$s_t = 1,5$	4,50	0,18				
	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{кп}$	3,58	0,14	0			
	$bs_{к1}$	28,54	$\nu_n s_{к,n-1}$	3,98	0,45				
	$ds_{к2}$	0,50	$\mu_n s_{к,n+1}$	0,02	0,00	0			
2,5	$s_t = 2,0$	47,35	$s_t = 2,0$	7,58	0,59	0,02	0		
	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{кп}$	6,03	0,47	0,02	0		
	$bs_{к1}$	33,36	$\nu_n s_{к,n-1}$	4,66	0,75	0,06	0,002		
	$ds_{к2}$	0,85	$\mu_n s_{к,n+1}$	0,06	0,002	0	0	0	
3,0	$s_t = 2,5$	52,52	$s_t = 2,5$	10,75	1,222	0,08	0,002	0	
	$as_{ст}$	18,31	$\eta s_{кп}$	8,56	0,97	0,06	0,002	0	
	$bs_{к1}$	37,00	$\nu_n s_{к,n-1}$	5,17	1,07	0,12	0,01	0,002	
	$ds_{к2}$	1,21	$\mu_n s_{к,n+1}$	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	
Расстоя- ние от места выпуска до середины отсека, м		25		75	125	175	225	275	

Приложение IV

Примеры расчета интегральных показателей для оценки загрязненности рек и водоемов

Пример 1. Определить $\tau_{\text{заг}}$, $\tau_{\text{ч}}$, $a_{\text{заг}}$, $a_{\text{ч}}$ 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 O_{KMnO_4} .

Решение:

1. По данным гидрологических наблюдений у пункта С на реке В выбирается многоводный год.

2. Строится гидрограф стока выбранного многоводного года (рис. IV.1).

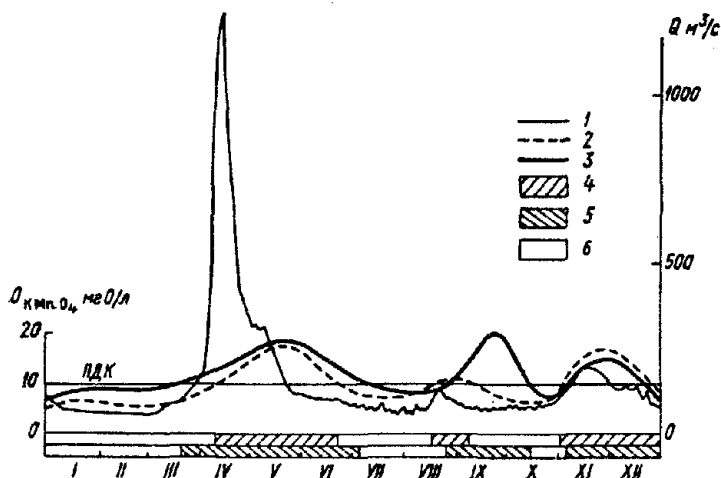


Рис. IV.1. Гидрограф реки В и графики перманганатной окисляемости.

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.

3. На том же чертеже вычерчиваются графики перманганатной окисляемости для створов, расположенных выше или ниже места выпуска сточных вод (рис. IV.1).

4. По методике, изложенной в п. 7.1.3, пользуясь рис. IV.1, определяют $\tau_{\text{заг}}$, $\tau_{\text{ч}}$, $a_{\text{заг}}$, $a_{\text{ч}}$. Результаты расчета приведены в табл. IV.1.

Пример 2. Построить диаграмму состояния загрязненности реки В у населенного пункта С, пользуясь интегральными показателями, полученными способом, рассмотренным в примере 1 (табл. IV.2).

Решение: пользуясь методом, изложенным в п. 7.4.2, и данными табл. IV.2, строят диаграмму (см. рис. IV.2).

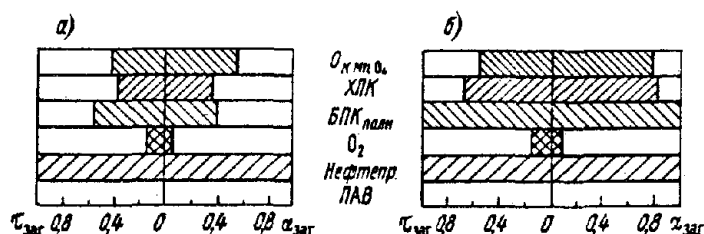


Рис. IV. 2. Диаграмма состояния загрязненности реки В у населенного пункта С.
а – верхний створ, б – нижний створ.

Пример 3. Определить $P_{\text{заг}}$ и $P_{\text{ч}}$ по перманганатной окисляемости в расчетном створе реки Г по натурным данным.

Зависимость величины перманганатной окисляемости от расхода воды показана на рис. IV.3. Из графика видно, что превышение над ПДК происходит при $Q > 380 \text{ м}^3/\text{с}$. Обеспеченность этого расхода в течение расчетного года составляет 59 % (рис. IV.4). Перманганатная окисляемость возрастает с увеличением расхода воды. Соответственно искомые показатели $P_{\text{заг}} = 59 \%$, $P_{\text{ч}} = 41 \%$.

Пример 4. Определить относительный линейный показатель зоны загрязнения $\lambda_{\text{заг}}$ и показатель относительной площади зоны загрязнения $\eta_{\text{заг}}$ 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.

Решение: применяя детальный метод расчета разбавления лимитирующего вещества по схеме плоской задачи, получаем поле концентрации в плане потока. По критерию $s = \text{ПДК}$ получаем контур зоны загрязнения и находим $L_{\text{заг}} = 14,4 \text{ км}$; площадь зоны загрязнения определяем путем планиметрирования $\Omega_{\text{заг}} = 0,28 \text{ км}^2$.

