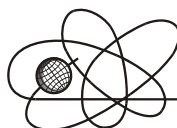




Российская Академия Наук

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

**ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ
БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ
АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ**



ИБРАЭ

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

**NUCLEAR SAFETY
INSTITUTE**

Препринт ИБРАЭ № ИBRAE-2018-04

Preprint IBRAE-2018-04

Носов А.В., Крылов А.Л., Арон Д.В., Меркушов В.П.

**ОБЗОР СУЩЕСТВУЮЩИХ ПОДХОДОВ К
МОДЕЛИРОВАНИЮ РАСПРОСТРАНЕНИЯ
РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНЫХ
ОБЪЕКТАХ СУШИ В РАМКАХ РАЗРАБОТКИ РПК
«БАКИС»**

Москва
2018

Moscow
2018

Носов А.В., Крылов А.Л., Арон Д.В., Меркушов В.П. ОБЗОР СУЩЕСТВУЮЩИХ ПОДХОДОВ К МОДЕЛИРОВАНИЮ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ СУШИ В РАМКАХ РАЗРАБОТКИ РПК «БАКИС». Препринт / Ин-т проблем безопас. развития атом. энергетики РАН, № ИБРАЕ-2018-04 — М: ИБРАЭ РАН, 2018. — 43 с. — Библиогр.: 54 назв. — 39 экз.

Аннотация

Расчетно-прогностический комплекс (РПК) «Бакис» предназначен для моделирования распространения радиоактивных примесей в поверхностных водных объектах суши и прогнозирования радиационного воздействия при их загрязнении на население и водную биоту. Одной из целей его разработки является необходимость обоснования безопасности действующих и выводимых из эксплуатации радиационно опасных объектов, чья деятельность может оказывать воздействие на водные объекты как путем прямых сбросов радиоактивных веществ, так и посредством загрязнения при аварийных атмосферных выбросах.

В работе приведен обзор существующих программных средств, которые могут использоваться для выполнения расчетов различного уровня сложности для проточных или слабопроточных водных объектов, описываются накладываемые на них ограничения, требующие разработки новых, более функциональных программных решений. Дается развернутое описание существующих математических моделей переноса примесей в водной среде с учетом вспомогательных моделей, а также описание подходов по оценке доз облучения населения за счет водопользования и радиационного воздействия на водную биоту. Наиболее перспективные из описанных моделей будут реализованы при создании РПК «Бакис».

©ИБРАЭ РАН, 2018

Nosov A.V., Krylov A.L., Aron D.V., Merkuшов V.P. REVIEW OF EXISTING APPROACHS TO MODELING OF DISPERSAL OF RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SURFACE WATER OBJECTS IN THE FRAMEWORK OF DEVELOPMENT OF CPS "BAKIS". Preprint / Nuclear Safety Institute RAS IBRAE-2018-04 — Moscow: NSI RAS, 2018 — 43 p. — Bibliogr: 54 items.

Abstract

Computational prognostic system (CPS) "BAKIS" is designed to simulate the dispersal of radioactive impurities in surface water objects of land and to forecast the radiation impact from their contamination on population and water biota. One of the purposes of its development is the need to justify the safety of existing and decommissioned radiation hazardous facilities, whose activities can affect water objects both by direct discharges of radioactive substances and through contamination in case of accidental atmospheric releases.

The paper provides an overview of existing software tools that can be used to perform calculations of various complexity levels for flowing or weakly flowing water objects, describes the imposed constraints, which require the development of new, more functional software solutions. A detailed description of existing mathematical models of impurity transport in the aquatic environment taking into account auxiliary models, as well as description of approaches to assessing the exposure doses for population due to water use and radiation impact on aquatic biota is given. The most promising of the described models will be implemented in development of BAKIS CPS.

©Nuclear Safety Institute, 2018

Обзор существующих подходов к моделированию распространения радиоактивных веществ в водных объектах суши в рамках разработки РПК «Бакис»

Носов А.В., Крылов А.Л., Арон Д.В., Меркушов В.П.

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
115191, Москва, ул. Б. Тульская, 52
тел.:(495) 955-24-66, эл. почта: aron@ibrae.ac.ru

Содержание

Введение	5
1 Базовые требования к методикам моделирования	6
2 Краткий обзор существующих программных средств моделирования	7
3 Недостатки существующих программных средств	10
4 Модели расчета доз облучения населения	12
5 Модели воздействия на водную биоту	13
6 Подходы к математическому моделированию миграции и накопления радионуклидов в поверхностных водных объектах	17
6.1 <i>Имитационные модели</i>	17
6.2 <i>Аналитические модели</i>	17
6.3 <i>Камерные модели</i>	17
6.4 <i>Модели детерминированные и стохастические</i>	18
6.5 <i>Размерность моделей</i>	18
7 Модели переноса и накопления радиоактивных веществ в поверхностных водных объектах	19
7.1 <i>Основные уравнения</i>	19
7.2 <i>Модели рассеивания примеси для локального источника</i>	20
7.2.1 <i>Первоначальное разбавление</i>	20
7.2.2 <i>Достаточное перемешивание</i>	21
7.2.3 <i>Рассеяние на больших расстояниях</i>	21
7.2.4 <i>Моделирование на разных стадиях рассеивания</i>	21
7.3 <i>Гидродинамическое моделирование</i>	23
7.4 <i>Трехмерные модели переноса на базе кода POM</i>	24
7.4.1 <i>Траекторное моделирование переноса РВ</i>	25
7.4.2 <i>Перенос радионуклидов на взвесах</i>	26
7.5 <i>Двумерное имитационное моделирование миграции радионуклидов</i>	28
7.6 <i>Упрощенные аналитические модели</i>	29
7.6.1 <i>Стационарная трехмерная модель точечного источника</i>	29
7.6.2 <i>Модель идеального смешения</i>	30
7.6.3 <i>Модель идеального (поршневого) вытеснения</i>	30
7.6.4 <i>Одномерная модель адвекции-дисперсии</i>	31
7.7 <i>Камерные модели</i>	31
7.7.1 <i>Двухкамерная модель миграции радионуклидов для однородных водоемов</i>	32
7.7.2 <i>Численная модель крупного водоема, который может быть разделен на однородные участки</i>	36
7.7.3 <i>Трехкамерная модель миграции радионуклидов в однородных водоемах</i>	37
7.7.4 <i>Камерная модель стратифицированного водоема</i>	39

7.7.5 Двухкамерная нестационарная модель миграции радионуклидов в реке с учетом динамики характеристик водоема.....	40
Заключение.....	40
Литература.....	41

Введение

Одним из основных научных направлений в ИБРАЭ РАН является разработка, развитие и практическая реализация методов моделирования переноса радиоактивных веществ (РВ) в окружающей среде. Интерес к этой проблеме в научном сообществе, возникший еще в середине 50-х годов, был связан с началом испытаний ядерного оружия и сопутствующим распространением радиоактивных аэрозолей воздушным и водным путем. В дальнейшем мощным толчком к развитию методов моделирования послужила авария на Чернобыльской АЭС (1986), что в 90-х годах XX века привело к появлению новых программных продуктов, среди которых ведущую роль сегодня играет модернизируемый и развивающийся прогностический расчетный код «НОСТРАДАМУС» [1]. Код «НОСТРАДАМУС» был полностью разработан специалистами ИБРАЭ РАН и изначально включал в себя самые передовые уникальные технологии и подходы, которые использовались при разработке программного обеспечения (ПО) в России в те годы. Актуальность многих из них не утрачена и по настоящее время. Код был аттестован в Ростехнадзоре в 2003 году и регулярно используется как в ИБРАЭ РАН, так и в ряде организаций, задействованных в мероприятиях по контролю радиационной безопасности.

Тем не менее, развитие методов прогнозирования и технологий создания ПО не стоит на месте, а иногда и сами внешние обстоятельства подталкивают к развитию существующих и созданию новых программных продуктов, отвечающих новым вызовам времени.

Новым этапом развития методов моделирования переноса радиоактивных веществ в окружающей среде можно считать аварию на АЭС «Фукусима» (2011 год). Начиная с этого момента, в ИБРАЭ РАН приступили к разработке систем прогнозирования радиационной обстановки на основе прогностических полей метеорологических параметров высокого пространственного разрешения, а также продолжили начатые ранее разработки по созданию программных кодов, направленных на прогнозирование распространения радионуклидов в водной среде. Данное направление в ИБРАЭ РАН можно считать относительно новым в сравнении с историей разработки кодов для атмосферного переноса, однако актуальность подобных задач и спрос на функционирующие коды в этой области последнее время возрастает по мере возникновения задач обеспечения радиационной безопасности действующих и вновь создаваемых объектов, представляющих потенциальную радиационную опасность.

Особенно актуальной становится последние годы тема контроля и обоснования безопасности и вывода из эксплуатации объектов ядерного наследия (ОЯН) и пунктов захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО), которые создавались на территории СССР во второй половине XX века. В частности, для обоснования их безопасности с точки зрения загрязнения водных объектов и радиационного воздействия на проживающее вблизи них население требуется обеспечить получение оценок по содержанию техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях водных объектов, дозам облучения населения, получаемым за счет водопользования, а также прочим показателям радиационного воздействия на окружающую среду в целом. Проведение соответствующих расчетов необходимо осуществлять как для штатных, так и аварийных сценариев функционирования, а также на разных этапах эволюции ОЯН и ПЗРО с учетом разнообразных схем развития событий.

В настоящее время в России не существует единой методологии и программных средств (ПС), которые бы позволяли решать весь комплекс вопросов обоснования безопасности указанных объектов с учетом всех значимых факторов, событий, процессов и явлений. Практическое применение такой методологии не представляется возможным без обеспечения надлежащими ПС, позволяющими осуществлять расчеты и прогнозы. В настоящее время не существуют ПС, которые бы, с одной стороны, позволяли в полном объеме решать указанные задачи с учетом всех значимых факторов и процессов и, в то же время, удовлетворяли техническим требованиям, без выполнения которых невозможно эффективное практическое применение ПС. В этой связи представляется актуальным вопрос разработки такой методологии и обеспечивающих ее программных средств, которые позволят прогнозировать последствия возможного поступления РВ в водные объекты, включая расчет содержания РВ в компонентах водных объектов, расчет доз облучения населения от водопользования и воздействия радиоактивных веществ на водную биоту. В 2016 году в ИБРАЭ РАН начались работы по созданию такой методологии и поддерживающих ее расчетных программных кодов в рамках проекта «Создание практической методологии комплексного обоснования безопасности объектов наследия, пунктов захоронения радиоактивных отходов, включая разработку и внедрение системы кодов и расчетно-прогностических комплексов», где за моделирование переноса радиоактивных примесей в водной среде поверхностных водных объектов отвечает расчетно-программный комплекс «Бакис».

1 Базовые требования к методикам моделирования

В научной среде и, в частности, в ИБРАЭ РАН уже существуют расчетные программные средства, предназначенные для моделирования распространения примесей (в том числе, радиоактивных) в проточных и слабопроточных водоемах с применением моделей различной степени сложности. В то же время, в своей массе они создавались для решения узкоспециализированных задач и, в итоге, серьезно ограничены по своим функциональным возможностям, детализации результата или точности вычислений.

Современная методика моделирования для поверхностных водных объектов суши должна решать следующие задачи прогнозирования:

- поступления РВ в водные объекты;
- величин удельной активности радионуклидов в основных компонентах водных объектов;
- доз облучения человека, связанного с водопользованием;
- воздействия радиоактивных веществ на водную биоту.

Реалистичное решение всех поставленных задач возможно только при детальном учете ряда базовых факторов, событий и явлений, определяющих процессы загрязнения водного объекта от момента возникновения инцидента и поступления радиоактивности в водную среду (или, первично, в атмосферу) до момента водопользования и последующего срока жизни облучаемого населения (или биоты).

Причины, по которым радиационно опасные объекты потенциального могут стать источниками радиоактивного загрязнения водных объектов и облучения населения вследствие водопользования, могут быть различными:

- поступление радиоактивных веществ в результате штатного функционирования таких объектов;
- возникновение техногенных аварийных ситуаций;
- возникновение аварийных ситуаций в результате природных катаклизмов;
- террористические акты или военные инциденты.

Среди возможных путей поступления РВ в водный объект, помимо непосредственных разовых или затяжных сбросов в некоторой локации с утечками или загрязненными притоками, существует потребность учитывать выпадения РВ из атмосферы вследствие воздушных выбросов с последующим осаждением аэрозолей на поверхность воды. Также, в этом случае, в качестве источника загрязнения необходимо учесть процессы вымывания долгоживущих радионуклидов с загрязненных водосборных площадей – пойм, болот, островов или же всей площади бассейна водного объекта, с которой могут смываться осадками радиоактивные примеси. Такие участки суши могут являться значимыми и долговременными источниками поступления РВ в водные объекты.

Среди основных процессов, определяющих распространение и накопление радионуклидов в водных объектах, рекомендуется учитывать:

- адвективный перенос радиоактивности водными потоками;
- турбулентное, ветровое, приливное (для морских водных объектов) и иное перемешивание вод, приводящее к рассеиванию и разбавлению активности;
- водообмен между различными водными объектами;
- вынос РВ за пределы объекта за счет проточности, фильтрации сквозь дно и борта водоема, технологического использования вод, испарения (для трития), за счет летучести (радийод);
- процессы, определяющие перенос радионуклидов между водой и донными отложениями: сорбция и десорбция радионуклидов взвесьями и донными отложениями, осаждение и взмучивание взвесей (включая подъем и перенос течением загрязненных донных отложений), диффузионный массообмен на границе вода–дно;
- процессы, определяющие миграцию радионуклидов в донных отложениях: осадконакопление, диффузионная миграция радионуклидов в слое донных отложений, биотурбация – «перемешивание» донных отложений за счет активности живых организмов.
- радиоактивный распад;
- образование и последующую миграцию «дочерних» радионуклидов.

Так, если возможности учета радиоактивного распада, адвективного переноса, турбулентного перемешивания и выноса радионуклидов за пределы водного объекта за счет проточности присутствуют в том или ином объеме и с теми или иными ограничениями во многих «водных» компьютерных моделях, то возможности учета остальных процессов присутствуют далеко не во всех программных кодах данного

направления. Таким образом, в настоящее время не существуют ПС, которые позволяли бы адекватно и эффективно учитывать все вышеуказанные процессы и явления.

Кроме того, при проведении расчетов на длительные периоды времени в ПС необходимо также заложить возможность учитывать изменения во времени большинства входных параметров модели, в частности самого водоема, режимов сброса и водопользования. Аналогично, требуется возможность учета при расчетах не только изменения значений параметров во времени, но и их пространственной неоднородности. Эта задача настолько широка и требует задания такого количества дополнительной информации о водном объекте и сценариев задачи, что большинство произведенных продуктов просто не ориентированы на подобные расчеты.

Можно прийти к заключению, что современное ПС должно включать в себя целый комплекс моделей различной сложности, отличающихся как по набору процессов и по способу их учета, так и по методам поиска решения. Это позволит выбирать наиболее подходящую модель с учетом поставленной задачи и рассматриваемого водного объекта. Более того, для повышения эффективности моделирования создаваемый код должен позволять использовать разные модели для одного и того же водного объекта. Важной задачей, стоящей перед данным ПС, будет комплексное (совместное) моделирование водных систем, так как водные объекты, объединенные в водную систему, способны оказывать существенное влияние друг на друга.

2 Краткий обзор существующих программных средств моделирования

В данном разделе представлен краткий обзор известных математических моделей и программных продуктов, предназначенных для моделирования переноса радиоактивных (либо прочих) примесей в проточных или слабопроточных водных объектах суши и морских заливах, которые с определенными ограничениями могут применяться на практике для решения рассмотренных выше задач.

ПОМ

В качестве одной из наиболее сложных и богатых по возможностям моделирования следует упомянуть гидрологическую Принстонскую Океаническую Модель (Princeton Ocean Model (ПОМ)) [2], которая применима как к пресноводным, так и к морским объектам и может применяться как для проведения расчетов для крупных водных систем, так и для относительно небольших водных объектов с характерным размером от нескольких сотен метров. Она широко известна и применяется в разных странах мира для решения самых разных задач, требующих гидрологического моделирования. В частности, на основе ПОМ реализован ряд трехмерных имитационных моделей, приведенных ниже, которые позволяют описывать миграцию радиоактивных примесей в водных объектах. Среди ее характерных особенностей можно выделить:

- сигма-координатную модель расчетной сетки, в которой шаг по вертикальной оси изменяется с глубиной;
- для горизонтальной сетки используются криволинейные ортогональные координаты и разностные схемы;
- возможность моделирование переноса и гидродинамики в двумерном и трехмерном режимах;
- возможность учета реальной конфигурации дна и береговой линии, течений, взаимодействия с ветром и т.п.

ECOMSED

ECOMSED [3] – разработанная компанией HydroQual (США) в 2002 году трехмерная гидродинамическая модель переноса и осаждения примесей в водной среде, основана на базе ПОМ модели. Кроме конечно-разностного решения конвективно-дисперсионного уравнения в ней была реализована стохастическая траекторная модель. В таком типе моделей перенос примеси формируется через движение большого количества пробных виртуальных частиц, каждая из которых имеет свою активность. Чтобы моделировать миграцию радионуклидов в трех фазовых состояниях, виртуальные радиоактивные частицы разбивают на три типа для имитации их миграции в растворе и в сорбированном виде – на когезивных и некогезивных взвесьях. Со временем активность каждой виртуальной частицы изменяется за счет радиоактивного распада ее радионуклида.

В отличие от ряда других моделей, основанных на POM, в ECOMSED сорбция и десорбция радиоактивных веществ на взвесах не учитывается, а моделирование растворенных и сорбированных на взвесах радионуклидов происходит независимо друг от друга.

THREETOX

THREETOX [4] – Трёхмерная численная модель распространения радионуклидов для стратифицированных водных объектов: глубоких озер, водоемов, эстуариев, бассейнов охлаждения АЭС, построенная на основе POM. Модель предназначена для краткосрочного прогнозирования распространения радиоактивных примесей в водной среде. Может учитывать соленость, теплоперенос, миграцию донных отложений и неравновесное распределение радионуклидов между водной фазой и донными отложениями. В THREETOX моделирование переноса радиоактивных веществ в толще воды производится с учетом динамики их сорбции и десорбции, в отличие от ECOMSED. Модель поддерживает расчет переноса примесей со сложным дисперсионным составом.

POMRad

POMRad [5, 6, 7] (ИБРАЭ РАН, Россия) – программный комплекс на базе стохастической модели на основе POM, предназначенный для моделирования процессов турбулентной дисперсии загрязняющей примеси. В POMRad, так же, как и в ECOMSED кроме конечно-разностного решения конвективно-дисперсионного уравнения реализована стохастическая траекторная модель, где активность виртуальных частиц когезивных и некогезивных взвесей изменяется еще и за счет эффекта седиментации на дно. В модели POMRad, в отличие от ECOMSED, каждая из частиц представляет собой облако с конечными размерами и гауссовым распределением активности внутри него. Таким образом, активность радионуклида в точке пространства оценивается как сумма вкладов от всех таких виртуальных облаков, размер каждого из которых увеличивается со временем. В целях обеспечения гладкости решения для поля удельной активности при относительно небольшом количестве виртуальных частиц в модели POMRad каждая из частиц представляет собой облако с конечными размерами и гауссовым распределением активности внутри него, в результате чего активность радионуклида в точке пространства оценивается как сумма вкладов от всех таких расширяющихся со временем виртуальных облаков.

В POMRad, помимо учета кинетики сорбции, при моделировании миграции сорбированных радионуклидов возможно моделирование переноса при условии равновесных концентраций радионуклидов в растворе и на взвесах, что важно для участков водоема, на которых время поступления радиоактивных примесей превышает характерное время выхода на сорбционное равновесие.

RIVTOX

RIVTOX [8] – разработана в Институте проблем математических машин и систем Национальной академии наук Украины (ИПММС НАНУ) в 1992 году для решения задач загрязнения вод. В ней использована одномерная расчетная модель для моделирования переноса в водотоках, в основу которой была взята модель TADAM. Компьютерная модель RIVTOX включает в себя две одномерных гидродинамических модели, модель переноса взвесей и модель переноса радиоактивных веществ. Моделирование переноса взвесей осуществляется аналогично методу, применяемому в трехмерной модели THREETOX для некогезивных взвесей, при этом в RIVTOX реализованы два подхода к параметризации модели переноса взвесей. Сорбция и десорбция радионуклидов моделируется динамически, при этом в модели есть возможность учета только одной фракции взвесей. В ней использовано приближение диффузионной волны, которое допустимо применять для рек и водотоков в случае отсутствия объектов, которые могут влиять на характеристики потока выше по течению, таких как дамбы.

CASTEAUR

В четырехкамерной модели CASTEAUR [9] (IRSN, Франция) предложен пространственный принцип выделения камер в донных отложениях, среда моделирования разделена на камеры, каждая из которых рассматривается, как однородная расчетная ячейка:

- камера водной массы;
- тонкий интерфейсный слой осажденных на дно взвесей;
- активный слой, образованный в результате консолидации интерфейсного слоя;
- пассивный слой, образованный в результате консолидации активного слоя.

В каждой из камер отдельно рассматриваются радионуклиды, находящиеся в растворенном и сорбированном состоянии. В отличие от более простых камерных моделей, здесь в диффузионном массообме-

не радионуклидов участвует поровая вода активного слоя. Поровая вода пассивного слоя не участвует в обменных реакциях из-за высокой степени его консолидации.

Эта модель ориентирована, прежде всего, на моделирование рек, а потому включает в себя, помимо собственно модели миграции радионуклидов, гидравлическую модель, модель взвесей и донных отложений, модель размыва и переноса взвесей и донных наносов.

В CASTEAUR учитывается наличие нескольких фракций, частиц, различающихся диаметром, объемным весом и, как следствие, скоростью осаждения, а также другими свойствами. В частности, от фракции зависит доля растворенных в воде радионуклидов для конкретной камеры и на определенном участке реки.

В основе моделирования лежит разбиение реки на последовательные участки. Взаимодействие между вышележащими и нижележащими участками реки, а также взаимодействие между камерами в рамках одного участка учитывается через параметр скорости перехода. Каждый участок описывается длиной, шириной, уклоном, углом линии берега, расходом воды, глубиной, источниками поступления воды, взвесей и радионуклидов.

Гидравлическая модель CASTEAUR оценивает зависимость высоты столба воды от времени и пространственной координаты. Ее модель переноса взвесей и донных отложений рассчитывает их запасы и потоки, а модель миграции радионуклидов использует результаты их расчетов для оценки пространственного распределения активности радионуклидов в сорбированной и растворенной форме.

CASTEAUR была достаточно успешно использована для моделирования переноса радионуклидов в реке Теча.

Как всякая сложная модель, CASTEAUR для успешного применения требует большое количество входных параметров. Эта особенность проявляется в случае, если в модели реки учитывается сразу несколько фракций взвешенных частиц. В этом случае требуется измерять коэффициенты перехода и коэффициенты распределения для каждой фракции (а также ее объемный вес). Погрешности измерений могут вносить существенные ошибки в результаты моделирования. С другой стороны, что особенно важно, модель CASTEAUR позволяет моделировать перенос «горячих» (топливных) частиц, появление которых связано с радиационными авариями.

TRANSFER-2

Двухкомпонентная одномерная модель TRANSFER-2 [10] (Атомэнергопроект, Россия) была разработана для расчета концентрации радионуклидов в р. Теча для сценария со стационарным источником сбросов. В ее основе лежит уравнение турбулентной диффузии. Модель способна учитывать взаимодействие радиоактивных примесей с водой (в растворе и в форме взвесей) и донными отложениями. В основе расчетной модели лежит ряд допущений:

- взаимопроникновение радионуклидов между донными отложениями и водой пропорционально их концентрации в растворе и в твердой фазе;
- сорбция и десорбция радионуклидов между донными отложениями и водной фазой происходит мгновенно и подчиняется изотермическому закону с постоянным коэффициентом распределения;
- взаимодействие водной фазы и отложений происходит в их верхнем тонком обменном слое;
- соленость воды не учитывается;
- дисперсия радиоактивных примесей в потоке описывается уравнением продольной турбулентной диффузии;
- распределение радиоактивных примесей полагается равномерным по толще воды, учитывается только продольные компоненты дисперсии;
- характеристики водотока считаются неизменными на всем его протяжении, а изменение интенсивности водотока регулируется изменением скорости потока воды.

GIDRO-W

Одномерная модель GIDRO-W [10] (НПО «Тайфун», Россия) разрабатывалась для моделирования долгосрочного переноса радионуклидов в водотоках с учетом радиоактивного распада, адвективного переноса примесей, дисперсии, взаимообмена радионуклидами между взвесями и водным раствором как в толще воды, так и в донных отложениях. Учитывается миграция радионуклидов за счет испарения с поверхности водного объекта (реки), фильтрационные потери, перенос радионуклидов из нескольких источников с водотоком, диффузия радионуклидов вниз по течению через слой донных отложений. Модель использовалась для моделирования миграции радионуклидов по р. Теча.

CASSANDRA

Система моделирования CASSANDRA [10] (ИБРАЭ РАН, Россия) – программный комплекс, основанный на применении геоинформационных технологий в целях оценки долгосрочного распространения радионуклидов в реках и слабопроточных водных объектах. Программа также использует модели расчета доз облучения населения за счет водопользования при внешнем и внутреннем типах облучения для различных групп населения. Модель переноса предполагает однородность концентрации примесей и других параметров реки в ее поперечном сечении, учитывает адвективный перенос радионуклидов, радиоактивный распад, взаимообмен между их растворенными и сорбированными формами, миграцию в донные отложения. Процесс сорбции и десорбции организован по тому же принципу, что и в модели TRANSFER-2. Главную роль во взаимодействии растворенных примесей со слоем донных отложений играет тонкий верхний обменный слой. Роль биоты при переносе радионуклидов в модели принимается незначительной и не учитывается.

PC CREAM

В программный комплекс PC CREAM [11], используемый британской государственной службой (Public Health England), ответственной за исследования в области защиты от радиационных рисков, включена многокамерная модель для рек. Так же, как и в CASTEAUR, речное русло делится на участки, однако в отличие от CASTEAUR каждый участок описывается не четырьмя камерами, а лишь двумя – вода и донные отложения. Это делает такую модель более простой в практическом применении, так как она требует меньшее количество входных данных.

Следует отметить, что речная модель, включенная в PC CREAM, предназначена только для моделирования стационарных источников. Это существенное ограничение, которое не позволяет использовать ее для расчета последствий аварийных ситуаций, а также для моделирования последствий штатных источников, мощность которых существенным образом изменяется во времени.

Следует отметить, что данная модель, в отличие от большинства других моделей, позволяет моделировать распространение дочерних радионуклидов, образующихся в результате распада в водном объекте, отдельно от материнских.

3 Недостатки существующих программных средств

Как было уже описано выше, на данный момент не существует программного средства, удовлетворявшего всех требованиям, необходимым для реалистичного прогнозирования процессов переноса радиоактивных примесей во всем разнообразии водных объектов суши с учетом множества дополнительных условий. Все существующие ПС имеют свои рамки применения, но, в то же время, в совокупности могут перекрыть значительный диапазон задач, связанных в том числе с обоснованием безопасности радиационно-опасных объектов.

Так, например, многие ПС (например, [12]) не обладают возможностью учета процессов сорбции и десорбции радионуклидов и их переноса на взвесь, что ограничивает возможности их практического применения для переноса РВ, имеющих тенденцию к сорбции на взвесь, расчетами на очень короткие периоды времени, меньшие характерных времен сорбции, десорбции и осаждения взвесей на дно. Такие ПС не могут использоваться для расчета содержания РВ в донных отложениях, важном компоненте водного объекта, или применяться для моделирования вторичного загрязнения воды от донных отложений.

Другие ПС (например, [3]) обладают возможностью учета переноса РВ как в растворе, так и на взвесь, однако не учитывают процессы сорбции и десорбции, то есть изменение фазового состояния радионуклидов в воде. Применимость этих моделей также достаточно ограничена, так как в реальности фазовое состояние РВ в водных объектах активно меняется, что существенно влияет на их распространение и накопление. Так радиоактивные изотопы цезия, поступившего в пресноводный объект с атмосферными выпадениями, вначале находятся в растворенном состоянии, но за период времени от нескольких часов до нескольких суток сорбируется взвесями.

Существуют также ПС (например, [13]), которые обладают возможностью учета процессов сорбции и десорбции радионуклидов и их переноса на взвесь, однако при учете данных процессов принимается предположение о мгновенной равновесной и обратимой сорбции. Применимость таких ПС существенно шире, чем вышеупомянутых, но в ряде случаев такое предположение может приводить к ошибкам в результатах расчетов. Так, при выпадении того же цезия из атмосферы в реку, воды которой содержат зна-

чительное количество мелкодисперсных взвесей, данная модель будет давать результаты, в которой значительное количество нуклида выводится в донные отложения сразу же после выпадений на том же участке, где прошли выпадения. При реалистичном же моделировании равновесие может наступить через несколько часов или суток, за которое радионуклиды в растворенном виде могут мигрировать на значительное расстояние вниз по течению реки.

Возможность адекватного учета процессов вертикальной миграции радионуклидов в слое донных отложений отсутствует в большинстве «водных» ПС. В то же время эти процессы могут существенно влиять на результаты расчетов, проводимых на длительные промежутки времени (годы и десятки лет).

Большинство существующих в настоящее время моделей не учитывают влияние водной биоты на миграцию РВ в водных объектах. В ряде случаев это оправдано, так как обычно количество радиоактивных веществ, содержащихся в воде и донных отложениях, существенно превышает активность, накопленную биомассой. Все же, иногда возникают задачи, в которых влияние биоты на миграцию РВ будет необходимо учитывать, например, при реализации идеи очистки загрязненных водоемов Теченского каскада за счет наполнения их водной биотой, эффективно аккумулирующей радиоактивные вещества.

В большинстве моделей миграции и переноса радионуклидов в водных объектах в настоящее время моделируются только те радионуклиды, которые непосредственно поступили в водный объект от источника. В таких моделях не учитывается образование дочерних радионуклидов внутри водного объекта. Необходимо отметить, что дочерние радионуклиды также могут формировать радиоактивное загрязнение воды, донных отложений, пойменных отложений, рыбы и других производимых продуктов питания.

В случае если дочерний радионуклид является более значимым по воздействию на человека, чем материнский (за счет более высоких значений дозовых коэффициентов) и, особенно, если соотношение периодов полураспада радионуклидов и времени расчета таково, что успевает образоваться существенное количество дочернего радионуклида, то пренебрегать вкладом дочернего изотопа не корректно.

Нередко при расчете доз облучения населения влияние дочерних радионуклидов учитывается за счет дозовых коэффициентов (см. Приложение 4 к [14]), то есть при расчетах доз от родительского радионуклида учитывается влияние дочернего радионуклида в предположении, что их удельные активности находятся в равновесии. Такой подход обычно применяется для следующих комбинаций родительский/дочерний радионуклид: $^{144}\text{Ce}/^{144}\text{Pr}$, $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, $^{137}\text{Cs}/^{137\text{m}}\text{Ba}$, $^{235}\text{U}/^{231}\text{Th}$, $^{238}\text{U}/^{234}\text{Th}/^{234\text{m}}\text{Pa}$, $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Po}$ и других. Однако, такой ограниченный учет влияния дочерних радионуклидов имеет ряд недостатков.

Во-первых, за счет распада меняется соотношение удельных активностей материнского и дочернего радионуклида в объектах окружающей среды во времени и (или) пространстве. Это не позволяет корректно учитывать вклад дочернего радионуклида лишь за счет включения его дозового коэффициента в дозовый коэффициент материнского радионуклида (это наиболее актуально для долгоживущих радиоизотопов).

Во-вторых, такой подход, не позволяет корректно рассчитывать содержание дочернего радионуклида в воде и донных отложениях. А так как при обосновании радиоэкологической безопасности объекта использования атомной энергии важным критерием является отсутствие превышения пороговых значений удельной активности в воде и донных отложениях водных объектов, относящих их к категории жидких и твердых радиоактивных отходов соответственно, то такая модель не вполне обеспечивает проведение необходимых расчетов для обоснования безопасности проектируемых объектов.

В-третьих, за счет отличия химических свойств дочерний радионуклид может мигрировать и накапливаться в водных объектах существенно иначе, чем родительский. Например, одному из радионуклидов свойственна миграция преимущественно в растворенном состоянии, а другому свойственна сорбция на взвешях и, соответственно, в большей степени свойственно накопление в донных отложениях.

Здесь перечислены только некоторые важные функциональные требования, которые не реализованы в существующих продуктах. Помимо этого, специфика задач обоснования безопасности требует и более специфических особенностей. В первую очередь, для всех видов сценариев расчет должен давать информацию по временному изменению (динамике) активности РВ в компонентах водных объектов. Для этого применяются специализированные расчетные математические модели. Математическое моделирование так же необходимо и для решения обратной задачи – ретроспективного определения характеристик источника поступления активности на основании уже имеющихся данных о последствиях. И динамику, и решение обратной задачи из существующих ПС поддерживают только некоторые.

4 Модели расчета доз облучения населения

Подходы к моделированию доз облучения населения от водопользования достаточно стандартны и различаются лишь набором учитываемых путей облучения и некоторыми другими деталями.