1. Показатель $\lambda_{\text{заг}}$ вычисляется по формуле (7.17)

$$\lambda_{\text{заг}} = L_{\text{заг}}/B = 14400 : 92,9 = 155.$$

Таблица IV.1

Определение $\tau_{\text{заг}}$, $\tau_{\text{ч}}$, $\alpha_{\text{заг}}$, $\alpha_{\text{ч}}$ для реки В
в многоводный год $V_{\text{год}} = 4,74 \text{ км}^3/\text{год}$

Чистый сток			Загрязненный сток		
Период	Продолжительность Т сут	Сток $V \text{ км}^3/\text{год}$	Период	Продолжительность Т сут	Сток $V \text{ км}^3/\text{год}$
Створ выше источника загрязнения					
Перманганатная окисляемость, ПДО = 10 мгО/л					
1/1 – 13/IV			14/IV – 21/VI		
22/VI – 20/VIII			21/VIII – 7/IX		
8/IX – 2/XI			3/XI – 26/XII	141	2,61
27/XII – 31/XII					$\alpha_{\text{заг}} = 0,55$
	224	2,13		$\tau_{\text{заг}} = 0,39$	
	$\tau_{\text{ч}} = 0,61$	$\alpha_{\text{ч}} = 0,45$			
Створ ниже источника загрязнения					
Перманганатная окисляемость, ПДО = 10 мгО/л					
1/1 – 23/III			24/III – 5/VII		
6/VII – 26/VIII			27/VIII – 14/X		
15/X – 4/XI			5/XI – 26/XII	205	3,64
27/XII – 31/XII					$\alpha_{\text{заг}} = 0,77$
	160	1,10		$\tau_{\text{заг}} = 0,56$	
	$\tau_{\text{ч}} = 0,44$	$\alpha_{\text{ч}} = 0,23$			

Таблица IV.2
Интегральные показатели загрязненности реки В
у населенного пункта С для многоводного года

Ингредиенты (показатели)	Створ выше места сброса сточных вод				Створ ниже сброса сточных вод			
	$\tau_{\text{заг}}$	$\tau_{\text{ч}}$	$\alpha_{\text{заг}}$	$\alpha_{\text{ч}}$	$\tau_{\text{заг}}$	$\tau_{\text{ч}}$	$\alpha_{\text{заг}}$	$\alpha_{\text{ч}}$
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 поля.	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

2. Показатель $\eta_{\text{заг}}$ находится по формуле (7.19)

$$\eta_{\text{заг}} = \Omega_{\text{заг}} / \Omega_{\text{общ}},$$

$$\Omega_{\text{общ}} = L_{\text{заг}} B = 14,4 \cdot 0,0929 = 1,34 \text{ км}^2,$$

$$\eta_{\text{заг}} = 0,28 : 1,34 = 0,21.$$

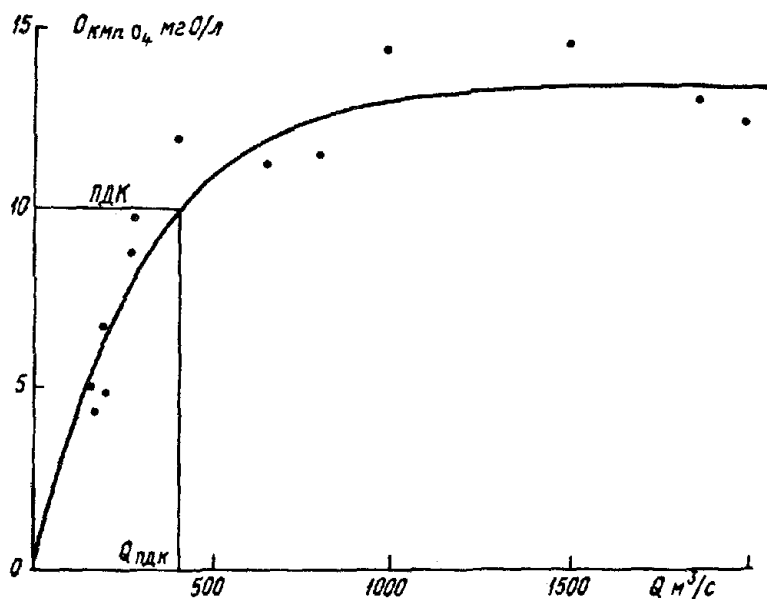


Рис. IV.3. Связь перманганатной окисляемости с расходом воды в расчетном створе реки Г.

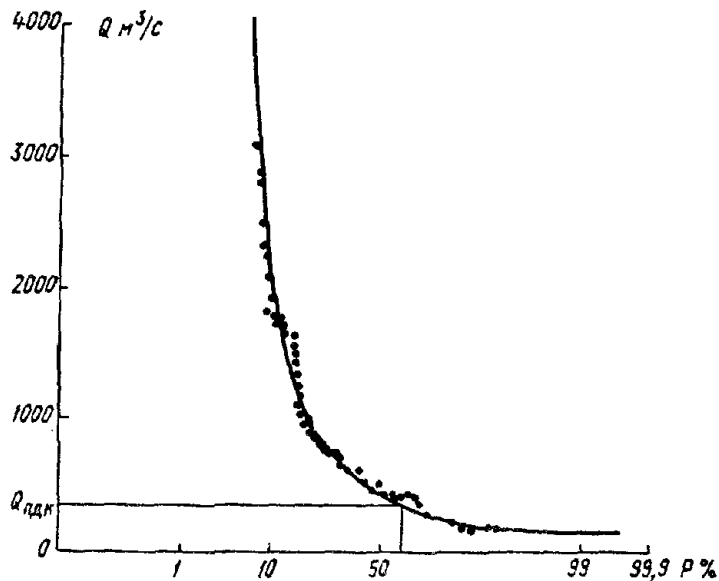


Рис. IV.4. Обеспеченность среднего суточного расхода воды в расчетном створе реки Г в течение года.