Обычно для каждой группы населения, различающейся по возрасту, особенностям рациона или водопользования, доза облучения от водопользования за период времени τ рассчитывается при помощи выражения, близкого к виду (1) [13, 15, 16]:

$$D = \tau \cdot (C_r^w \cdot F_H^{inh} \cdot V^{inh} \cdot a \cdot d \cdot T^{inh} + \sum_r (C_r^w \cdot (\sum_{i=1}^3 (F_{r,i}^{ext} \cdot T_i) + F_r^{ing} \cdot \sum_j (K_{r,j} \cdot M_j \cdot C_r^w))) + C_r^b \cdot (\sum_{i=4,5} F_{r,i}^{ext} \cdot T_i)))', \quad (1)$$

где D – эффективная доза облучения (мЗв);

τ – период времени, за который оценивается D (лет);

C_r^w – удельная активность радионуклида с индексом r в воде данного водного объекта, усредненная за период расчета τ (Бк/м³);

C_r^b – поверхностная удельная активность радионуклида с индексом r в донных отложениях данного водного объекта, усредненная за период расчета τ (Бк/м²);

V^{inh} – усредненное значение объема вдыхаемого воздуха за год для данной группы населения (м³/год);

a – усредненная абсолютная влажность воздуха в районе проживания населения (г/м³);

d – объем одного грамма воды (м³);

T^{inh} – безразмерная доля времени нахождения жителей вблизи водного объекта при его загрязнении тритием;

T_i – усредненное время, которое житель данной группы затрачивает на тип водопользования с индексом i (сек/год);

$K_{r,j}$ – коэффициент, характеризующий переход радионуклида с индексом r в продукт питания с индексом j ($K_r = 0.001$ для питьевой воды) из загрязнённой воды по пищевым цепочкам (м³/кг);

M_j – среднее потребление продукта питания с индексом j (кг);

$F_{r,1}^{ext}$, $F_{r,2}^{ext}$, $F_{r,3}^{ext}$ – дозовые коэффициенты внешнего облучения от радионуклида с индексом r по пути облучения с индексом i ($\frac{мЗв \cdot м^3}{Бк \cdot с}$) ($i=1$ для пребывания в воде или плавания, $i=2$ – для катания на плавательных средствах и для рыбной ловли, $i=3$ – для пребывания на территории, периодически орошаемой водой из водного объекта);

$F_{r,4}^{ext}$, $F_{r,5}^{ext}$ – коэффициенты расчёта дозы внешнего облучения от радионуклида с индексом r по пути облучения с индексом i ($\frac{мЗв \cdot м^2}{Бк \cdot с}$) ($i=4$ – для нахождения на пляже или берегу водного объекта, $i=5$ – для пребывания на заливных лугах и поймах рек, которые регулярно подвергаются затоплению).

В реальных условиях загрязнение пойм рек происходит, как правило, в ходе паводков и преимущественно связано с миграцией и повторным отложением радиационно загрязненной взвеси. Для целей расчета доз облучения населения за счет нахождения на пойменных участках активность грунта на них обычно консервативно принимается равной активности донных отложений.

Приведенная выше формула (1) может применяться как для расчетов эффективной дозы на организм человека в целом, так и для оценки эквивалентной дозы на его отдельные органы либо ткани. Все зависит от того, какие именно дозовые коэффициенты F будут применяться в расчете. Информация о дозовых коэффициентах внутреннего облучения можно найти в [17,18]. Значения дозовых коэффициентов внешнего облучения от загрязненной поверхности земли и от погружения в воду приведены в [19].

Отдельной задачей является поиск или расчет необходимых пересчетных коэффициентов для различных путей облучения населения. Решение этих задач для вышеописанных путей облучения приведены в [15, 16, 19, 20]. Например, дозовые коэффициенты для расчета доз при купании в загрязненной воде могут быть взяты из [19], где приведены данные для погружения в бесконечный объем воды. Эти же дозовые коэффициенты, но с поправочным коэффициентом 0,5, могут теоретически быть применены в расчетах доз при катании на плавсредствах и рыбной ловле. В консервативном приближении для облучения в воде в полубесконечной геометрии используется поправочный коэффициент 0,5. Подобный подход использовался в работах [15] и [16] для получения дозовых коэффициентов.

Проводить расчеты для всех групп не всегда целесообразно, особенно, когда население исследуемой области относительно невелико или слишком неоднородно по характеристикам. В подобных или даже в общих случаях принято производить наиболее детальные расчеты только для одной, критической группы населения, которая подвержена наибольшему радиационному риску, наиболее чувствительна к облучению (дети) либо наиболее активно взаимодействует с источниками облучения.

Уровни потребления продуктов питания, а также время облучения за счет различных видов водопользования зависит от ряда условий, которые необходимо устанавливать индивидуально для каждого водного объекта, региона и т. п. Если достоверные данные отсутствуют для рассматриваемых условий, следует использовать усредненные либо типичные значения потребления и водопользования, которые можно заимствовать из источников [14, 15, 16, 21, 22, 23, 24,25].

Существенным является вопрос оценки содержания радионуклидов в продуктах питания, прежде всего в рыбе, так как во многих случаях именно потребление рыбы может обеспечить наибольший вклад в дозу облучения критической группы населения от водопользования. Чаще всего применяется подход, при котором содержание радионуклидов в продуктах питания, в том числе и в рыбе, оценивается с использованием коэффициентов накопления (коэффициенты переноса радионуклидов через пищевые цепи). Такой способ оценки может приводить к очень существенному завышению доз, особенно для случаев рассмотрения аварийного загрязнения водных объектов.

Для проведения расчетов последствий аварийного сброса радиоактивных примесей в водный объект следует применять модели из источников [26,27], которые учитывают динамику накопления радиоактивных изотопов в рыбе и прочей водной биоте.

Кроме того, следует иметь в виду, что значения коэффициентов накопления могут сильно различаться в зависимости от местности и других условий. «Типичные» значения коэффициентов накопления радионуклидов в продуктах питания, особенно в рыбе или другой водной биоте, могут быть заимствованы из работ [16, 28, 29]. Из источников [15, 16, 29, 30] могут быть взяты коэффициенты миграции (перехода) радионуклидов по пищевым цепям для овощей, а также мяса и молока скота, который пьет воду из загрязненного водоема, пасется на его берегах, заливных лугах или орошаемых пастбищах.

В работе [31] содержатся подходы, которые можно использовать для проведения детальных расчетов содержания радионуклидов в выращиваемых на орошаемых территориях продуктах питания, в мясе и молоке скота, который использует загрязненную воду из водоема, выпасается на заливных, пойменных или орошаемых территориях.

В этом случае необходимо учитывать в расчетах то количество воды, которое за время моделирования t (прошедшее после начала сброса радиоактивной примеси в водоем) ушло на орошение и водопой.

Чем более сложную модель планируется применить для расчета, тем больше детальной информации необходимо собрать в качестве исходных данных для задачи. Погрешности, с которыми определяются исходные данные, ведут к росту неопределенности результатов расчетов дозовых нагрузок для населения.

5 Модели воздействия на водную биоту

Данному вопросу посвящено значительное количество исследований и документов международных организаций, однако, в связи с тем, что в Российской Федерации был утвержден руководящий документ по оценке радиоактивного воздействия на окружающую среду [32], в котором прописана детальная расчетная методика, при решении данной задачи рекомендуется следовать именно указанной методике.

Необходимость учитывать воздействие радиационных факторов на окружающую среду и, в частности, объекты водной биоты, соответствует требованиям Федерального закона «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 года № 7-ФЗ. При оценке воздействия радиоактивных веществ на водную биоту следует базироваться на нормативном документе [32].

Данный документ с учетом рекомендаций МРКЗ [33,34] устанавливает в качестве критериев допустимого облучения следующие пределы по мощности (поглощенной) дозы хронического облучения:

- $\dot{D}_{\min} = 1$ мГр/сут для водных млекопитающих и позвоночных животных;
- $\dot{D}_{\max} = 10$ мГр/сут для водных растений и беспозвоночных животных.

Учитывая неопределенности в расчетах в [32], рекомендуется использовать для предварительной оценки радиационного воздействия на объекты водной биоты более низкие значения:

- $\dot{D}_{\min} = 0,1$ мГр/сут для водных млекопитающих и позвоночных животных;
- $\dot{D}_{\max} = 1$ мГр/сут для водных растений и беспозвоночных животных.

При измеренных или оцененных значениях \dot{D} ниже \dot{D}_{\min} никаких природоохранных мероприятий не требуется для обеспечения радиационной безопасности объектов биоты. При уровнях выше уровня \dot{D}_{\min} , но ниже \dot{D}_{\max} рекомендуется провести дополнительные исследования по снижению неопределенности в оценках \dot{D} .

Предложенная в [32] модель не ориентирована на оценку радиационного воздействия на отдельные органы или ткани водных организмов, а также не может использоваться для анализа воздействия на редкие и малопредставительные виды животных и растений, так как основным критерием выбора биоты для анализа она предполагает многочисленность и распространенность представителей вида. В ее основе лежат следующие принципы:

- оценивается интегральное воздействие ионизирующего излучения на объекты водной биоты с учетом групп их разделения;
- учитываются все основные пути воздействия облучения на объекты водной биоты;
- для расчета дозовых нагрузок и накопления радионуклидов в биоте используются данные по загрязнению окружающей среды (удельные массовые и объемные активности радионуклидов в ее компонентах), получаемые на основе мониторинга или компьютерного моделирования радиационного состояния водного объекта.

Модель предполагает выполнение следующих задач при оценке радиационного воздействия на объекты водной биоты:

- выявление всех возможных типов источников облучения для рассматриваемых условий;
- получение и анализ результатов мониторинга радиационной обстановки и результатов моделирования распространения радионуклидов для данного водного объекта;
- обоснование выбора представительных объектов (видов, групп) водной биоты для оценки радиационного воздействия на них;
- расчет величины радиационного воздействия (доз облучения, накопления радионуклидов) для отобранных объектов водной биоты;
- представление и анализ результатов, зонирование водного объекта, сравнение с установленными критериями и т.д.

Для расчета дозы и мощности дозы облучения объектов водной биоты необходимо рассматривать внешнее облучение от компонентов природной среды (вода, грунты) и внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных объектами биоты. Роль и вклад каждого из путей облучения рассматривается отдельно. При выборе источников потенциального облучения необходимо принять, что все радионуклиды, поступающие в водоем, и их дочерние потомки по цепочкам распадов, могут являться причиной радиационного воздействия на водную биоту.

После определения основных источников необходимо агрегировать данные по удельным объемным активностям радионуклидов в компонентах природной среды, которые затем будут использованы для расчета радиационного воздействия.

В качестве входной информации для модели выступают данные о содержании радионуклидов в донных грунтах, воде и почве (может учитываться для отдельных видов или групп водной биоты).

Необходимость отбора представительных объектов биоты для расчета вызвано большим ее разнообразием и невозможностью произвести оценки для всех видов. Выбор представительных видов водной биоты должен осуществляться с учетом их экологической значимости, представительности и доступности для проведения натуральных измерений, радиочувствительности, способности к самовосстановлению и наблюдаемой в месте его обитания мощности дозы облучения. Выбираются обычно организмы доминирующих видов основных трофических уровней экосистемы, характерной для данного водного объекта. Это может быть один или более представительных видов для конкретного трофического уровня (например, несколько видов придонных рыб, питающихся со дна, могут составлять представительную выборку для всех видов донных рыб данного водоема в целях расчета радиационного воздействия). Вид биоты должен быть достаточно распространен и легкодоступен в данном водном объекте для мониторинга, быть экологически значимым или иметь важное значение для человека. Редкие виды водной биоты не подходят для отбора и проведения расчетов. Также, ориентируясь на критические пути облучения, которые могут давать повышенные дозы на конкретные виды биоты, целесообразно отбирать представительные объекты по основным путям облучения (внутреннего или внешнего). Так одни виды могут хорошо накапливать радионуклиды, другие – получать более высокую дозу от внешнего облучения от донных отложений за счет своего образа жизни. Рекомендуется отбирать более радиочувствительные виды и исключать радиостойчивые, чтобы основные радиационные эффекты можно было наблюдать при исследуемых или критических уровнях облучения. В связи с этим более предпочтителен отбор высших организмов (позвоночных) перед низшими (беспозвоночными, бактериями, водорослями), которые менее чувствительны к облучению. По этой же причине не рекомендуется отбирать виды с высоким потенциалом самовосстановления после облучения.

Для задач оценки радиационного воздействия, в соответствии с [2, 33,34] целесообразен выбор следующих референтных видов водной биоты:

- рыбы (пелагические и придонные);
- моллюски;
- водные растения;
- водоплавающие птицы;
- водные млекопитающие;
- ракообразные.

На основании осуществленного выбора видов биоты, наблюдаемых условий радиационного воздействия и характеристик окружающей среды устанавливаются характерные времена воздействия и прочие параметры, используемые в моделях оценки дозы (мощности дозы) облучения. Далее выполняются расчеты дозы либо мощности дозы облучения представительных объектов биоты с учетом всех вышеуказанных факторов.

Расчет должен проводиться по всем радионуклидам, которые могут быть накоплены в воде и донных отложениях и вносить значимый вклад в мощность дозы. Короткоживущие продукты распада, находящиеся в равновесии с материнскими, учитываются за счет дозовых коэффициентов. Суммарная мощность дозы определяется выражением (2):

$$\dot{D}_k = \sum_{i=1}^N \dot{D}_{i,k}, \quad (2)$$

где \dot{D}_k – мощность дозы облучения k -го представительного вида водной биоты, мГр/сут;

$\dot{D}_{i,k}$ – вклад в данную дозу i -того радионуклида, мГр/сут.

Данный вклад для всех видов кроме водоплавающих птиц определяется как сумма (3):

$$\dot{D}_{i,k} = \dot{D}_{i,k}^{in} + \dot{D}_{i,k}^{water} + \dot{D}_{i,k}^{bottom}, \quad (3)$$

где $\dot{D}_{i,k}^{in}$ – мощность дозы внутреннего облучения от i -го радионуклида, инкорпорированного в ткани и органы k -го представительного вида водной биоты, мГр/сут;

$\dot{D}_{i,k}^{water}$ – мощность дозы внешнего облучения k -го вида биоты от i -го радионуклида, содержащегося в воде, мГр/сут;

$\dot{D}_{i,k}^{bottom}$ – мощность дозы внешнего облучения k -го вида биоты от i -го радионуклида, содержащегося в донных отложениях, мГр/сут.

$\dot{D}_{i,k}^{in}$ рассчитывается из выражения (4):

$$\dot{D}_{i,k}^{in} = F_{i,k}^{in} \times C_{i,k}, \quad (4)$$

где $F_{i,k}^{in}$ – фактор дозовой конверсии внутреннего облучения, (мГр/сут)/(Бк/кг сырого веса);

$C_{i,k}$ – удельная активность i -го радионуклида в органах и тканях, Бк/кг сырого веса.

$\dot{D}_{i,k}^{water}$ рассчитывается из выражения (5):

$$\dot{D}_{i,k}^{water} = F_{i,k}^{out} \times C_i^{water} \times \alpha_{k,water}, \quad (5)$$

где $F_{i,k}^{out}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения, (мГр/сут)/(Бк/л);

C_i^{water} – удельная объемная активность i -го радионуклида в воде, Бк/л;

$\alpha_{k,water}$ – доля времени, которую k -тый вид водной биоты проводит в воде, б/р.

$\dot{D}_{i,k}^{bottom}$ рассчитывается из выражения (6):

$$\dot{D}_{i,k}^{bottom} = \frac{F_{i,k}^{out} \times C_i^{bottom} \times \alpha_{k,bottom}}{2}, \quad (6)$$

где C_i^{bottom} – суммарная объемная активность i -го радионуклида в донных отложениях, Бк/л;

$\alpha_{k,bottom}$ – доля времени, которую k -тый вид водной биоты проводит вблизи дна, б/р.

Алгоритм расчета мощности дозы облучения для водоплавающих птиц несколько отличается от (3) в связи с тем, что часть времени водоплавающие птицы проводят на почве (7):

$$\dot{D}_{i,k} = \dot{D}_{i,k}^{in} + \dot{D}_{i,k}^{water} + \dot{D}_{i,k}^{ground}, \quad (7)$$

где $\dot{D}_{i,k}^{ground}$ – вклад внешнего облучения от радионуклидов, содержащихся в почве вблизи рассматриваемого водоема, определяемый по формуле (8):

$$\dot{D}_{i,k}^{ground} = \frac{F_{i,k}^{ground} \times C_i^{ground} \times \alpha_{k,ground}}{2}, \quad (8)$$

где $F_{i,k}^{ground}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения от i -го радионуклида в почве, (мГр/сут)/(Бк/кг сырого веса);

C_i^{ground} – удельная активность i -го радионуклида в почве, Бк/кг сырого веса;

$\alpha_{k,ground}$ – доля времени пребывания на почве вблизи водного объекта, б/р.

Полученные результаты подвергаются анализу с точки зрения учета неопределенностей исходных параметров и сравниваются со значениями экологически безопасных уровней облучения объектов биоты.

6 Подходы к математическому моделированию миграции и накопления радионуклидов в поверхностных водных объектах

В данном разделе будет кратко проведена классификация моделей миграции в водной среде. По подходу к поиску решения они могут быть разделены на имитационные и камерные. Имитационные модели в свою очередь по способу поиска решения могут быть разделены на детерминированные и стохастические. Камерные модели по способу поиска решения делятся на аналитические и численные.

6.1 Имитационные модели

В работе [35] дается определение «имитационного моделирования» как «вычисление численных значений характеристик развивающегося во времени процесса путем воспроизведения течения этого процесса на компьютере с помощью его математической модели». Под этим определением обычно подразумевают и понятие численного моделирования, то есть поведение динамической системы описывается через систему уравнений, после чего при помощи численных методов находится ее решение.

Имитационные модели требуют наибольшее число исходных параметров, из-за чего являются самыми сложными в использовании, но зато позволяют описать моделируемую систему (водный объект) наиболее подробно. В частности, для данного типа моделей миграции радионуклидов в водной среде в качестве входных данных необходимо иметь информацию о скоростях и направлениях течений по всей акватории водного объекта. Если же в модели переноса радионуклидов требуется учитывать перенос радионуклидов на взвесах и с донными отложениями, то требуются данные о скоростях переноса взвесей и донных отложений (по всей акватории водного объекта и в зависимости от времени). Так как достаточно подробные данные измерений скоростей часто недоступны, то для получения детального поля скоростей применяются имитационные гидродинамические модели.

Сложность имитационной модели зависит от ее размерности, количества учитываемых процессов, детальности и способа их учета.

6.2 Аналитические модели

Аналитическими называются такие модели, которые предусматривают проведение однозначных процедур вычисления, дающих в итоге решение задачи в виде формул и математических выражений. В основе таких моделей лежат основанные на теоретических выкладках системы алгебраических, дифференциальных или других уравнений. Основной задачей при построении аналитической модели является вывод аналитического выражения, которое позволяет для любых (соответствующих ограничениям модели) начальных условий и значений входных данных вычислить искомые величины на произвольный момент времени. Сложность применения таких моделей к задаче переноса радионуклидов в водной среде заключается в том, что сложные системы дифференциальных уравнений в частных производных, лежащие в основе модели, в общем случае (без дополнительных упрощающих предположений) не имеют аналитического решения.

Разумеется, введенные упрощения и предположения влияют на точность конечного результата. Необходимо тщательно анализировать, насколько обоснованно приняты те или иные упрощения, так как чрезмерно упрощенная модель может вовсе потерять сходство с реальным моделируемым объектом.

Однако, используя аналитические модели, можно уточнять необходимые для описания миграции радионуклидов параметры и оценивать их величины, что в дальнейшем будет помогать при построении сложных имитационных моделей. Из этого вытекает вывод, что использование аналитических решений важно при анализе особенностей всей моделируемой системы, в которой происходит распространение загрязняющей примеси.

6.3 Камерные модели

Камерные модели или модели с сосредоточенными параметрами составляют особый класс и их очень часто используют для расчета переноса радиоактивных примесей в водной среде. Их основной принцип – это разбиение моделируемого водного объекта на относительно небольшое число камер. Основное предположение заключается в том, что в каждый момент времени удельная объемная активность радио-

нуклидов, а также другие параметры для каждой из камер описываются усредненными по объему камеры значениями.

В программном коде «Сибилла», например, для однородных водоемов используется двухкамерная модель – одна из камер представляет толщу воды, а вторая – верхний слой донных отложений [13]. Для более крупных водоемов разработана многокамерная модель, при которой водный объект разбивается на участки и каждый участок представляется двумя камерами (вода и донные отложения).

В обоих случаях между камерами происходит взаимный перенос радионуклидов. Следует отметить, что в ряде случаев, прежде всего при аварийном загрязнении, более эффективным является применение трехкамерных моделей (вода – обменный слой – донные отложения) [36].

Были разработаны модели и с большим количеством камер (например, описывающие разные слои донных отложений (в частности [9])), однако в связи с трудностью определения надежных значений параметров их применение на практике, в ряде случаев, может быть весьма затруднительно. Поиск решения для камерных моделей может производиться как аналитически, так и численно. Это зависит от сложности модели – количество камер, стационарности или переменности входных параметров.

6.4 Модели детерминированные и стохастические

Детерминированные модели – это те модели, в которых входные параметры динамической системы, начальные и граничные условия однозначно определяют состояние системы на любой заданный момент времени.

В стохастических моделях часть процессов представлена стохастическими зависимостями от времени или координат в пространстве, а часть входных параметров является случайными либо псевдослучайными величинами. В этих моделях активно используются накопленные за годы наблюдений данные и зависимости прогнозируемых величин от входных параметров и для получения конечных результатов применяются методы математической статистики. Стохастические модели часто задействуют при моделировании процессов турбулентной дисперсии загрязняющей примеси, а примерами таких моделей могут служить ECOMSED [3] и POMRad [5, 6, 7].

Практическими примерами представления исходных физических параметров через случайные (статистически определяемые) величины являются такие характеристики, как расход воды в водотоке, скорость и направление ветра над водным объектом и др.

Имеется вероятность, что, при отсутствии достаточного объема данных наблюдений, представление исходных данных через случайные величины будет невозможно. Данные статистики, собранные за предыдущие годы, могут быть непригодны для моделирования процессов в настоящем времени из-за естественного изменения гидрологических и морфометрических характеристик водного объекта или окружающих его условий (климатическое или антропогенное влияние и т. п.). По этой причине далее будут рассматриваться только детерминированные модели и те модели, в которых стохастическими методами описывается только один процесс – дисперсия радиоактивной примеси. Очевидно, что все модели данного класса можно отнести к разряду имитационных.

6.5 Размерность моделей

В соответствии с размерностью модели можно разделить на одномерные, двумерные, трехмерные.

Наиболее сложными и требовательными к вычислительным ресурсам компьютера и входной информации являются трехмерные модели. Данный тип моделей может применяться при прогнозировании переноса примеси в крупных водных объектах – морях, водохранилищах, глубоких стратифицированных озерах, крупных реках, то есть для моделирования переноса в водных объектах с большой вертикальной и горизонтальной вариабельностью.

При отсутствии данных о распределении скоростей течений по акватории в зависимости от времени и при отсутствии возможности проведения соответствующих оценок, для практического применения таких моделей требуется дополнительная – гидродинамическая модель соответствующей размерности. Расчет скоростей течений в водном объекте может производиться и во внешней модели, а затем поступать в расчетную модель миграции.

Трехмерные модели могут с успехом применяться для моделирования быстротекущих процессов в водном объекте. Для проведения долгосрочных прогнозов данные модели могут потребовать много времени и значительных вычислительных ресурсов компьютера.

Другой негативной особенностью трехмерных моделей является повышенная требовательность к объему и качеству исходных данных, так что при недостаточной детализации входных параметров данная модель может давать менее точные результаты, чем более простые модели с меньшей размерностью.

Двумерные модели используются для описания распространения радионуклидов в водных объектах с относительно небольшими глубинами: мелкие участки морей и водохранилищ, неглубокие озера, участки крупных рек, неоднородно загрязненных по ширине русла.

Для примера, удобно привести моделирование переноса РВ на участке крупной реки Енисей в районе предприятия ГХК, ниже по течению, где ее ширина составляет от 500 до 800 метров. Результаты натурных наблюдений, которые проводились в период функционирования промышленных реакторов, демонстрируют, что РВ от ГХК наблюдались в воде на расстоянии более 600 км от источника сброса [37]. В результате переноса долгоживущих радионуклидов в настоящее время наблюдаются многочисленные участки радиационного загрязнения донных отложений ниже точки сброса, которые теперь являются источниками вторичного загрязнения реки. За счет относительно высокой скорости течения реки (более 1 м/с) распределение отложений загрязняющей примеси в поперечном сечении может быть неоднородным и давать аномалии удельной активности радионуклидов в донных отложениях на значительном расстоянии от источника сброса.

Перенос радионуклидов в периоды сильных половодий обусловил радионуклидное загрязнение пойменных почв островной системы Енисея. Отдельные долгоживущие радионуклиды (^{60}Co , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{137}Cs) регистрируются в донных отложениях и пойменной почве островной системы на расстоянии более 1000 км.

Наиболее простыми, из числа имитационных не камерных моделей, можно считать одномерные русловые модели. Их можно использовать для описания миграции реактивной примеси в реках в тех случаях, когда неравномерностью загрязнения в поперечном сечении русла можно пренебречь.

7 Модели переноса и накопления радиоактивных веществ в поверхностных водных объектах

7.1 Основные уравнения

Как правило, модели переноса и накопления радионуклидов основаны на упрощенном уравнении (9) турбулентной дисперсии:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + r - \lambda C, \quad (9)$$

где C – объемная активность радионуклида в воде (Бк/м³);

r – описывает поступление РВ в водный объект и его самоочищение, помимо естественного распада изотопов (Бк / м³·с).

Выражение (9) приведено в работе [38] и описывает закон сохранения количества примеси. Уравнение (9) в общем виде не решается аналитически – для его решения используются численные методы, если только в него не введены дополнительные упрощения. Если полученные в ходе упрощения модели отражают реальность в достаточной степени, то они могут быть пригодны для проведения расчетов для данной задачи.

При моделировании распространения радиоактивных примесей в водной среде приходится сталкиваться со следующим сложностями:

- получение достоверных значений многих гидрологических и морфометрических характеристик водного объекта, являющихся входными параметрами модели;
- задание адекватных природе явлений граничных условий.

Помимо этого, следует иметь в виду, что сложные модели, работающие на высокопроизводительных вычислительных машинах, иногда сутками решают задачи, чтобы выдать результаты на уровне естественного содержания примеси. Для таких задач, где не ожидается превышения предельных концентраций, становится экономически нецелесообразно затрачивать силы и ресурсы на разработку и адаптацию сложных расчетных моделей с высокой точностью прогнозов.

Это вызывает необходимость иметь упрощенные модели, основанные на ряде консервативных допущений и оперативно выдающих приближенную оценку по активностям и (возможно) дозовым нагрузкам.

В то же время, существуют случаи, когда их точность не будет удовлетворительной, и потребуются снова обратиться к более реалистичным моделям. Это касается случаев, когда упрощенные модели дают оценки, близкие к пороговым значениям, и ошибка может влиять на принятие значимых решений.

Выбор типа модели всегда зависит от конкретных исходных условий и от того, какая точность результатов устроит анализирующего их специалиста. На выбор могут влиять как характеристики источника сброса, так и расстояние от него до местности, где планируется оценивать удельные активности в компонентах водного объекта и дозовые нагрузки на население.

Рассмотрим два типа источников распространения радиоактивных примесей в водной среде:

- если поступление радиоактивных веществ в водный объект происходит на значительной его площади, то такой источник называется распределенным или диффузным. Его основная характеристика – это плотность поступления радионуклидов в воду с единицы площади или единицы протяженности реки/береговой линии ($\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ или $\text{Бк}/(\text{м} \cdot \text{с})$). К классу распределенных источников можно отнести случаи, когда радиоактивная примесь смывается с берегов в воду на значительном протяжении береговой линии или имеет место случай радиоактивных выпадений на акваторию;
- локальными источниками можно считать те, чье местоположение можно считать точечным в целях моделирования без значимых потерь для точности расчета. Их основная характеристика – интенсивность поступления радионуклидов в водоем ($\text{Бк}/\text{с}$). К ним можно отнести во многих случаях малые загрязненные притоки или водосбросы сточных вод.

Выбор модели для конкретного водоема и целей моделирования осуществляется индивидуально в каждом случае и опирается на следующие факторы:

- тип водного объекта (море, водохранилище, озеро, река, залив, система водоемов и т.д.);
- его масштаб и другие параметры;
- цели и желаемая точность результатов;
- расположение участков водопользования по отношению к источнику;
- временной период моделирования;
- тип источника поступления радиоактивности.

Из вышеприведенных рассуждений следует, что для проведения моделирования переноса примеси на реальных водных объектах требуется заранее подготовить систему моделей миграции радиоактивных примесей в водоемах различной сложности и разной размерности, а также базы данных исходных параметров для моделей разного класса. Подобные системы уже разработаны и применяются в Европе (RODOS [39] и MOIRA [40]) и включают в себя комплекс моделей миграции разной сложности для реальных водных объектов разного типа.

Дополнительно, перед описанием конкретных моделей, стоит отметить, что настоящий обзор включает только модели, параметры которых имеют физический смысл. Описание существующих моделей, которые оперируют параметрами, не имеющими физического смысла (калибруемые), можно найти в документах [41, 42].

7.2 Модели рассеивания примеси для локального источника

В процессе моделирования миграции радиоактивной примеси в водной среде, для случая локального источника сброса принято выделять три стадии ее рассеивания: стадия первоначального разбавления, достаточного перемешивания и рассеяния на больших расстояниях.

7.2.1 Первоначальное разбавление

Первая стадия включает процессы первоначального разбавления и перемешивания вод, содержащих радионуклиды, с чистой водой. Эти процессы характерны для ближайших к точке сброса участков и обу-

словлены первоначальным количеством движения примесной жидкости и плавучестью сточных вод или вод бокового притока ввиду разности их температур и других физико-химических характеристик. Для рек, в зависимости от объемов и начальной температуры жидких сбросов, а также ряда других характеристик [43], первая стадия может растягиваться по течению от источника на величину, примерно в 100 раз превышающую глубину русла. Протекание процессов первичного разбавления сточных вод зависит от того, как расположены выходные диффузоры относительно поверхности водоема и от начальной скорости струи сточных вод. Если сброс заглубленный, могут учитываться диффузоры патрубков с одним или несколькими выходами.

Коэффициентом разбавления называют отношение концентрации примеси сточных вод к ее максимальной концентрации в воде водоема на заданном участке. Данный коэффициент на начальной стадии может достигать значений от 10 до 100, что характеризует процесс как сильное разбавление. Когда влияние первоначального импульса примесной струи и фактора плавучести перестает влиять на перенос (в сравнении с другими процессами), первую стадию можно считать завершенной. Методика [20] применяется для расчета параметров стадии начального разбавления.

При упрощенных оценках, как правило, принимают, что в случае заглубленного сброса сточных вод в реки и водотоки концентрация радиоактивной примеси по глубине выравнивается примерно на расстоянии L_x , равном семи глубинам водоема (русла для реки) [44].

7.2.2 Достаточное перемешивание

Стадия достаточного или полного перемешивания берет начало с момента окончания стадии первоначального разбавления до состояния, когда примесные воды перемешиваются по всему поперечному сечению водотока. Эта стадия может растянуться на десятки или даже сотни километров по течению реки, в зависимости от ее скорости течения, глубины и ширины. В работе [44] рекомендуется оценивать расстояние, на котором достигается полное перемешивание в поперечном сечении реки, по формуле (10):

$$L_y = 3 \cdot \frac{B^2}{H} \quad (10)$$

7.2.3 Рассеяние на больших расстояниях

Рассеивание радиоактивных веществ на больших расстояниях происходит за более длительные периоды времени, на которых необходимо уже учитывать взаимодействие радиоизотопов с взвесями и донными отложениями. Эта стадия может протекать одновременно с предыдущей. Из вышеуказанного следует, что при прогнозировании удельной активности радионуклидов в местах водопользования, находящихся поблизости от точки сброса, необходимо учитывать одни процессы, а для находящихся в десятках и сотнях километров более важную роль могут играть другие. Исходя из этого и должна выбираться математическая модель миграции.

7.2.4 Моделирование на разных стадиях рассеивания

Если требуется рассчитать концентрацию в точке, которая располагается вблизи локального источника, то потребуются модель для описания процессов, происходящих на первой стадии. Наиболее характерна такая задача для аварийных сбросов, и она является наиболее сложной. Для ее решения не обойтись без использования двумерных или трехмерных моделей, нуждающихся в детальных входных данных.

Если решения задачи для ближней зоны используются лишь как граничные данные для модели распространения примеси в задаче переноса на большие дистанции, то вероятно, что чувствительность решения задачи для больших расстояний к вариациям этих граничных условий будет невысокой, то есть необходимость в проведении высокоточных расчетов на первой стадии отпадет [43], а стадия первичного перемешивания может описываться приближенно с помощью простых моделей.

На второй же стадии, где моделируются процессы после первоначального перемешивания и до разбавления по ширине тока воды, чаще применяются более простые двухмерные модели или, в отдельных случаях, могут применяться даже одномерные оценки.

Одномерные модели, в которых учтены эффекты разбавления за счет впадающих рек и эффекты выведения радиоактивности за счет процессов осаждения и поглощения радионуклидов донными отложениями на участках рек со спокойным течением, применяются при моделировании распространения радиоактивных веществ от локальных источников в реках и водотоках на больших расстояниях. Учет эф-

фактов выведения активности из воды через седиментацию загрязненной взвеси повышает качество моделей и их реалистичность, в то же время, серьезно нагружая их входными данными. Сорбция радионуклидов из жидкой фазы и последующая седиментация с взвесями, во многих случаях, являются основными процессами выведения активности из водной среды в процессе переноса.

Очищение воды, связанное с осаждением взвесей, как правило, определяется процессами сорбции (десорбции), а также осаждения, взмучивания взвесей и параметрами седиментации. Процесс сорбции зависит от химических свойств радиоизотопов и параметров взвеси.

Сорбция радионуклидов из воды твердой фазой, в целях моделирования, как правило, описывается мгновенной линейной изотермой Генри (11) с постоянными коэффициентами распределения [38]:

$$C_T = K_d \cdot C_P, \quad (11)$$

где C_T – удельная активность радиоизотопа для твердой фазы – взвеси, донных отложений (Бк/кг);

C_P – удельная объемная активность растворенного в воде радиоизотопа, (Бк/м³);

K_d – коэффициент распределения, равный соотношению радионуклида в двух фазах в состоянии (м³/кг).

Для учета кинетики адсорбции используют следующее уравнение (12):

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = \beta \cdot [C_P - f(C_P)], \quad (12)$$

где β – постоянная скорости сорбирования радионуклида, $f(C_P)$ – изотерма сорбции.