Приложение V

Пример расчета ПДС в реку

Исходные данные:

В реку N при расчетном расходе $Q_e = 100 \text{ м}^3/\text{с}$ через сосредоточенный выпуск поступают сточные воды, содержащие несколько лимитирующих веществ одного ЛПВ. Предварительно планируемые значения концентраций лимитирующих веществ в сточных водах $s_{\text{ст}}$, в водах реки s_e и соответствующие ПДК приведены в табл. V.1.

Таблица V.1
Значения концентраций и ПДК, мг/л

Концентрации	Ингредиент i					
	Cl	SO ₄	Na	K	Mg	Cr
$s_{\text{сти}}$	100	200	300	150	100	0,010
s_{ei}	7	14	5	2	3	0,000
ПДК _i	300	100	120	50	40	0,001

Требуется определить предельно допустимый расход сточных вод $Q_{\text{стПД}}$ и ПДС загрязняющих веществ, т. е. $M_{\text{мПД}}$ в реку N.

Решение:

В качестве расчетной следует использовать зависимость (10.24)

$$M_{\text{мПД}} = Q_e (Q_{\text{стПД}}/Q_e + 1 - S_e R_e) / R_{\text{ст}},$$

где

$$M_{\text{мПД}} = S_{\text{стПД}} Q_{\text{стПД}} \quad (10.16)$$

Подставляя правую часть этого равенства в выражение (10.24) вместо $M_{\text{мПД}}$, находим

$$Q_{\text{стПД}} = Q_e (1 - S_e R_e) / (S_{\text{стПД}} R_{\text{ст}}^{-1}).$$

Входящие в эту формулу величины R_e , $R_{\text{ст}}$ определяются по соответствующим зависимостям (10.18):

$$S_e = \sum_{i=1}^6 s_{ei} = 31,0 \text{ г/м}^3,$$

$$S_{\text{ст}} = \sum_{i=1}^6 s_{\text{сти}} = 850 \text{ г/м}^3,$$

$$R_e = 1/[\text{ПДК}]_m \sum_{i=1}^6 a_{ei}/\xi_i = 0,010 \text{ м}^3,$$

$$R_{\text{ст}} = 1/[\text{ПДК}]_m \sum_{i=1}^6 a_{\text{сти}}/\xi_i = 0,012.$$

$$\text{Здесь } [\text{ПДК}]_m = \sum_{i=1}^m \text{ПДК}_i = 610 \text{ г/м}^3,$$

$$a_{\text{сти}} = s_{\text{сти}}/S_{\text{ст}}, \quad a_{ei} = s_{ei}/S_e, \quad \xi_i = \text{ПДК}_i/[\text{ПДК}]_m.$$

Результаты расчета $a_{\text{сти}}$, a_{ei} и ξ_i помещены в табл. V.2.

Используя результаты расчета, приведенные в табл. V.2 (графа 8), находим

$$Q_{\text{стПД}} = 7,50 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$M_{\text{мПД}} = Q_{\text{стПД}} S_{\text{стПД}} = 6375,075 \text{ г/с} = 6,38 \text{ кг/с}.$$

Таблица V.2

Ингредиент	Cl	SO ₄	Na	K	Mg	Cr ⁺¹	Σ
1	2	3	4	5	6	7	8
$a_{\text{сти}}$	0,118	0,235	0,353	0,176	0,118	0,00001	1,00001
a_{ei}	0,226	0,452	0,161	0,064	0,097	0,0	1,0
ξ_i	0,492	0,164	0,197	0,082	0,066	0,0	1,001
a_{ei}/ξ_i	0,459	2,756	0,817	0,780	1,470	0,0	6,282
$a_{\text{сти}}/\xi_i$	0,240	1,433	1,792	2,20	1,788	0,0	7,453

Приложение VI 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.

$$\Delta x = 4,5 \text{ м};$$

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

П р и м е р 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

Таблица VI.1

$\Delta z = 0,50$ м

45,0 м

20,5	20,5	11,7	11,7	4,4	4,4	1,0	1,0	0,1	0,1	0,0
21,0	21,5	22,0	22,5	23,0	23,5	24,0	24,5	25,0	25,5	26,0

90,0 м

1,5	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
25,0	26,0	27,0	28,0	29,0	30,0	31,0	32,0	33,0	34,0	35,0	36,0

135 м

8,1	5,1	2,8	1,3	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
23,5	24,5	25,5	26,5	27,5	28,5	29,5	30,5	31,5	32,5	33,5	34,5

180 м

10,3	8,1	5,7	3,6	2,1	1,1	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
22,5	23,5	24,5	25,5	26,5	27,5	28,5	29,5	30,5	31,5	32,5	33,5

225 м

10,8	9,6	7,9	6,0	4,2	2,7	1,6	0,9	0,4	0,2	0,0	0,0
21,5	22,5	23,5	24,5	25,5	26,5	27,5	28,5	29,5	30,5	31,5	32,5

270 м

3,1	1,12	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
26,5	28,0	29,5	31,0	32,5	34,0	35,5	37,0	38,5	40,0	41,5	43,0

315 м

3,4	2,3	0,9	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
26,0	27,5	29,0	30,5	32,0	33,5	35,0	36,5	38,0	39,5	41,0	42,5

выпуска. Решение находится по методу А. В. Караушева, изложенному в п. 4.2.1. Точность расчетов, принятая в схеме, составляет 0,1 % концентрации загрязняющего вещества в сточных водах.