Если выполняется изотерма Генри, предыдущее уравнение (12) переписывается как (13):

$$\frac{dC_T}{dt} = \beta \left(C_P - \frac{C_T}{K_d} \right) = \frac{\beta}{K_d} (C_P \cdot K_d - C_T), \quad (13)$$

где соотношение $\frac{\beta}{K_d}$ называется коэффициентом скорости массообмена.

Если принимать процессы сорбции необратимыми, то верно будет следующее выражение (14):

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = a \cdot C_P, \quad (14)$$

где a – кинетический коэффициент.

Коэффициенты равновесного распределения между водной и твердой фазой, а также между поровой водой и донными отложениями являются измеряемыми параметрами и могут быть получены для реальных условий. Если на практике произвести их замер невозможно, то имеются оценки их типичных значений для разных типов отложений, которые приведены в документах [29, 38, 44, 45, 46,47].

К сожалению, в реальных условиях определить параметры, характеризующие кинетику сорбции, бывает достаточно затруднительно, и их точные значения, как правило, недоступны. Поэтому, в зависимости от того, каковы конечные цели моделирования, его временные рамки или сорбционные характеристики переносимых радиоактивных примесей, чаще всего оперируют консервативными упрощениями: либо о мгновенной равновесной сорбции, определяемой выражением (11), либо сорбция вовсе не учитывается в моделировании.

Если выставляемая модель учитывает влияние взвесей на выведение радионуклидов из водной фазы, то сами взвеси, обычно, разделяются на фракции или классы по характерному размеру их частиц. Часто достаточно бывает двух классов:

- когезивные взвеси – мелкие частицы, для которых свойственна консолидация (укрупнение) в более крупные кластеры за счет когезии;
- некогезивные взвеси – более крупные частицы, для которых консолидация в более крупные образования не свойственна.

7.3 Гидродинамическое моделирование

Выше уже обосновывалась необходимость гидродинамического моделирования для ряда случаев. Одна из известных трехмерных гидродинамических моделей, ориентированных на моделирование течений в океанах – модель Princeton Ocean Model (POM) [2]. Хотя данная модель изначально заявлена, как океаническая, она вполне подходит для моделирования течений в крупных пресноводных и соленых водоемах. В ее основе лежит следующая система уравнений (15):

$$\begin{cases} \frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial y} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = 0 \\ \frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial hu^2}{\partial x} + \frac{\partial huv}{\partial y} + \frac{\partial u\omega}{\partial \sigma} - fvh + gh \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{gh^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{h} \frac{\partial h}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_m}{h} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + F_x, \\ \frac{\partial vh}{\partial t} + \frac{\partial hv^2}{\partial y} + \frac{\partial huv}{\partial x} + \frac{\partial v\omega}{\partial \sigma} + fuh + gh \frac{\partial \eta}{\partial y} + \frac{gh^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{h} \frac{\partial h}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_m}{h} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + F_y \end{cases} \quad (15)$$

где σ – безразмерная координата по вертикальной оси;

K_m – вертикальная кинематическая вязкость ($\text{м}^2/\text{с}$);

$f = 2\omega_{\text{земли}} \sin \varphi$ – параметр Кориолиса;

$\omega_{\text{земли}}$ – угловая скорость вращения земли;

φ – широта; $H(x, y)$ – относительно по отношению к «нулю глубин» (м);

$\eta(x, y, t)$ – положение свободной поверхности над «нулем глубин» (м);

$h = H + \eta$ (м);

ω – трансформированная вертикальная скорость, перпендикулярная к поверхности σ ;

ρ_0 – средняя невозмущенная плотность воды ($\text{кг}/\text{м}^3$);

ρ' – отклонение от средней плотности воды в локальной точке с учетом ее температуры и солености ($\text{кг}/\text{м}^3$); F_x, F_y – параметры, отражающие в уравнениях (16)-(17) горизонтальную вязкость:

$$F_x = 2 \frac{\partial}{\partial x} (HA_m \frac{\partial u}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (HA_m (\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x})) \quad (16)$$

$$F_y = 2 \frac{\partial}{\partial y} (HA_m \frac{\partial v}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial x} (HA_m (\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x})), \quad (17)$$

где A_m – кинематическая горизонтальная вязкость ($\text{м}^2/\text{с}$). По умолчанию полагается, что в уравнениях (16), (17) ось x направлена с запада на восток, а ось y – с юга на север.

Поля температуры и солености, которые нужны для расчета плотности воды, получаются из дополнительных к (15) уравнениям (18) из [2]:

$$\begin{cases} \frac{\partial Sh}{\partial t} + \frac{\partial huS}{\partial x} + \frac{\partial hvS}{\partial y} + \frac{\partial S\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{E_z}{h} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (HA_H \frac{\partial S}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (HA_H \frac{\partial S}{\partial y}) \\ \frac{\partial Th}{\partial t} + \frac{\partial huT}{\partial x} + \frac{\partial hvT}{\partial y} + \frac{\partial T\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{E_z}{h} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (HA_H \frac{\partial T}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (HA_H \frac{\partial T}{\partial y}) - \frac{1}{h} \frac{\partial R}{\partial \sigma} \end{cases} \quad (18)$$

где T – отклонение температуры от среднего невозмущенного значения (К);

S – отклонение солености от среднего невозмущенного значения (PSU);

R – параметр солнечной радиации.

Вышеприведенные системы уравнений (15) и (18) записаны в сигмакоординатной системе, где координата дна водоема по вертикальной оси — $\sigma = -1$, а свободная поверхность водоема — $\sigma = 0$ (см. рисунок 1), что вытекает из выражения

$$\sigma = \frac{z - \eta}{H + \eta} [2].$$

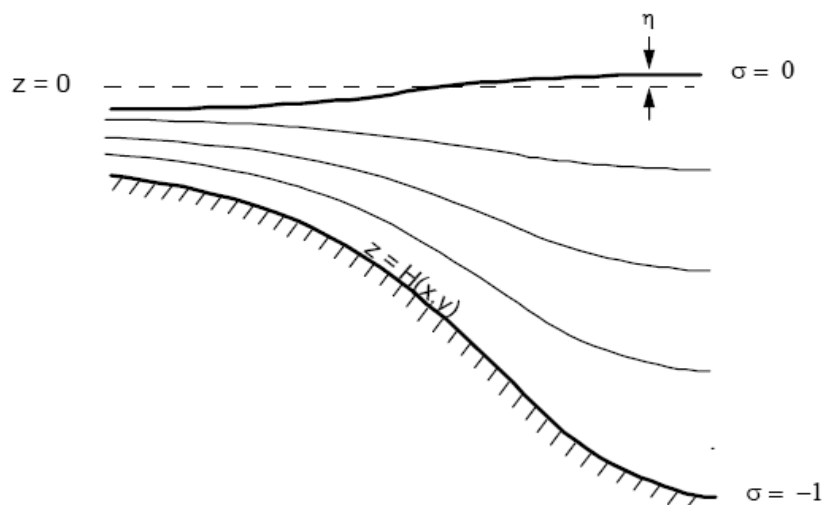


Рисунок 1 – Представление сигмакоординатной системы [2]

Так как глубины в разных участках расчетной области водоема различны, подобная система координат решает проблему, которая возникает при численном, конечно-разностном моделировании в стандартной декартовой координатной системе. Помимо этого, высота водяного столба может варьироваться во времени за счет колебаний свободной поверхности от равновесного значения в связи с естественными природными причинами. Если поверхность воды предполагается свободной и отклоняется во времени от равновесного положения, то количество ячеек в декартовой ортогональной системе по вертикальной оси может меняться во времени. Кроме того, в такой системе в каждой точке с координатами x и y будет разное число шагов по вертикали, чего позволяет избежать более удобная для таких геометрий сигмакоординатная система.

Компьютерная модель POM позволяет учитывать все существенные процессы и факторы для расчета полей течений водоема, температур и солености воды на расчетной сетке:

- в модели учтены все термодинамические факторы путем явного включения в основные уравнения параметров турбулентности, диффузии, конвекции, вязкости и солнечной радиации;
- за счет граничных условий на нижней границе учитывается придонное трение водного потока;
- за счет задания граничных условий на верхней границе учитываются теплоперенос, поток массы и изменения солености за счет процессов выпадения осадков и испарения с поверхности;
- за счет задания граничных условий на верхней границе учитывается также и ветровое воздействие на перенос;
- боковые граничные условия определяют наличие течений, эффекты приливов и отливов, наличие источников пресной воды либо точек водосброса с иным химическим или температурным составом.

POM может проводить расчеты как в двумерном, так и в трехмерном режиме. На основе POM реализован ряд трехмерных моделей, которые позволяют моделировать миграцию радиоактивных примесей в водных объектах. Такие имитационные модели как ECOMSED [3], POMRad [5, 6, 7] и THREETOX [4] были реализованы на базе кодов POM и так же ориентированы на прогнозирование миграции радионуклидов в поверхностных водоемах.

7.4 Трехмерные модели переноса на базе кода POM

Для проведения имитационного моделирования переноса радиоактивных веществ в трехмерной геометрии представляется возможным использовать те же подходы, которые в коде POM задействованы для моделирования переноса солености. Это следует из уравнений системы (18), в которой, если заменить соленость S на удельную активность C радионуклида в воде и добавить фактор учета радиоактивного

распада, то можно получить уравнение, схожее с (9). Программные коды ECOMSED, POMRad и THREETOX позволяют проводить такие расчеты.

Однако таким способом не удастся учесть эффекты сорбции и десорбции радионуклидов, а также седиментацию и взмучивание взвесей. Отсутствует также возможность расчета концентрации радиоактивных веществ в донных отложениях. Кроме того, испытания программного кода POMRad показали, что конечно-разностная численная схема «против потока», которая применяется в модели POM, вносит численную дисперсию, несмотря на применение итерационной антидисперсионной схемы Смоларкевича [48], что может негативно влиять на точность результатов расчетов.

7.4.1 Траекторное моделирование переноса РВ

В ECOMSED и POMRad кроме конечно-разностного решения уравнения (9) была реализована стохастическая траекторная модель. В таком типе моделей перенос примеси формируется через движение большого количества пробных «точек», каждой из которых приписана определенная активность одного или нескольких радионуклидов. Пробные «точки» делятся на 3 группы для описания переноса РВ в растворе, в сорбированном виде на когезивных взвесах и на некогезивных взвесах.

Со временем активность каждой «точки» изменяется за счет распада радионуклидов. В POMRad, помимо этого, для «точек», описывающих перенос когезивных и некогезивных взвесей, она изменяется еще за счет эффекта седиментации на дно.

«Точки» мигрируют в водной среде со скоростью течения, которая зависит от места их нахождения в конкретный момент времени. Для «точек» второго и третьего типа, которые моделируют перенос сорбированных радионуклидов, учитывается вертикальная составляющая скорости – осаждение взвесей относительно остального потока. На перемещение «точек» накладываются случайные смещения, подчиняющиеся распределению Гаусса, дисперсия которого зависит от коэффициента турбулентной диффузии потока в данной точке координатной сетки. Таким образом моделируется рассеяние радиоактивной примеси в воде.

Изменение удельной активности dA за интервал времени dt для «точки» за счет естественного радиоактивного распада определяется из уравнения (19):

$$dA = -A \cdot \lambda \cdot dt \quad (19)$$

Кроме этого, в модели POMRad выбытие активности в единицу времени dt происходит так же за счет осаждения радионуклидов, сорбированных взвесью, на дно водоема из придонных ячеек и описывается выражением (20):

$$dA = -A \cdot \lambda \cdot dt - \frac{fs(x, y, t)}{S(x, y, z, t)} \cdot A \cdot dt, \quad (20)$$

в котором S – массовое содержание когезивных либо некогезивных взвесей на единицу объема воды ($\text{кг}/\text{м}^3$);

fs – характеризует скорость осаждения взвеси данного типа на дно ($\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{с})$).

В целях обеспечения гладкости решения для поля удельной активности при относительно небольшом количестве «точек», в модели POMRad, в отличие от ECOMSED, каждая из частиц представляет собой облако с конечными размерами и гауссовым распределением активности внутри него. Таким образом, активность радионуклида в точке пространства оценивается как сумма вкладов от всех таких виртуальных облаков, размер каждого из которых увеличивается со временем.

Выражение для коэффициентов горизонтальной и вертикальной турбулентной диффузии имеет следующий вид (21):

$$\begin{cases} A_H = (1 - \beta) \cdot A_H + \beta \cdot A_H \\ E_z = (1 - \beta) \cdot E_z + \beta \cdot E_z \end{cases}, \quad (21)$$

где β – безразмерный параметр, через который задается требуемая степень сглаживания. В правой части каждого из уравнений первое слагаемое определяет увеличение размеров облаков, а второе – случайное смещение их центров.

Конечный размер облака по горизонтали R_1 и вертикали R_2 определяется из выражения (22):

$$R_i^2 = \int_0^t 2 \cdot D_i (1 - \beta) dt, i = 1, 2 \quad (22)$$

Случайное смещение центра каждого из частиц-облаков за временной шаг dt рассчитывается из уравнений (23) [3, 49]:

$$\left\{ \begin{array}{l} dX = u \cdot dt + \frac{dt \cdot \frac{\partial}{\partial x} (A_H \cdot h \cdot \Delta y)}{\Delta y \cdot H} + \sqrt{2 \cdot A_H \cdot \beta \cdot dt} \cdot a_x \\ dY = v \cdot dt + \frac{dt \cdot \frac{\partial}{\partial y} (A_H \cdot h \cdot \Delta x)}{\Delta x \cdot H} + \sqrt{2 \cdot A_H \cdot \beta \cdot dt} \cdot a_y \\ dZ = w \cdot dt + W_s \cdot dt + \frac{dt \cdot \frac{\partial}{\partial \sigma} (E_z \cdot \Delta x \cdot \Delta y)}{\Delta x \cdot \Delta y} + \sqrt{2 \cdot K_H \cdot \beta \cdot dt} \cdot a_z \end{array} \right. , \quad (23)$$

где a_x, a_y, a_z – случайные величины, подчиняющиеся стандартному нормальному распределению; W_s – скорость осаждения «точек» (м/с);

Δx и Δy – шаги расчетной сетки по осям x и y соответственно. Для «точек» жидкой фазы (не взвеси) скорость осаждения W_s , очевидно, будет нулевой.

Удельную активность в точке с координатами (x, y, z) от «точки-облака» с центром в (x_i, y_i, z_i) и активностью A (Бк) можно определить из выражения (24):

$$C_i = \frac{A}{(2\pi)^{3/2} R_1^2 R_2} \exp \left(-\frac{(x - x_i)^2}{2R_1^2} - \frac{(y - y_i)^2}{2R_1^2} \right) \cdot \sum_{k=-\infty}^{\infty} \left\{ e^{-\frac{(2 \cdot k \cdot H + z - z_i)^2}{2 \cdot R_2^2}} + e^{-\frac{(2 \cdot k \cdot H + z + z_i)^2}{2 \cdot R_2^2}} \right\} \quad (24)$$

Несмотря на свои преимущества, и конечно-разностный, и стохастический методы имеют также ряд своих недостатков, которые проявляются в определенных типах задач. Так, например, при конечно-разностном решении уравнения адвекции-дисперсии численная дисперсия приводит к чрезмерному размыванию области загрязнения и занижению максимального значения удельной активности, как, например, на оси шлейфа сброса. В траекторной же модели ошибки, вызванные стохастическим характером модели, наиболее заметны в областях со сравнительно низкими удельными активностями (в связи с малым количеством «точек» в этих зонах).

7.4.2 Перенос радионуклидов на взвесах

Траекторные и конечно-разностные модели могут использоваться и для моделирования переноса сорбированных радионуклидов на взвесах. В системах THREEETOX, ECOMSED и POMRad для конечно-разностного моделирования миграции сорбированных радионуклидов дополнительно введен учет вертикальной составляющей скорости осаждения $W_{s,k}$ взвеси класса k относительно потока в форме выражения (25):

$$\frac{\partial S_k h}{\partial t} + \frac{\partial h u S_k}{\partial x} + \frac{\partial h v S_k}{\partial y} + \frac{\partial S_k (\omega - W_{s,k})}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{E_z}{h} \frac{\partial S_k}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (H A_H \frac{\partial S_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (H A_H \frac{\partial S_k}{\partial y}) + f, \quad (25)$$

где f – поток дополнительного поступления взвеси в водоем.

На нижней границе толщи воды поток взвешенных частиц определяется разностью между потоком оседающих и потоком взмучиваемых со дна частиц, а на верхней – поток взвешенных частиц отсутству-

ет. Подходы к моделированию осаждения и взмучивания взвесей в данных компьютерных моделях несколько различаются. Они подробно описаны в [3, 4, 5, 6, 7].

Для моделирования переноса сорбированных на взвесах радионуклидов могут применяться как конечно-разностные модели, так и траекторные модели. В случае конечно-разностного моделирования миграции сорбированных радионуклидов в THREETOX, ECOMSED и POMRad требуется учитывать вертикальную составляющую скорости $W_{s,k}$ осаждения относительно потока для взвеси класса k . Для такого случая, без учета сорбции и десорбции, уравнение миграции сорбированных радиоактивных веществ будет иметь вид (26):

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_k h}{\partial t} + \frac{\partial h u C_k}{\partial x} + \frac{\partial h v C_k}{\partial y} + \frac{\partial C_k (\omega - W_{s,k})}{\partial \sigma} = \\ = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{E_z}{h} \frac{\partial C_k}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(H A_H \frac{\partial C_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H A_H \frac{\partial C_k}{\partial y} \right) + r - \lambda C_k h \end{aligned} \quad (26)$$

В модели ECOMSED [3] вовсе нет учета сорбции и десорбции радиоактивных веществ на взвесах. Моделирование растворенной и сорбированной фракции производится по отдельности независимо. В модели THREETOX [4] моделирование переноса радионуклидов в поверхностном водоеме производится с учетом динамики их сорбции и десорбции на взвесах с помощью выражений

Ошибка! Источник ссылки не найден.:

$$\begin{cases} \frac{\partial C_T^w}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial C_T^w}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial C_T^w}{\partial y} + w \cdot \frac{\partial C_T^w}{\partial z} - W_s \cdot \frac{\partial C_T^w}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \cdot \frac{\partial C_T^w}{\partial z} \right) + A_H \cdot \Delta C_T^w - \lambda \cdot C_T^w + A_{12}^w \\ \frac{\partial C_P^w}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial C_P^w}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial C_P^w}{\partial y} + w \cdot \frac{\partial C_P^w}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \cdot \frac{\partial C_P^w}{\partial z} \right) + A_H \cdot \Delta C_P^w - \lambda \cdot C_P^w - A_{12}^w \end{cases} \quad (27)$$

где $A_{12}^w = a_{12}^w \cdot (C_C^w \cdot k_{dw} \cdot S - C_T^w)$ – выражение, описывающее сорбцию и десорбцию радионуклидов на взвесах;

C_P^w – удельная объемная активность растворенного в воде радионуклида (Бк/м³);

C_T^w – объемная активность сорбированного радионуклида (Бк/м³);

C_C^w – суммарная объемная активность радионуклида в толще воды (Бк/м³);

W_s – усредненная скорость седиментации взвесей (м/с);

S – суммарная концентрация взвесей в толще воды (кг/м³);

Параметр a_{12}^w (1/сек) характеризует скорость протекания процессов сорбции и десорбции радионуклидов на взвесах.

Параметр C_T^w , по сути, является суммарной активностью радиоактивных веществ на всех взвесах в толще воды и представляется как (28):

$$C_T^w = \sum_k C_{M,k}^w \cdot S_k, \quad (28)$$

где $C_{M,k}^w$ – удельная массовая активность радионуклида на взвеси k -типа (Бк/кг);

S_k – концентрация взвеси k -типа в воде (кг/м³).

Тогда для W_s может быть использовано выражение (29):

$$W_s = \frac{\sum_k W_{s,k} \cdot S_k}{\sum_k S_k} \quad (29)$$

В уравнениях, характеризующих миграцию радиоактивных веществ в донных отложениях, отсутствует учет конвекции, а диффузия учитывается только в вертикальном направлении, в отличие от выражения (26).

В POMRad [5, 6, 7], помимо учета кинетики сорбции (см. формулу **Ошибка! Источник ссылки не найден.**), при моделировании миграции сорбированных радионуклидов возможно моделирование переноса при условии равновесных концентраций радионуклидов в растворе и на взвесах. Такое предположение бывает важно для участков водного объекта, на которых время поступления радиоактивных примесей превышает характерное время выхода на сорбционное равновесие. Помимо этого, такие параметры как a_{12}^w (характеризует скорость протекания процессов сорбции и десорбции радионуклидов на взвесах) редко бывают достоверно известны, а их значения очень переменчивы.

7.5 Двумерное имитационное моделирование миграции радионуклидов

В качестве примера двумерной имитационной модели стоит рассмотреть конечно-элементную модель FETRA (Finite-Element Transport Model) [50, 51], которая используется при описании переноса в реках, прибрежных водах озер и морей, достаточно перемешиваемых эстуариях. Данная модель содержит в себе подмодели переноса взвесей, переноса радионуклидов в растворе, переноса радионуклидов, сорбированных на взвесах.

Модель переноса взвеси описывает процессы седиментации и ресуспензии когезивных и некогезивных взвесей. Основное уравнение миграции взвесей имеет вид, аналогичный (25), но без учета вариативности уровня свободной поверхности. Также для него предполагается, что

$$\frac{\partial W_{s,k}}{\partial z} = 0,$$

а величина ω – пренебрежимо мала. С учетом вышесказанного, в декартовых координатах уравнение (25) будет выглядеть в форме (30):

$$\frac{\partial S_k}{\partial t} + \frac{\partial u S_k}{\partial x} + \frac{\partial v S_k}{\partial y} + W_{s,k} \cdot \frac{\partial S_k}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} (\varepsilon_z \frac{\partial S_k}{\partial z}) + \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon_x \frac{\partial S_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\varepsilon_y \frac{\partial S_k}{\partial y}) \quad (30)$$

Здесь k – индекс фракции взвесей. Концентрация радиоактивной примеси записывается через выражение (31):

$$\mathcal{G}_j = \overline{\mathcal{G}_j} + \mathcal{G}'_j, \quad (31)$$

где $\overline{\mathcal{G}_j}$ – усредненная по глубине концентрация, а \mathcal{G}'_j – ее пространственная флуктуация. При этом скорость изменения концентрации (32) по осям x и y :

$$\frac{\partial \mathcal{G}'_j}{\partial x} = \frac{\partial \mathcal{G}'_j}{\partial y} = 0 \quad (32)$$

Если подставить концентрацию из (31) в уравнение (32) и проинтегрировать по глубине водоема с учетом граничных условий уравнения неразрывности и выражения для скоростей (32), получим (33)-(34):

$$\begin{aligned} & -h \left(\frac{\partial \overline{S}_k}{\partial t} + \overline{u} \frac{\partial \overline{S}_k}{\partial x} + \overline{v} \frac{\partial \overline{S}_k}{\partial y} \right) + h \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon_x \frac{\partial \overline{S}_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\varepsilon_y \frac{\partial \overline{S}_k}{\partial y}) - \frac{\partial}{\partial x} \left(\int_0^h u' S'_k dz \right) - \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_0^h v' S'_k dz \right) - (W_{s,k} (\overline{S}_k + S'_k) + \varepsilon_z \left(\frac{\partial (\overline{S}_k + S'_k)}{\partial z} \right)) \Big|_{z=0} = 0 \end{aligned} \quad (33)$$

$$\begin{cases} \int_0^h u' \mathcal{G}_j' dz = \overline{hu' \mathcal{G}_j'} = -D_x h \frac{\partial \overline{\mathcal{G}_j}}{\partial x} \\ \int_0^h v' \mathcal{G}_j' dz = \overline{hv' \mathcal{G}_j'} = -D_y h \frac{\partial \overline{\mathcal{G}_j}}{\partial y} \end{cases} \quad (34)$$

где D_x и D_y – коэффициенты дисперсии.

Если положить (35):

$$\begin{cases} K_x = D_x + \varepsilon_x \\ K_y = D_y + \varepsilon_y \end{cases} \quad (35)$$

то в окончательном виде основное уравнение будет иметь вид (36):

$$\frac{\partial \overline{S_k}}{\partial t} + \left(\bar{u} - \frac{D_x}{h} \frac{\partial h}{\partial x} \right) \frac{\partial \overline{S_k}}{\partial x} + \left(\bar{v} - \frac{D_y}{h} \frac{\partial h}{\partial y} \right) \frac{\partial \overline{S_k}}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial \overline{S_k}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial \overline{S_k}}{\partial y} \right) + \frac{q_k^{res} - q_k^{sed}}{h} \quad (36)$$

Таким же способом можно вывести уравнения миграции радионуклидов в растворенном виде и в виде взвесей различных типов. Учет эффектов поглощения радионуклидов взвесями и их десорбции производится динамически, по аналогии с **Ошибка! Источник ссылки не найден.**

Следует отметить, что POMRad имеет возможность проведения расчетов в двумерном режиме.

7.6 Упрощенные аналитические модели

Выше уже говорилось о том, что в задачах моделирования миграции примеси некоторые упрощения позволяют получить аналитическое решение, точность которого будет приемлема для определённых задач. Упрощенные модели менее требовательны к вычислительным ресурсам, при этом они могут быть использованы для проверки более сложных имитационных моделей на простых задачах.

7.6.1 Стационарная трехмерная модель точечного источника

Стационарная аналитическая модель для точечного (локального) источника распространения примеси может применяться для случаев стационарного сброса жидких радиоактивных примесей в водный объект, при выполнении следующих предположений:

- глубина водоема H постоянна;
- береговая линия прямая и ее направление совпадает с осью x ;
- направление течения – вдоль береговой линии [43];
- продольная турбулентная дисперсия незначима по сравнению с адвекцией;
- процессы сорбции и десорбции можно не учитывать.

В таком случае уравнение турбулентной дисперсии имеет вид (37):

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C, \quad (37)$$

где C – объемная концентрация активности радионуклида в воде (Бк/м³);

u – скорость потока воды (м/с).

Рассмотрим вариант, когда M (Бк/с) – мощность точечного источника сброса, который располагается в точке с координатами $(x=0, y_s, z_s)$. Предполагается, что поток радионуклидов через границы береговой зоны и дно нулевой.

В случае точечного источника (37) может быть решено аналитически [43] в форме (38):

$$\begin{aligned}
C(x, y, z) &= \frac{W}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} f_1(\sigma_z, z, z_s, H) f_2(\sigma_y, y, y_s) \exp(-\lambda x / u) \\
f_1(\sigma_z, z, z_s, H) &= \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp \left[-\frac{(2mH + z_s - z)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(2mH - z_s - z)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \\
f_2(\sigma_y, y, y_s) &= \exp \left[-\frac{(y_s - y)^2}{2\sigma_y^2} \right] + \exp \left[-\frac{(y_s + y)^2}{2\sigma_y^2} \right] \\
\sigma_y &= \sqrt{\frac{2E_y x}{u}} \quad \sigma_z = \sqrt{\frac{2E_z x}{u}}
\end{aligned} \tag{38}$$

7.6.2 Модель идеального смешения

Модель идеального смешения, которая приводится в работе [44], может применяться для хорошо перемешанных водоемов. Модель предполагает мгновенное равномерное перемешивание всего объема водной массы. Сорбцией радиоактивных веществ на взвешах, их седиментацией и взмучиванием пренебрегается.

Основное уравнение модели (39) описывает баланс радиоактивной примеси:

$$V \cdot \frac{dC}{dt} = -\lambda \cdot C \cdot V - q \cdot C + M, \tag{39}$$

где C – удельная объемная активность радионуклида в воде, (Бк/м³);
 q – проточность водоема (м³/с);
 M – мощность источника сбросов (Бк/с);
 V – эффективный объем водоема (м³).

При определении эффективного объема водоема V учитываются только те его участки, где есть водоток, то есть, нет застоя воды.

Для начального условия $C(0) = 0$ решение уравнения (39) имеет вид (40):

$$C(t) = \frac{M}{V \cdot \lambda + q} \left\{ 1 - \exp \left[-\left(\lambda + \frac{q}{V} \right) t \right] \right\} \tag{40}$$

В режиме установившегося баланса в водоеме при $t \rightarrow \infty$ установившаяся объемная активность радиоактивных веществ C_s определяется соотношением (41):

$$C_s = \frac{M}{V \lambda + q} \tag{41}$$

7.6.3 Модель идеального (поршневого) вытеснения

Модели идеального (поршневого) вытеснения применяется для водотоков в случаях, когда имеет место стационарный сброс примеси, а водопользование производится на большом расстоянии от источника. Продольная дисперсия радионуклидов не учитывается, а в сечении русла предполагается идеальное перемешивание. Таким образом, в данной модели полагается, что элемент объема воды в процессе движения не смешивается с окружающими водами. Это позволяет привести уравнение (9) к простому виду (42):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - kC \tag{42}$$

где k – фактор, учитывающий выведение активности через радиоактивный распад и переход в донные отложения (1/с). Если пренебречь вторым процессом, то k равен постоянной распада λ .

Если имеется только один точечный стационарный источник сброса, располагающийся в створе реки с координатой $x = 0$, то решение уравнения (42) будет иметь вид (43):

$$C(x) = C_0 \exp(-kx / V) . \quad (43)$$

где C_0 можно рассчитать по формуле $C_0 = \frac{CQ + C_{Tributary}Q_{Tributary}}{Q + Q_{Tributary}}$, где Q – полный расход воды в реке

в единицу времени ($\text{м}^3/\text{с}$);

C – объемная концентрация радионуклида в воде ($\text{Бк}/\text{м}^3$);

$Q_{Tributary}$ – расход вод загрязненного притока или сточных вод ($\text{м}^3/\text{с}$);

$C_{Tributary}$ – удельная активность этих вод, $\text{Бк}/\text{м}^3$.

7.6.4 Одномерная модель адвекции-дисперсии

Руководящий документ [12] описывает модель оперативных оценок, производящихся в условиях аварийных ситуаций, в основе которой лежит одномерное приближение уравнения адвекции-дисперсии (44)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} + E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC + r \quad (44)$$

Подобная модель может применяться для проведения расчетов во временной перспективе до пяти суток, а уравнение имеет только численное решение. Как и во многих упрощённых моделях, в ней не учитываются ни сорбция радионуклидов взвесями, ни их седиментация или ресуспензия.

7.7 Камерные модели

Во многих случаях, адекватное моделирование распространения РВ в водных объектах невозможно без учета их перехода в донные отложения за счет процессов сорбции и десорбции радионуклидов на взвесьях, а также процессов осаждения и взмучивания взвесей.

К тому же, без учета этих процессов невозможно оценить уровни загрязнения донных отложений, которые не только являются важной частью водного объекта, но и важным накопителем радиоактивных веществ. При натурных исследованиях измерение активности донных отложений является важнейшей частью картины состояния водного объекта.

Камерные модели широко применяются и позволяют учитывать данные процессы. Как уже говорилось выше, их основной принцип – это разбиение моделируемого водного объекта на относительно небольшое число камер. Основное предположение заключается в том, что в каждый момент времени удельная объемная активность радионуклидов и другие параметры для каждой из камер описываются усредненными по объему камеры значениями.

В простейшей двухкамерной модели с идеальным смешением, где две камеры – вода и донные отложения имеют постоянный объем, изменение удельной активности радионуклида может быть описано через систему дифференциальных уравнений (45):

$$\frac{dC_j}{dt} = \frac{\Omega}{V_j} \left(\sum_{k=1}^n q_{jk}^{inflow} - \sum_{l=1}^m q_{jk}^{outflow} \right) \quad (45)$$

где j – индекс камеры: $j=1$ для воды, $j=2$ для слоя донных отложений;

C_j – объемная активность радионуклида в камере с индексом j ($\text{Бк}/\text{м}^3$);

V_j – объем камеры с индексом j (м^3);

k – порядковый номер процесса миграции радионуклида;

Ω – площадь дна (м^2);

q_{jk}^{inflow} – удельный поток активности в камеру j ($\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$);

$q_{jk}^{outflow}$ – удельный поток активности из камеры j ($\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$).

Для водоема, который можно представить в форме прямоугольного параллелепипеда, уравнение (45) можно переписать как (46):

$$\frac{dC_j}{dt} = \frac{1}{h_j} \left(\sum_{k=1}^n q_{jk}^{inflow} - \sum_{l=1}^m q_{jk}^{outflow} \right), \quad (46)$$

где h_1 – средняя глубины водоема, а h_2 – средняя толщина слоя донных отложений.

Уравнение (46) описывает процессы распространения радионуклидов в водоеме по аналогии с единичным столбом воды, где между водой и дном есть неподвижная граница. Такая неподвижная граница может быть только в предположении отсутствия накопления осадков.

Для случаев, когда скорость осадконакопления достаточно велика, может применяться линейная зависимость увеличения слоя донных отложений с использованием постоянной скорости W_c , то есть, в камере для воды ее средняя глубина будет зависеть от времени по закону $h_1(t) = h_1^0 - W_c t$, а для донных отложений толщина слоя будет $h_2(t) = h_2^0 + W_c t$, где $h_1^0 \equiv h_1(0)$ и $h_2^0 \equiv h_2(0)$.

Для постоянной площади дна объемы камер воды и донных отложений будут иметь вид (47):

$$\begin{cases} V_1(t) = \Omega \cdot (h_1^0 - W_c t); \\ V_2(t) = \Omega \cdot (h_2^0 + W_c t) \end{cases} \quad (47)$$

Из уравнения (46) с учетом (47) получается система дифференциальных уравнений (48) для обеих камер («вода»/«донные отложения»):

$$\begin{cases} \frac{dC_1}{dt} = \frac{1}{h_1(t)} \left(\sum_{k=1}^n q_{1k}^{inflow} - \sum_{l=1}^m q_{1k}^{outflow} \right) + \frac{C_1 W_c}{(h_1^0 - W_c t)} \\ \frac{dC_2}{dt} = \frac{1}{h_2(t)} \left(\sum_{k=1}^n q_{2k}^{inflow} - \sum_{l=1}^m q_{2k}^{outflow} \right) - \frac{C_2 W_c}{(h_2^0 + W_c t)} \end{cases} \quad (48)$$

В данной системе последние члены как раз будут учитывать описанный выше эффект постепенного изменения границы разделения камер. В то же время, на практике скорость заиливания довольно мала и обычно составляет несколько мм/год, так что последним членом в первом уравнении (48) можно пренебречь, так как глубина водного объекта значительно больше ее снижения за счет выпадений. Пренебрежение же последним членом второго уравнения может дать небольшое завышение при расчете концентрации радионуклидов в донных отложениях, что тоже вполне допустимо для большинства случаев.