Исходные данные:

Вычисления выполняются для речного потока.

$$Q = 96,3 \text{ м}^3/\text{с}.$$

$$D = 0,025 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$Q_{\text{ст}} = 1,9 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$B = 50 \text{ м},$$

$$H = 2,14 \text{ м},$$

$$v = 0,9 \text{ м/с}.$$

Расстояние от оголовка до берега 20 м.

Решение:

Результаты расчета по программе BLACK через 10 расчетных шагов по оси x приведены в табл. VI.1.

П р и м е р 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. 4.2.1. 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:

$$Q = 64,8 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$B = 30 \text{ м},$$

$$Q_{\text{ст}} = 1,17 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$D = 0,015 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$H = 2,16 \text{ м},$$

$$v = 1,0 \text{ м/с}.$$

Вычисления выполнены для речного потока. Координаты оголовка: $y = 1,55 \text{ м}, z = 10,5 \text{ м}.$

Решение:

Результаты расчета приведены в табл. VI.2, где помещены значения концентрации s на каждом расчетном шаге по оси x и расстояния z от левого берега до соответствующих расчетных параллелепипедов.

П р и м е р 3. Расчет неустановившегося разбавления консервативного загрязняющего вещества в водоемах (плоская задача, цилиндрические координаты).

С помощью программы OSKAR осуществляется численное решение

Таблица VI.2

$$\Delta y = \Delta z = 0,54 \text{ м}; \quad \Delta x = 5,0 \text{ м}$$

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

дифференциального уравнения турбулентной диффузии, записанного в цилиндрических координатах (метод А. В. Караушева). Алгоритм расчета изложен в п. 5.3.

Программа позволяет производить расчет меняющегося во времени распределения консервативного загрязняющего вещества вдоль радиусов г. 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.

$$Q_{\text{ст}} = 1,0 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$\varphi = 2\pi,$$

$$D = 5,88 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{с},$$

$$H = 30 \text{ м}.$$

Решение:

Расчетные узлы располагаются на расстоянии $\Delta r = 50 \text{ м}$ друг от друга. Шаг по времени Δt выбран равным $0,5 \text{ сут. (43200 с)}$. 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. VI.3.

П р и м е р 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. 5.3.4.

Исходные данные: сброс сточных вод производится в большое озеро на значительном расстоянии от берега.

$$Q_{\text{ст}} = 0,2 \text{ м}^3/\text{с},$$

$$H = 32 \text{ м},$$

$$D = 0,001 \text{ м}^2/\text{с},$$

$$k_H = -1 \cdot 10^{-7} \text{ 1/с},$$

$$\varphi = 2\pi,$$

Таблица VI.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 (43200 с) и по радиусу $\Delta r = 50$ м. Точность расчетов, принятая в схеме, составляет 0,05 % исходной концентрации.

В табл. VI.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.

Таблица VI.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

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. Айнбунд М. М. Результаты натурных исследований течений в южном Байкале.—Тр. ГГИ, 1973, вып. 203, с. 49—70.
3. Алексеев Л. П. Расчет коэффициента турбулентной диффузии в глубоководном водоеме.—В кн.: Охрана окр. среды от загрязн. промышл. выброса-ми ЦБП. Межвуз. сб. науч. трудов, 1978, вып. 6, с. 54—59.
4. Анисеев В. А., Копп И. З., Скалкин Ф. В. Технологические аспекты охраны окружающей среды.—Л.: Гидрометеониздат, 1982.—256 с.
5. Атлас гидрохимических характеристик местного стока Европейской территории СССР / Под ред. П. П. Воронкова. — Л.: Гидрометеониздат, 1972. —47 с.
6. Бернадский Н. М. и Проскуряков Б. В. Опыт теории и практики расчета прудов-холодильников.—Материалы по гидрологии, гидрографии и водным силам СССР, вып.5—Л.—М.: Госэнергоиздат, 1931.—128 с.
7. 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.
8. Бесценная М. А. Усовершенствование экспресс-метода расчета разбавления сточных вод в реках.—Тр. ГГИ, 1972, вып. 192, с. 201—208.
9. 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.
10. Бесценная М. А., Шварцман А. Я. Способ расчета максимальных концентраций загрязняющих веществ, сбрасываемых через рассеивающие выпуски.—Тр. ГГИ, 1982, вып. 283, с. 126—135.
11. Бородавченко И. И. и др. Охрана ресурсов / И. И. Бородавченко, Н. В. Зарубаев, Ю. С. Васильев, Х. А. Вельнер, С. В. Яковлев.—М.: Колос, 1970. —247 с.
12. Браславский А. П. Расчет ветровых волн.—Тр. ГГИ, 1952, вып. 35 (89), с. 94—158.
13. Вельнер Х. А. Проблемы регулирования качества воды водоемов и Балтийского моря.—Мат-лы VI Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. III секция, ч. 1—Таллин, 1979, с. 3—11.
14. Вельнер Х. А., Гурарий В. И., Шайн А. С. Определение критериев качества воды водотоков для решения задач управления водоохранными комплексами.—В кн.: Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды. Тр. Сов.-амер. симп., т. 1. Л.: Гидрометеониздат, 1979, с. 237—254.
15. Верболов В. И. Перенос вод и структура течений в прибрежной зоне

- южного Байкала.—В кн.: Течения и диффузия вод Байкала. Л.: Наука, 1970, с. 45–67.
16. Вольцингер Н. Е., Пясковский Р. В. Теория мелкой воды. Океанологические задачи и численные методы.—Л.: Гидрометеиздат, 1977.—207 с.
 17. Вопросы моделирования и расчета процессов загрязнения и самоочищения донных наносов /А. Я., Шварцман, М. В., Цивьян, А. О. Еремеева, Л. Н. Меревич. Обзорная информация. Серия "Контроль загрязнения природной среды", вып. 4.—Гидрометеорология. Обнинск, 1980.—50 с.
 18. Гасилина Н. К., Ровинский Ф. Я., Болтнева Л. И. Программа и методика комплексного мониторинга загрязнений в биосферных заповедниках. Биосферные заповедники.—Тр. 1 Сов.-амер. симп.—Л.: Гидрометеиздат, 1977, с.146–151.
 19. Давтян Н. А., Шварцман А. Я. Осаждение взвешенных частиц при дивергенции потока.—Тр. ГГИ, 1986, вып. 319, с. 30–36.
 20. Данилова Г. Н., Емельянова В. П., Колесникова Т. Х. Критерии оценки качества поверхностных вод.—В кн.: Вопросы контроля загрязнений природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1981, с. 118–121.
 21. Жуков А. И., Монгайт И. Л., Родзиллер И. Д. Канализация промышленных предприятий.—М.: Стройиздат, 1962.—602 с.
 22. Израэль Ю. А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменений состояния окружающей природной среды. Основы мониторинга.—Метеорология и гидрология, 1974, № 7, с. 3–8.
 23. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды.—М.: Гидрометеиздат, 1984.—559 с.
 24. Израэль Ю. А. и др. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды /Ю. А. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров, Ф. Н. Семевский, С. М. Семенов. В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, т. 4. Л.: Гидрометеиздат, 1981, с. 6–19.
 25. 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.
 26. Камшилов М. М. Эволюция биосферы.—М.: Наука, 1974.—254 с.
 27. Каплин В. Т. Превращение органических соединений в водоемах.—Гидрохим. мат-лы, 1967, т. 45, с. 207–226.
 28. 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.
 29. Караушев А. В. Турбулентная диффузия и метод смешения.—Тр. НИУ ГУГМС, 1946, сер. IV, вып. 30–82 с.
 30. Караушев А. В. Проблемы динамики естественных водных потоков.—Л.: Гидрометеиздат, 1960.—392 с.
 31. Караушев А. В. Речная гидравлика.—Л.: Гидрометеиздат, 1969.—416 с.

32. Караушев А. В. Турбулентность и взмучивание в прибрежных зонах водохранилищ и морей.—Тр. ГГИ, 1966, вып. 132, с.46—56.
33. Караушев А. В. Теория методы расчета речных наносов.—Л.: Гидрометеониздат, 1977.—272 с.
34. Караушев А. В. Внешний водообмен и формирование качества воды в озерах и водохранилищах.—Тр. ГГИ, 1978, вып. 249, с. 48—62.
35. Караушев А. В. Вопросы регламентирования сбросов сточных вод в реки.—Тр. ГГИ, 1983, вып. 297, с. 91—102.
36. Караушев А. В. Уравнение изотропной диффузии в сферических координатах.—Тр. ГГИ, 1983, вып. 297, с. 115—121.
37. Караушев А. В. Модель распространения растворенных веществ в проточном водоеме.—Тр. ГГИ, 1986, вып. 319, с. 21—29.
38. Караушев А. В., Алексеев Л. П. Регламентирование сбросов сточных вод по обобщенному показателю вредности.—В кн.: Охрана окружающей среды от загрязн. промышл. выбросами ЦБП. Межвуз. сб. научн. тр. 1981, вып. 9, с. 3—8.
39. Караушев А. В., Меерович Л. Н., Серков Н. К. Моделирование зон распространения неконсервативных загрязняющих веществ в водоемах.—Тр. ГГИ, 1982, вып. 283, с. 116—125.
40. Караушев А. В., Меерович Л. Н. Метод расчета диффузионного растворения на дне потока.—Тр. ГГИ, 1983, вып. 297, с. 110—115.
41. Караушев А. В., Меерович Л. Н. К вопросу моделирования распространения взвешенных веществ в водоеме.—Тр. ГГИ, 1986, вып. 319, с. 36—43.
42. 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. 1, 1969, с. 18—23.
43. Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Актуальные проблемы исследования качества поверхностных вод.—Метеорология и гидрология, 1973, № 10, с. 73—81.
44. Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Оценка и моделирование качества воды в водоемах.—В кн.: Проблемы современной гидрологии. Л.: Гидрометеониздат, 1979, с. 59—75.
45. Караушев А. В., Скакальский Б. Г., Шварцман А. Я. Исследования ГГИ по проблеме качества поверхностных вод суши.—Тр. ГГИ, 1983, вып. 297, с. 81—91.
46. Классификация водохранилищ мира по важнейшим показателям/ А. Б. Авакян, В. П. Салтакин и др. Гидротехническое строительство, 1978, № 12, с. 44—48.
47. Кузин П. С. Классификация рек и гидрологическое районирование СССР.—Л.: Гидрометеониздат, 1960.—455 с.
48. Лапшев Н. Н. Вопросы разбавления сточных вод при глубинных выпусках в озера и водохранилища: Автореф. дис. на соискание уч. степени канд. техн. наук.—Л., ЛИСИ, 1965.—17 с.