7.7.1 Двухкамерная модель миграции радионуклидов для однородных водоемов

Для однородных водоемов, для которых можно пренебречь стратификацией, в работе [45] предлагается двухкамерная модель распространения радиоактивной примеси. Водоем разделяют всего на две камеры: толщу воды и слой донных отложений, который эффективно взаимодействует с водой на протяжении периода моделирования. В данной модели учитываются процессы:

- сорбции и десорбции радионуклидов на взвесьях;
- их седиментация и ресуспензия;
- вынос примеси за пределы водоема за счет его проточности;
- расход воды на технологическое использование, испарение и фильтрацию через дно и борта водоема;
- диффузионный массообмен между слоем воды и донными отложениями;
- радиоактивный распад радионуклидов.

Модель базируется на следующих предположениях:

- распределение радиоактивной примеси, попадающей в водоем, происходит мгновенно и равномерно во всем его объеме;
- в процессах взаимодействия с водой определяющую роль играет эффективный слой донных отложений, толщина которого может быть измерена или оценена;
- сорбция и десорбция радионуклидов взвесьями и донными отложениями обратимы, протекают мгновенно и могут быть описаны линейными функциями с постоянными коэффициентами распределения;

- миграция радионуклидов на взвесах может быть описана миграцией монодисперсной взвеси с частицами характерного размера с эквивалентными сорбционными и водно-физическими свойствами;
- перенос радиоактивных примесей в водоеме описывается уравнениями первого порядка с постоянными коэффициентами. Течения не оказывают влияния на величину диффузионного коэффициента массообмена;
- биота не оказывает значимого влияния на перенос и накопление радиоактивной примеси;
- глубина водоема и толщина эффективного слоя донных отложений не изменяются в масштабах рассматриваемого временного периода.

Процессы, учитываемые в модели, описываются через систему дифференциальных уравнений (49):

$$\begin{cases} \frac{\partial C_w}{\partial t} = -\lambda C_w - \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \frac{\beta}{H} \cdot (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \\ - \frac{Q}{V} C_w - \frac{Q_\phi}{V} C_w \alpha_{pw} - K_{II} \frac{Q_u}{V} C_w \alpha_{pw} + F \\ \frac{\partial C_b}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\gamma \alpha_{pb} C_b}{h} \end{cases} \quad (49)$$

где C_w и C_b – удельная объемная активность радионуклидов в воде и в эффективном слое донных отложениях (Бк/м³);

H – средняя глубина водоема (м);

Q – расход воды водоема за счёт проточности (м³/с);

V – объем водоема (м³);

Q_u – потери воды на испарение (м³/с);

F – мощность источника поступления радионуклидов в водоем (Бк/с);

h – толщина эффективного слоя донных отложений (м);

β – коэффициент диффузионного массообмена между водой и донными отложениями (его эффективным слоем) (м/с);

γ – коэффициент диффузионного массообмена между эффективным слоем донных отложений и нижележащим слоем;

v – эквивалентная скорость осаждения взвеси (м/с);

ψ – интенсивность взмучивания взвеси из донных отложений (м/с);

m – объемная масса скелета донных отложений (кг/м³);

W_c – скорость заиливания водоема (м/с);

α_{pw} , α_{pb} – безразмерные доли радионуклида в растворе для воды и поровой воды эффективного слоя донных отложений;

α_{Tw} , α_{Tb} – безразмерные доли сорбированного радионуклида в воде и эффективном слое донных отложений.

Отношение массы пробы сухих отложений к объему аналогичной (по массе отложений) пробы, взятой из влажного донного грунта, называется объемной массой донных отложений.

Интенсивность взмучивания ψ (м/с) определяется в [52] из баланса (50) оседающей взвеси и скорости заиливания водоема:

$$\psi = v \frac{S_l}{m} - W_c, \quad (50)$$

где S_l – мутность воды (кг/м³).

В работе [53] дается методика для оценки доли радионуклида, содержащейся в воде и донных отложениях в сорбированном или растворенном состоянии.

Доля в водном растворе записывается как (51):

$$\alpha_{Pw} = \frac{1}{1 + S_1 k_{dw}}. \quad (51)$$

Доля, сорбированная на взвешах в воде, имеет вид (52):

$$\alpha_{Tw} = \frac{S_1 k_{dw}}{1 + S_1 k_{dw}}. \quad (52)$$

Доля в растворенном состоянии в поровой воде донных отложений – (53):

$$\alpha_{pb} = \frac{1}{1 + m k_{db}}. \quad (53)$$

Доля (54) в сорбированном состоянии в отложениях:

$$\alpha_{Tb} = \frac{m k_{db}}{1 + m k_{db}}. \quad (54)$$

Источник аварийного загрязнения описывается в модели следующей функцией (55):

$$F = \frac{A_0}{V} \cdot \delta_+(t) + \frac{P_0}{V} \cdot \exp(-\mu \cdot t), \quad (55)$$

где A_0 – суммарная активность, мгновенно поступившая в водоем при атмосферных выпадениях или в результате залпового сброса загрязненных вод (Бк);

$\delta_+(t)$ – односторонняя импульсная (дельта) функция, соответствующая моменту поступления радионуклида в водоем;

V – объем водоема (м^3);

P_0 – при длительном/хроническом сбросе начальная (на момент $t=0$) интенсивность поступления загрязнителя (Бк/с);

μ – коэффициент ослабления/спада интенсивности поступления радиоактивного загрязнителя в водоем (1/сек).

Особый интерес вызывает случай хронического поступления загрязнителя, когда радионуклиды поступают в процессе их смыва с площадей, предварительно загрязненных в результате атмосферных выпадений. В этом случае начальная скорость поступления радионуклида в водоем будет определяться из

$$P_0 = \int_0^{F_s} \chi \sigma(\theta) d\theta,$$

где F_s – площадь водосбора – территории, сток с которой идет в водоем (м^2);

χ – коэффициент смыва (1/сек);

σ – удельная поверхностная активность радионуклида на территории водосбора ($\text{Бк}/\text{м}^2$).

Коэффициент μ из формулы (55) для такого случая несет эффект самоочищения территории водосбора.

Если обозначить $\frac{A_0}{V} = C_0$ и $\frac{P_0}{V} = \omega_0$, то выражение (55) можно записать как (56):

$$F = C_0 \cdot \delta_+(t) + \omega_0 \cdot \exp(-\mu \cdot t) \quad (56)$$

Если дополнительно ввести следующий набор (57) коммуникационных констант переноса радионуклидов:

$$\begin{aligned}
\lambda_1 &= \lambda + \frac{Q}{V} + \frac{\nu\alpha_{T_w}}{H} + \frac{\beta\alpha_{P_w}}{H} + \frac{Q_{\delta}\alpha_{P_w}}{V} + \frac{Q_{\dot{\delta}}\alpha_{P_w}K_I}{V} \\
\lambda_2 &= \lambda + \frac{\psi\alpha_{T_b}}{h} + \frac{\beta\alpha_{P_b}}{h} + \frac{W_c\alpha_{T_b}}{h} + \frac{\gamma\alpha_{P_b}}{h} \\
\lambda_{12} &= \frac{\beta\alpha_{P_b}}{H} + \frac{\psi\alpha_{T_b}}{H} \\
\lambda_{21} &= \frac{\beta\alpha_{P_w}}{h} + \frac{\nu\alpha_{T_w}}{h}
\end{aligned} \tag{57}$$

то систему уравнений (49) можно будет упростить и записать в форме (58):

$$\begin{cases} \frac{dC_w}{dt} = -\lambda_1 C_w + \lambda_{12} C_b + \delta_+(t) C_0 + \omega_0 \exp(-\mu t); \\ \frac{dC_b}{dt} = -\lambda_2 C_b + \lambda_{21} C_w \end{cases} \tag{58}$$

Для системы уравнений (58) начальные условия на момент $t = 0$ будут иметь следующий смысл (59):

$$\begin{cases} C_w = C_{фон} \\ C_b = C_{дон} \end{cases} \tag{59}$$

При таких начальных условиях система (49) может иметь аналитическое решение в форме (60) [45]:

$$C_w(t) = A_B \exp(-N_1 t) - B_B \exp(-N_2 t) + C_B \exp(-\mu t), \text{ Бк/м}^3, \tag{60}$$

при условии, что входящие в это уравнение и представленные через A_B, B_B, C_B, N_1, N_2 и p коммуникационные константы не зависят от времени.

Коэффициенты в уравнении (60) определяются через коммуникационные константы из следующих выражений(61):

$$\begin{aligned}
N_1 &= \frac{1}{2}(\lambda_1 + \lambda_2 - p); \\
N_2 &= \frac{1}{2}(\lambda_1 + \lambda_2 + p); \\
p &= \sqrt{(\lambda_1 - \lambda_2)^2 + 4\lambda_{12}\lambda_{21}}; \\
A_B &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{фон})(\lambda_2 - N_1) + \lambda_{12}C_{дон} + \frac{\omega_0(\lambda_2 - N_1)}{(\mu - N_1)} \right]; \\
B_B &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{фон})(\lambda_2 - N_2) + \lambda_{12}C_{дон} + \frac{\omega_0(\lambda_2 - N_1)}{(\mu - N_1)} \right]; \\
C_B &= \frac{\omega_0(\lambda_2 - \mu)}{(\mu - N_1)(\mu - N_2)}.
\end{aligned} \tag{61}$$

Зависимость концентрации радионуклидов в эффективном слое донных отложений от времени определяются по формуле (62):

$$C_b(t) = A_D \exp(-N_1 t) - B_D \exp(-N_2 t) + D_D \exp(-\mu t) + G_D \exp(-\lambda_2 t) \tag{62}$$

Размерные коэффициенты A_D, B_D, D_D и G_D определяются из коммуникационных констант как (63):

$$\begin{aligned}
A_D &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{фон}) \lambda_{21} + \frac{C_{дон} \lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_1)} + \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_1)} \right] \\
B_D &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{фон}) \lambda_{21} + \frac{C_{дон} \lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_2)} + \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_2)} \right] \\
D_D &= \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_1)(\mu - N_2)} \\
G_D &= C_{дон} \left[1 + \frac{\lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_1)(\lambda_2 - N_2)} \right]
\end{aligned} \tag{63}$$

Если параметры модели зависят от времени, то задачу потребуется решать численно. Данная модель включена в программный код «Сибилла» [13]. В рамках данного программного кода реализована как возможность аналитического поиска решения (при постоянных значениях входных параметров), так и численного.

7.7.2 Численная модель крупного водоема, который может быть разделен на однородные участки

Для более крупных сложных водоемов описанная в предыдущем пункте двухкамерная модель однородного водоема не применима, так как:

- нельзя полагаться на предположение о равномерном распределении радиоактивных веществ по всему объему водной массы;
- модельные параметры, характеризующие водоем, могут существенно различаться для разных его частей.

Для таких водных объектов в программном коде «Сибилла» [13] реализована модель крупного водоема, который может быть разделен на участки, к каждому из которых по отдельности применимы предположения, принятые в модели однородного водоема.

В основе модели для каждого участка лежит двухкамерная модель, описанная в предыдущем пункте. Дополнительно применяется принятый в [12] метод разделения водоема на участки, каждый из которых моделируется как однородный водоем, но при этом устанавливается взаимосвязь между участками в виде интенсивности адвективного и дисперсионного обмена. Подход к параметризации водообмена между участками принят таким же, как описанный в [12].

В этом случае система (49) преобразуется к виду (64):

$$\begin{cases}
\frac{\partial C_w^i}{\partial t} = -\lambda C_w^i - \frac{C_w^i \nu^j \alpha_{Tw}^j}{H^i} + \frac{C_b^i \psi^j \alpha_{Tb}^j}{H} + \frac{\beta^i}{H^i} \cdot (\alpha_{Pb}^i C_b^i - \alpha_{Pw}^i C_w^i) - \\
- \frac{Q^j}{V^i} C_w^i - \frac{Q_\phi^j}{V^i} C_w^i \alpha_{Pw}^j - K_{II}^i \frac{Q_u^j}{V^i} C_w^i \alpha_{Pw}^j + \frac{F^i}{V^i} + \sum_{k=1}^{N^i} \frac{q^{i,k} C_w^k - q^{k,i} C_w^i + K_{diff}^{i,k} \cdot H^{i,k} \cdot (C_w^k - C_w^i)}{V} \\
\frac{\partial C_b^i}{\partial t} = -\lambda C_b^i + \frac{C_w^i \nu^j \alpha_{Tw}^j}{h^i} - \frac{\psi^j C_b^i \alpha_{Tb}^j}{h^i} - \frac{\beta^i}{h^i} (\alpha_{Pb}^i C_b^i - \alpha_{Pw}^i C_w^i) - \frac{W_c^i C_b^i \alpha_{Tb}^i}{h^i} - \frac{\gamma^j \alpha_{Pb}^j C_b^i}{h^i}
\end{cases} \tag{64}$$

Здесь индексом i обозначены параметры, которые относятся к i -тому участку водного объекта:

N^i – количество участков, с которыми граничит i -тый;

Q^j – поток воды за пределы всего водоема (m^3/c);

$q^{i,k}$ – адвективный перенос из i -того участка в k -тый соседний участок (m^3/c);

$q^{k,i}$ – адвективный перенос из k -того соседнего участка в i -тый участок (m^3/c);

$H^{i,k}$ – средняя глубина на границе участков (м);

$K_{diff}^{i,k}$ – коэффициент турбулентной диффузии (m^2/c).

Значения параметров могут быть функцией времени.

7.7.3 Трехкамерная модель миграции радионуклидов в однородных водоемах

Как показали результаты исследований водоемов после аварии на Чернобыльской АЭС, основную роль в процессах миграции радионуклидов между водой и донными отложениями играют наиболее подвижные верхние 3-12 мм слоя отложений. Согласно [54] данный верхний слой быстро накапливает активность в результате процессов сорбции и осаждения примеси и далее определяет процессы взаимного обмена радионуклидами между водной фазой и донным грунтом. Так как данный слой играет особую роль в переносе активности, в [36] была предложена трёхкамерная модель водоема, где камера донных отложений разбита на два соседних слоя, представляющие верхний обменный слой и эффективный нижележащий. Третья камера (см. рисунок 2), добавленная в двухкамерную модель, фактически представляет собой обменный слой на границе воды и грунта. Такая модель позволяет более детально представить описание процессов обмена примесей.

По сравнению с двухкамерной моделью, приведенной выше, в рассматриваемой модели добавлена третья камера – обменный (интерфейсный) слой на границе воды и донных отложений. Упрощения для нее приняты такие же, как и для двухкамерной. Процессы, описываемые данной моделью, схематически изображены на рисунке 2.