49. 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.
50. Лапшев Н. Н. Расчеты выпусков сточных вод.—М.: Стройиздат, 1977.—88 с.
51. Лапшев Н. Н., Безобразов Ю. Б. Учет поперечной циркуляции при расчетах смешения сточных вод в извилистых руслах.—Тр. ЛИСИ, 1966, № 50, с. 145–152.
52. Лисицына К. Н., Ткачева Л. Г. Исследование и оценка внутригодовой изменчивости мутности рек.—Тр. ГГИ, 1986, вып. 319, с. 61–75.
53. Львович А. И. Защита вод от загрязнения.—Л.: Гидрометеониздат.—166 с.
54. Маккавеев В. М. О распространении растворов в турбулентном потоке и о химическом методе измерения расхода.—Зап. ГГИ, 1933, т. X, с. 229–246.
55. Маккавеев В. М., Коновалов И. М. Гидравлика.—Л.: Речиздат, 1940.—643 с.
56. Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды.—М.: Наука, 1982.—319 с.
57. Меерович Л. Н., Шварцман А. Я. Определение максимальных концентраций загрязняющих веществ при сбросе сточных вод через рассеивающие выпуски.—Метеорология и гидрология, № 10, 1982, с. 89–96.
58. Молоков М. В., Шифри В. Н. Очистка поверхностного стока с территорий городов и промышленных площадок.—М.: Стройиздат, 1977.—103 с.
59. Методические основы оценки антропогенного влияния на качество поверхностных вод /Под ред. А. В. Караушева.—Л.: Гидрометеониздат, 1981.—176 с.
60. Методические указания по применению правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами.—М.—Харьков, отпеч. на многит. аппарате ВНИИВО, 1982.—81 с.
61. Монин А. С., Озмидов Р. В. Океанская турбулентность.—Л.: Гидрометеониздат, 1981.—320 с.
62. Паль И. др. Основы прогнозирования качества поверхностных вод.—М.: Наука, 1982.—182 с.
63. Охрана окружающей среды.—Л.: Судостроение, 1978.—558 с.
64. Паль 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.
65. Паль Л. Л. Экспериментальные исследования распространения вещества в турбулентных потоках.—В кн.: Экспериментальные исследования гидрологических процессов и явлений, ч. 2. Изд. МГУ, 1979, с. 139–144.
66. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами.—М.: Изд-ие Минздрава СССР, 1975.—41 с.
67. Пясковский Р. В., Молчанов В. Н. Моделирование динамического переноса загрязняющих веществ в Невской губе.—Метеорология и гидрология, 1976, № 3, с. 68–77.
68. Разумихина К. В. Применение формулы транспортирующей способности потока для расчета годового стока взвешенных наносов.—Тр. ГГИ, 1969,

вып. 175, с. 137–154.

69. Расчет разбавления сточных вод в реках Урала: Метод. рекомендации. – Свердловск, 1976. – 16 с.
70. Реймерс Н. Ф., Штильмарк Ф. Р. Особо охраняемые природные территории. – М.: Мысль, 1978. – 294 с.
71. Рекомендации по применению интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов. – Л., отпеч. на множит. аппарате ГГИ, 1977. – 72 с.
72. Рекомендации по размещению и проектированию рассеивающих выпусков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1981. – 224 с.
73. Родзиллер И. Д. К вопросу о расчете смешения сточных вод в реках: Информ. мат.-лы. – М.: Издание ВНИИ ВОДГЕО, 1954, № 5. – 31 с.
74. 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-ние ВНИИ ВОДГЕО, 1976. – 46 с.
75. Рубинштейн С. Л., Хаскин С. А. Очистка сточных вод нефтеперерабатывающих заводов. – М., 1966. – 85 с.
76. Руффель М. А. Санитарная охрана водохранилищ от загрязнения сточными водами: Аннот. науч. работ АМН СССР за 1954 г. – М.: Медгиз, 1955. – 45 с.
77. Руховец Л. А. Математическое моделирование водообмена и распространения примесей в Невской губе. – Метеорология и гидрология, 1982, № 7, с. 78–87.
78. Скакальский Б. Г. Влияние урбанизации на химическое качество поверхностных вод. – Тр. IV Всесоюз. гидрол. съезда, т. 9. Л.: Гидрометеиздат, 1976, с. 119–125.
79. Скакальский Б. Г. Гидрохимическая зональность вод местного стока на Европейской территории СССР. – В кн.: Проблемы современной гидрологии. Л.: Гидрометеиздат, 1983, с. 120–130.
80. Скакальский Б. Г., Нежиковский Р. А. Изменение качества вод при межбассейновых перебросках речного стока. – В кн.: Межзональное перераспределение водных ресурсов. Л.: Гидрометеиздат, 1980, с. 186–201.
81. Скакальский Б. Г., Фертман П. Я. Оценка влияния антропогенных факторов на химический состав воды в реках бассейна Балтийского моря. – Тр. ГГИ, 1982, вып. 283, с. 52–65.
82. Социализм и природа (научные основы социалистического природопользования). – М.: Мысль, 1982. – 224 с.
83. Сток наносов, его изучение и географическое распределение /Под ред. А. В. Караушева. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 240 с.
84. 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.
85. Указания по расчету стока наносов. ВСН. 01–73. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 30 с.
86. 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.
87. Фаустова Л. И. Зависимость размеров зон загрязнения от гидрологических факторов.—Тр. ГГИ, 1978, вып. 249, с. 109—114.
 88. Фаустова Л. И. Типизация рек по условиям разбавления сточных вод.—Тр. ГГИ, 1982, вып. 283, с. 66—72.
 89. Федоров Е. К. Экологический кризис и социальный прогресс.—Л.: Гидрометеиздат, 1977.—176 с.
 90. Федоров Е. К. Взаимодействие общества и природы.—Л.: Гидрометеиздат, 1972.—87 с.
 91. 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.
 92. Фельзенбаум А. И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений.—М.: Изд. АН СССР, 1960.—127 с.
 93. Фролов И. Т. Перспективы человека.—М.: Изд-во Политич. лит-ры, 1979.—335 с.
 94. Филатов Н. Н. Динамика озер.—Л.: Гидрометеиздат, 1983.—166 с.
 95. Цивьян М. В. Лабораторное исследование взаимообмена веществ в системе вода—грунт.—Тр. ГГИ, 1983, вып. 297, с. 102—110.
 96. Цивьян М. В., Еремеева А. О. Натурное изучение сорбционных процессов в системе вода — донные наносы.—Тр. ГГИ, 1982, вып. 282, с. 136—145.
 97. 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.
 98. Человек и биосфера. Изд. 2-е.—Ростов-на-Дону. Изд. Ростовск. ун-та, 1977.—332 с.
 99. Шварцман А. Я. Распространение взвешенных веществ в водоеме и загрязнение донных отложений.—Тр. ГГИ, 1974, вып. 210, с. 163—168.
 100. Шварцман А. Я., Макарова А. И. Усовершенствование метода расчета ветро-волнового взмучивания.—Тр. ГГИ, 1972, вып. 191, с. 172—181.
 101. Янке Е. и Эмде Ф. Таблицы функций.—М.-Л.: Гостехиздат, 1948.—129 с.
 102. Duddridge I. E. Wainwright M. Heavy metals in river sediments-calculation of metal adsorption maxima using Langmuir and Freundlich isotherms.—"Environ. Pollut.", 1981, B 2, № 5, p. 387—397.
 103. Mouvet C., Bourg A. C. M. Speciation (including adsorbed species) of copper, lead, nickel and zinc in the Meuse river.—Water Res., V. 17, № 6, 1983, p. 641—649.
 104. Mundschenk H. Zur sorption von Cesium an Cshwebstoff bzw. Sediment des Rheins am Beispiel der Nuklide.—Cs 133, 134 und 137. Teil I. Naturmessungen. DYM, 27, № 1, 1983, s. 12—20.
 105. Tinsley I. J. Chemical concepts in pollutant behavior.—N. Y., 1978, 281 p.

106. Valiquett L., Brière F., Bérone P. Une analyse des stratégies de lutte contre la pollution.—"Fau Québec", 14, N° 1, 1981, p. 20–22, 24–25.

О г л а в л е н и е

Предисловие	3
Введение	6
1. Характеристика процессов загрязнения и самоочищения в реках и водоемах	9
1.1. Основные определения, баланс загрязняющих веществ	9
1.2. Факторы, определяющие процесс разбавления сточных вод	14
1.3. Формирование зон загрязнения и влияния. Изменение зон загрязнения во времени и пространстве	15
1.4. Сведения о системе интегральных показателей качества воды	17
1.5. Гидрохимические и физические показатели качества воды; репрезентативные и лимитирующие показатели	19
1.6. Фоновые характеристики качества воды	22
1.7. Мутность как одна из характеристик качества воды; соображения о допустимом антропогенном ее изменении	23
2. Гидрологические и гидродинамические характеристики рек и водоемов, используемые при планировании водоохранных мероприятий	27
2.1. Типизация водных объектов по особенностям гидрологического и гидродинамического режимов	27
2.1.1. Задачи типизации. 2.1.2. Типизация рек. 2.1.3. Типизация водоемов	
2.2. Исходные данные для расчета разбавления и осаждения веществ в реках	40
2.2.1. Замечания о назначении расчетного расхода воды и типовые кривые вероятности превышения. 2.2.2. Вычисление гидравлических параметров потоков. 2.2.3. Приближенный метод расчета транзитных течений в реках	
2.3. Исходные данные для расчета переноса растворенных и взвешенных веществ в водоемах	50
2.3.1. Приближенная оценка течений и гидродинамических параметров водоемов. 2.3.2. Турбулентность водных масс водоемов. 2.3.3. Методика детальных расчетов течений в водоемах	
3. Вопросы теории процессов загрязнения и самоочищения рек и водоемов	60
3.1. Уравнения баланса и турбулентной диффузии	60
3.2. Осаждение взвешенных веществ и вторичное загрязнение	66
3.3. Об учете распада веществ при оценке процессов загрязнения и самоочищения	68
3.4. О роли сорбционных процессов в формировании качества	

воды	70
4. Методы расчета разбавления сточных вод в реках.....	73
4.1. Общие положения.....	73
4.2. Детальные методы расчета турбулентной диффузии.....	75
4.2.1. Основной метод. 4.2.2. Учет поперечных течений и неравномерности распределения глубин при расчете диффузии основным методом. 4.2.3. Комбинированный метод. 4.2.4. Замечания об использовании детальных методов для расчета разбавления при рассеивающих выпусках. 4.2.5. Расчет общего разбавления с учетом начального. 4.2.6. Расчет разбавления при нескольких береговых выпусках сточных вод. 4.2.7. Расчет разбавления при неорганизованном поступлении загрязненных вод в реку.	
4.3. Упрощенные методы расчета разбавления.....	89
4.3.1. Замечания об упрощенных методах. 4.3.2. Экспресс-метод ГГИ. 4.3.3. Метод Таллинского политехнического института (ТПИ). 4.3.4. Метод УралНИИВХ. 4.3.5. Метод ВОДГЕО. 4.3.6. Метод номограмм, разработанный в ГГИ. 4.3.7. Приближенная оценка разбавления при рассеивающих выпусках. 4.3.8. Усовершенствованный метод расчета разбавления при рассеивающих выпусках.	
4.4. Учет неконсервативности загрязняющих веществ при расчете зон загрязнения в реках	108
5. Перенос и разбавление сточных вод в озерах и водохранилищах	110
5.1. Об условиях применимости различных методов	110
5.2. Разбавление загрязненных вод в водоемах при устойчивых течениях	111
5.2.1. Расчет установившегося разбавления с учетом начального. 5.2.2. Метод расчета установившегося разбавления при отсутствии и наличии вертикального градиента поперечной скорости.	
5.3. Применение уравнения турбулентной диффузии в цилиндрических координатах	113
5.3.1. Уравнение турбулентной диффузии. 5.3.2. Конечно-разностная схема расчета. 5.3.3. Распространение загрязняющих веществ при залповом сбросе. 5.3.4. Использование метода прогонки при численном решении уравнения диффузии. 5.3.5. Стабилизация зоны загрязнения.	
5.4. Изменение фоновой концентрации вещества в водоемах,	

подверженных антропогенному влиянию.	125
6. Расчет осаждения загрязняющих взвешенных веществ и общая модель переноса в водоемах.	128
6.1. Метод расчета осаждения взвесей в речных потоках.	128
6.2. Расчет осаждения в водоемах.	134
6.3. Учет неконсервативности осаждающегося вещества.	134
6.4. Модель распространения растворенных и взвешенных веществ в водоемах.	136
6.4.1. Постановка задачи, исходные положения.	
6.4.2. Уравнение баланса растворенного неконсервативного вещества; неполное расчетное уравнение модели.	
6.4.3. Начальные и граничные условия. Учет поступления загрязняющих веществ.	
6.4.4. Учет неконсервативности вещества и процессов осаждения и взмыва, общее уравнение модели.	
6.4.5. Порядок вычислений.	
6.5. Распространение взвешенных наносов при производстве земляных работ в водоемах.	147
6.5.1. Постановка задачи и расчетные зависимости.	
6.5.2. Расчет мутности при разработке каналов.	
6.5.3. Способ расчета мутности при отсыпке дамбы.	
7. Система интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов.	152
7.1. Гидрологические показатели средней загрязненности и общей нагрузки речного потока.	152
7.1.1. Абсолютный показатель общей нагрузки.	
7.1.2. Оценка загрязненности воды по ПДК.	
7.1.3. Показатели относительных значений продолжительности и объемов стока загрязненной и чистой воды.	
7.2. Гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязненности речных потоков и водоемов.	157
7.2.1. Применение показателей и лимитирующее расстояние.	
7.2.2. Относительные пространственные показатели загрязнения.	
7.2.3. Показатель относительной эффективности гидрохимического процесса самоочищения.	
7.3. Показатели, учитывающие внешний водообмен озер и водохранилищ.	162
7.3.1. Условный показатель внешнего водообмена.	
7.3.2. Показатель относительного времени насыщения консервативным загрязняющим веществом до уровня ПДК.	
7.4. Интегральные гидрологические показатели фоновой на-	

грузки потока лимитирующими или репрезентативными веществами.	164
7.4.1. Показатели общей нагрузки, а также превышения и непревышения фона над нормой. 7.4.2. Показатели относительной продолжительности и объемов стока загрязненной и чистой воды (по фоновым характеристикам).	
8. Лимитирующие и репрезентативные гидрохимические показатели антропогенных изменений качества поверхностных вод	167
8.1. Принцип выбора показателей.	167
8.2. Показатели состава сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности.	171
8.3. Показатели состава сточных вод нефтеперерабатывающей промышленности	174
8.4. Показатели состава сточных вод сланцеперерабатывающей промышленности	175
8.5. Показатели состава бытовых сточных вод.	176
8.6. Показатели состава сточных вод крупных промышленных городов	179
8.7. Комплексные гидрохимические показатели	183
9. Задачи мониторинга качества поверхностных вод суши и вопросы перспективного прогнозирования.	185
9.1. Задачи мониторинга и организация наблюдений.	185
9.2. Региональные обобщения по мониторингу	189
9.3. О перспективном прогнозировании качества поверхностных вод	190
9.4. Некоторые вопросы статистической оценки гидрохимического фона	193
10. Методы расчета допустимых сбросов сточных вод (ПДС) в реки, озера и водохранилища	197
10.1. Постановка задачи	197
10.2. Нормирование сбросов в реки по концентрации в створе достаточного перемешивания	200
10.2.1. Нормирование по одному лимитирующему веществу. 10.2.2. Нормирование по нескольким веществам.	
10.3. Нормирование сбросов по концентрации в створе недостаточного перемешивания	204
10.3.1. Нормирование по одному веществу. 10.3.2. Нормирование по концентрации нескольких веществ в створе недостаточного перемешивания.	
10.4. Нормирование регулируемых сбросов сточных вод в реки.	207

10.4.1. Общие положения. 10.4.2. Определение продолжительности третьего периода и объема накопителя сточных вод. 10.4.3. Оценка условий сброса сточных вод из накопителя в первый период. 10.4.4. Вычисление предельно допустимых сбросов.	
10.5. Нормирование сбросов сточных вод в озера и водохранилища	216
10.5.1. Нормирование сбросов по концентрациям лимитирующих веществ в местах водопользования. 10.5.2. Нормирование качества воды по средней концентрации консервативных лимитирующих веществ в водоеме. 10.5.3. Нормирование сброса сточных вод в водоем по одному неконсервативному веществу.	
10.6. Вопросы нормирования сбросов подогретых вод в реки	223
10.6.1. Требования к качеству воды по температуре. 10.6.2. Назначение ПДС подогретых вод в реки по основному критерию. 10.6.3. Приближенные способы количественной оценки ПДС подогретых вод.	
Приложения:	
I. Примеры расчета плана течений для реки и водоема	228
II. Примеры расчета разбавления сточных вод в реках	232
III. Примеры расчета разбавления сточных вод в водоемах	253
IV. Примеры расчета интегральных показателей для оценки загрязненности рек и водоемов	260
V. Пример расчета ПДС в реку	265
VI. Примеры расчета разбавления сточных вод на ЭВМ.	267
Список литературы	274