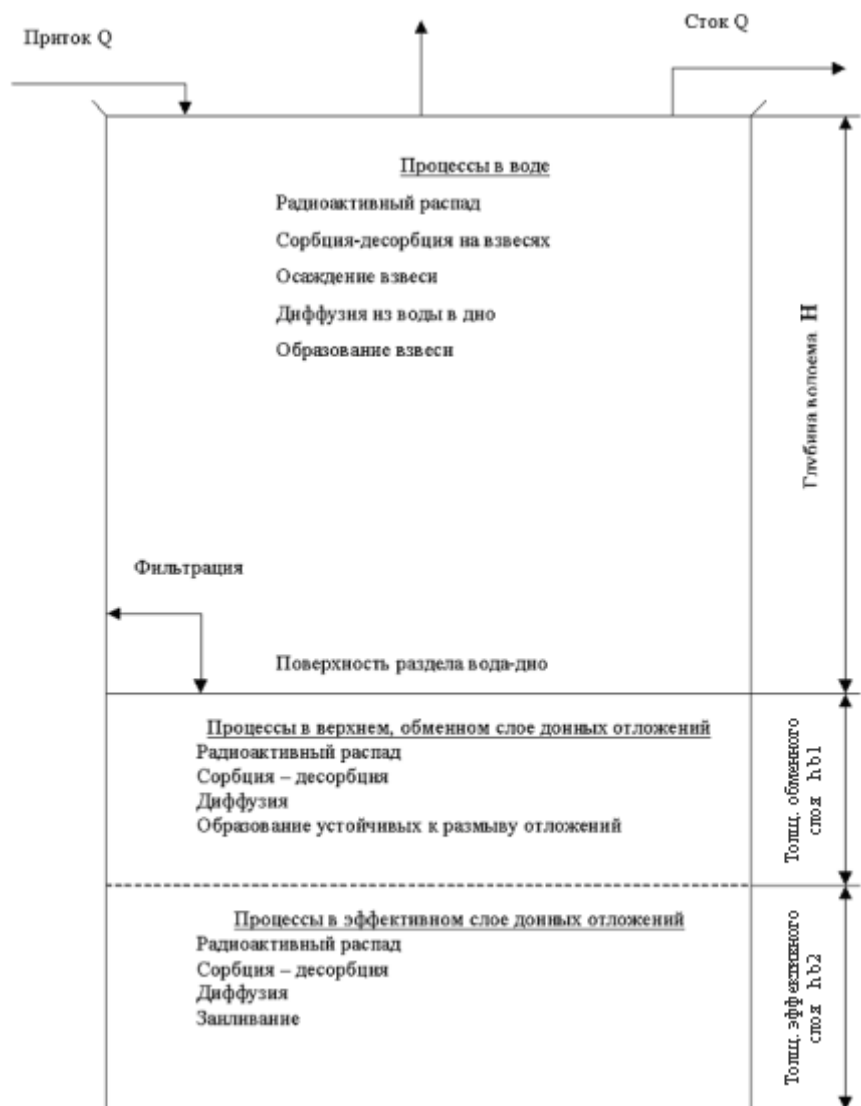


Рисунок 2 – Схема трехкамерной модели миграции радионуклидов

Система уравнений (49) после введения камеры обменного слоя примет вид (65):

$$\left\{ \begin{aligned}
\frac{dC_w}{dt} &= -\lambda C_w - \frac{C_w \nu \alpha_{T_w}}{H} - \frac{g}{H} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \\
&+ \frac{C_{b1} \psi \alpha_{Tb1}}{H} - \frac{Q}{V} C_w - \frac{Q_\phi}{V} C_w \alpha_{Pw} - K_{II} \frac{Q_u}{V} C_w \alpha_{Pw} + F; \\
\frac{dC_{b1}}{dt} &= -\lambda C_{b1} - \frac{C_{b1} \psi \alpha_{Tb1}}{h_{b1}} - \frac{C_{b1} \xi_c \alpha_{Tb1}}{h_{b1}} - \frac{\beta}{h_{b1}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) +, \\
&+ \frac{g}{h_{b1}} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \frac{C_w \alpha_{T_w} \nu}{h_{b1}}; \\
\frac{dC_{b2}}{dt} &= -\lambda C_{b2} + \frac{C_{b1} \xi_c \alpha_{Tb1}}{h_{b2}} + \frac{\beta}{h_{b2}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) - \frac{\gamma \alpha_{pb2} C_{b2}}{h_{b2}}.
\end{aligned} \right. \quad (65)$$

где обозначения аналогичны (49), с учетом того, что индексами $b1$ и $b2$ отмечены значения для обменного и эффективного слоев соответственно.

В трехкамерной модели скорость взмучивания описывается через уравнение баланса массы наносов, усредненное по времени. При $m_{b1} = \text{const}$ для обменного слоя это уравнение записывается как (66):

$$m_{b1} \frac{dh_{b1}}{dt} = \nu S_1 - \psi m_{b1} - \xi_c m_{b1}, \quad (66)$$

где νS_1 – удельный поток взвеси, выпадающей на обменный слой отложений, кг/(м²·с);

ψm_{b1} – обратный удельный поток взвеси, взмучиваемой из обменного слоя отложений в воду, кг/(м²·с);

$\xi_c m_{b1}$ – удельный поток частиц, проникающих из обменного слоя осадений ниже в эффективный, кг/(м²·с).

Из выражения (66), при условии, что $\frac{dh_{b1}}{dt} = 0$ – то есть, толщина обменного слоя неизменна во времени и определяется средними гидрометеоусловиями, следует, что для скорости взмучивания можно использовать следующее выражение (67):

$$\psi = \frac{\nu S_1}{m_{b1}} - \xi_c \quad (67)$$

Если учесть, что на стыке обменного и эффективного слоев отложений взаимные потоки равны и справедливо выражение (68):

$$\xi_c = \frac{W_c m_{b2}}{m_{b1}}, \quad (68)$$

то окончательная формула для скорости взмучивания может иметь следующий вид (69):

$$\psi = \frac{\nu S_1 - W_c m_{b2}}{m_{b1}} \quad (69)$$

Если параметры модели не зависят от времени, то она будет иметь аналитическое решение [36].

Результаты валидации трехкамерной модели на данных измерений (см. работу [38]) показали, что она дает более точные результаты, чем двухкамерная модель для аварийного загрязнения и при условии наличия достаточно надежных входных данных.

7.7.4 Камерная модель стратифицированного водоема

В водоемах с достаточно большой глубиной можно иногда наблюдать температурное расслоение за счет термоклина – резкого изменения температуры воды с глубиной. При стратификации толща воды разделяется на два слоя: эпилимнион (верхний) и гиполимнион (нижний). Между ними водный обмен очень незначительный, но взвесь из верхнего слоя может переходить в нижний и способствовать миграции сорбированной на ней радиоактивности. Для осеннего и зимнего сезона свойственно явление смешения верхнего и нижнего слоев (явление «переворота»).

Предполагается, что водоем стратифицирован с момента $t=0$ до t_1 . В момент времени t_1 происходит мгновенное равномерное перемешивание вод слоев эпилимниона и гиполимниона, после чего водоем находится в перемешанном состоянии до момента t_2 . Цикличность данного процесса составляет один год.

При моделировании стратифицированного водоема на разных этапах цикла либо при некотором упрощении задачи могут быть использованы различные модели. Так, в работе [42] предлагается упростить водоем до единого объема и использовать в расчетах только верхний слой.

В работе [43] описывается двухкамерная модель, состоящая, соответственно, из эпилимниона и гиполимниона.

В период равномерного перемешивания для единой камеры для всей водной части либо для верхней и нижней камер в период стратификации, по аналогии с (39) может быть применено следующее выражение (70):

$$V \frac{dC}{dt} = -\lambda CV - qC + qC^{input} \quad (70)$$

где C^{input} – концентрация или объемная активность радионуклида в поступающих в водоем водах (Бк/м³).

Решение имеет вид (71):

$$C = \frac{a - [a - bC(0)]e^{-bt}}{b}, \quad (71)$$

где $a = \frac{qC^{input}}{V}$, а $b = \lambda + \frac{q}{V}$.

Применительно к стратифицированному водоему обозначим эпилимнион через индекс E , гиполимнион – через индекс H , а всю водную массу в условиях полного перемешивания – индексом T . Тогда справедливы системы уравнений (72)-(73):

$$\begin{cases} C_E = \frac{a_E - [a_E - b_E C(0)]e^{-b_E t}}{b_E} \\ C_H = \frac{a_H - [a_H - b_H C(0)]e^{-b_H t}}{b_H} \\ t \in (0, t_1) \end{cases} \quad (72)$$

$$\begin{cases} C_T = \frac{a_T - [a_T - b_T C_T(t_1)]e^{-b_T(t-t_1)}}{b_T} \\ C_T(t_1) = \frac{V_H C_H(t_1) + V_E C_E(t_1)}{V_H + V_E} \\ t \in (t_1, t_2) \end{cases} \quad (73)$$

Сорбция радионуклидов на взвезях и их переход в донные отложения в вышеописанной модели не рассматриваются. Однако модель может быть дополнена добавлением камеры для донных отложений.

7.7.5 Двухкамерная нестационарная модель миграции радионуклидов в реке с учетом динамики характеристик водоема

Предназначенная для рек и водотоков модификация двухкамерной модели (48) реализована в рамках ранее упоминавшегося программного кода «Сибилла» [13]. Помимо процессов, учтенных в (48), в данной модели описаны процессы конвекции и турбулентного перемешивания в реках, в которых морфометрические, гидрологические и сорбционные характеристики могут изменяться во времени и пространстве. Принятые в модели предположения аналогичны предположениям, принятым в модели однородного водоема с тем отличием, что перемешивание предполагается не по всему объему водной массы, а лишь по поперечному сечению русла реки.

Основная система уравнений записывается следующим образом (74):

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial(AC_w(x,t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(QC_w - EA \frac{\partial C_w}{\partial x}) = -\lambda AC_w - \frac{AC_w v \alpha_{Tw}}{H} - \frac{A \xi \alpha_{Pw} C_w}{H} + \frac{AC_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \\ + \frac{A \beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{AK_{II} Q_u C_w \alpha_{Pw}}{H} + F \\ \frac{\partial C_b(x,t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h} \end{array} \right. \quad (74)$$

Здесь A – площадь сечения русла (m^2);

H – средняя глубина (м);

Q – расход воды водотока (m^3/c);

γ – коэффициент массопереноса радионуклидов, содержащихся в поровой воде между эффективным слоем донных отложений и толщиной дна (м/с);

Q_u – потери воды на испарение с единицы площади поверхности (м/с);

ξ – коэффициент массообмена растворенных в воде радионуклидов между основным и подрусловым потоком (м/с).

Прочие обозначения такие же, как и для модели (48). Данная модель успешно прошла валидацию на результатах натурных измерений по радиоактивному загрязнению рек Плава, Томь, Теча [13].

Заключение

Данная работа проведена с целью обзора широкого спектра имеющихся сегодня расчетных моделей, на основании которых в ближайшие годы могут быть созданы программные коды для моделирования распространения радиоактивных примесей в поверхностных водоемах суши и прогнозирования радиационного воздействия при их загрязнении на население и водную биоту. Основной целью таких кодов, в частности, должно стать обоснование безопасности действующих и выводимых из эксплуатации радиационно опасных объектов, что накладывает на модели и программные средства дополнительные требования, описанию которых здесь также было уделено внимание.

Приведен краткий обзор существующих программных средств, которые могут использоваться для проведения расчетов различного уровня сложности для проточных или слабопроточных водных объектов, а также описываются их ограничения, из-за которых возникает необходимость в разработке новых, более функциональных программных комплексов. Дается развернутое описание существующих математических моделей переноса примесей в водной среде с учетом вспомогательных моделей переноса на взвезях, моделей осаждения и т.п., а также моделей оценки доз для населения при водопользовании и расчета радиационного воздействия на водную биоту.

Анализ рассмотренных моделей и подходов показал, что к числу наиболее перспективных в части стоящих перед нами задач относятся ранее реализованные в комплексах «Сибилла» и POMRad модели миграции радионуклидов в простых и сложных слабопроточных водных объектах суши, реках и крупных водных объектах со сложной береговой линией, а также модели оценки радиационного воздействия на

человека и водную биоту. Эти модели и подходы планируется реализовать в новом программном средстве РПК «Бакис».

Литература

1. Беликов В.В., Головизнин В.М., Катышков Ю.В., Семенов В.Н., Стародубцева Л.П., Сороковикова О.С., Фокин А.Л. НОСТРАДАМУС – компьютерная система прогнозирования радиационной обстановки. Верификация модели атмосферного переноса примеси.// Труды ИБРАЭ, Моделирование Распространения Радионуклидов в окружающей среде. Москва. Наука, 2008. с. 41-103.
2. Mellor, G. L., 2004. Users guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model, Princeton University. [Электронный ресурс].
<http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/FTPbackup/usersguide0604.pdf>.
3. A Primer for ECOMSED. Version 1.3. Users Manual. Mahwah, N.J., USA: HydroQual, Inc, 2002. – 188 с.
4. THREETOX Numerical model to simulate three dimensional dispersion of radionuclides in stratified water bodies / Nugzar Margvelashvili, Vladimir Maderich, Mark Zheleznyak/ [Электронный документ]:
http://www.rodos.fzk.de/Documents/Public/HandbookV6/Volume3/THREETOX_04.pdf.
5. Крылов А.Л., Носов А.В., Киселев В.П. Использование комплекса моделей POMRad для моделирования распространения радиоактивных веществ в морской среде после аварии на АЭС «Фукусима-1» / Труды ИБРАЭ РАН / под общ. ред. чл.-кор. РАН Л.А. Большова, Наука, Москва, 2013. С.196-213.
6. Крылов А.Л., А.В. Носов, В.П. Киселев Моделирование миграции радиоактивных веществ в сложных и неоднородных водных объектах при помощи комплекса моделей POMRad / Москва, Метеорология и гидрология №1, 2014. С. 48-59.
7. Крылов А.Л. и др. «Реализация прототипа программного кода (без пользовательского интерфейса) для моделирования распространения радионуклидов в крупных сложных неоднородно загрязненных водных объектах.» / Отчет II этап 2014 г., ИБРАЭ РАН, Москва. 25 с.
8. RIVTOX - one dimensional model for the simulation of the transport of radionuclides in a network of river channels RODOS-WG4-TN(97)05 M.Zheleznyak, G.Donchytz, V.Hygynyak, A.Marinetz, G.Lyashenko, P.Tkalich Revised version 2003 D.Treebushny, G.Donchytz, I.Kovalets. [Электронный ресурс].
<http://www.rodos.fzk.de/Documents/Public/HandbookV6/Volume3/RIVTOX.pdf>.
9. Boyer P. and Ternat F., «CASTEAUR v0.1 – Modèles abiotiques» Report IRSNSDEI/SECRE n 2005-01 (2005).
10. Testing of Models for Predicting the Behaviour of Radionuclides in Freshwater Systems and Coastal Areas. Report of the Aquatic Working Group of EMRAS. Theme 1/ Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS) Programme.
11. J G Smith and J R Simmonds (Editors) HPA-RPD-058 - The Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Releases of Radionuclides to the Environment Used in PC-CREAM 08, 2009. [Электронный ресурс].
http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140714084352/http://www.hpa.org.uk/webw/HPAweb&HPAwebStandard/HPAweb_C/1257260349678?p=1197637096018.
12. РД 52.18.719-2009 Методика оперативной оценки загрязнения водотоков и водоемов аварийными выбросами загрязняющих веществ в атмосферу/«ВНИИГМИ-МЦД»,2009.-53 с.
13. Верификационный отчет ИБРАЭ РАН. Расчетный код Сибилла., Москва, 2014.
14. НРБ-99/2009. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.
15. Методические указания по расчету допустимых сбросов радиоактивных веществ АЭС в поверхностные воды. МУК 2.6.1.29-2000. М., 2000.
16. Методика разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты для водопользователей (ДС-2010). Версия 2011 года. Проект.
17. IAEA Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards Series No. GSR Part 3, Vienna, 2014.
18. ICRP Publication 119 Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60, 2012. [Электронный ресурс]. <http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%20119>.
19. Keith F. Eckerman and Jeffrey C. Ryman, External exposure to radionuclides in air, water, and soil, Federal guidance report № 12, EPA-402-R-93-081, Oak Ridge National Laboratory, 1993.
20. Безопасность в атомной энергетике. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчета распространения радиоактивных веществ с АЭС и облучения окружающего населения. Часть 1. МХО «Интератомэнерго» М., Энергоатомиздат 1984.

21. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. 4-е издание. М., Энергоатомиздат, 1991 С. 83.
22. ДВ-98. Руководство по установлению допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферу. М., 1999.
23. Отраслевая методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы. (ПДС-83). Утверждена А. Г. Мешковым. М., 1984г. (Приложение 1).
24. Методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в проточные водоемы. РД 52.26.175-88. М., Госкомгидромет, 1988.
25. Федеральная служба государственной статистики. Среднедушевое потребление. Потребление продуктов питания в домашних хозяйствах в 2005-2009 гг. (по итогам выборочного обследования бюджетов домашних хозяйств). М., 2010.
26. Крышев А. И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук - М., 2008. – 354 с.
27. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. - М.: Энергоатомиздат, 1986. – 152 с.
28. IAEA - International Atomic Energy Agency. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment. Technical Reports Series No.422, Vienna, 2004.
29. IAEA - International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No.472, Vienna, 2010.
30. Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения. - М: МХО ИНТЕРАТОМЭНЕРГО, 1992г.
31. Model Description of the Aquatic Food Chain and Dose Module FDMA in RODOS PV4.0. [Электронный ресурс]. http://www.rodos.fzk.de/Documents/Public/HandbookV6/Volume3/FDM_Aqua.pdf.
32. Р 52.18.820-2015 Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. // Росгидромет, Обнинск 2015.
33. ICRP– International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals ICRP, 2009. – 251 p.
34. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. Annals of the ICRP, 2014. – 59 p.
35. Ю.Н. Павловский, Н. В.Белотелов, Ю.И.Бродский / Имитационное моделирование, Издательский центр «Академия», Москва, 2008.
36. Носов А.В. Прогноз содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях водоемов в зоне воздействия АЭС. Диссертация на соискание ученой степени кандидата физ.-мат. наук - М., 1990. – 160 с.
37. Носов А. В. Прогноз и оперативный контроль радиационной обстановки и микроклимата в районе расположения предприятий ЯТЦ: Дис. д-ра физ.-мат. наук: 25.00.30 Москва, 2005 236 с. РГБ ОД, 71:06-1/151.
38. Носов А. В., Крылов А. Л., Киселев В. П., Казаков С. В. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах. Под ред. профессора Р.В. Арутюняна. М., Наука, 2010, 253 с.
39. Realtime Online Decision Support System for nuclear emergency management. [Электронный ресурс]. <http://www.rodos.fzk.de/rodos.html>.
40. Gallego, E., Brittain, J.E., Håkanson, L., Heling, R., Hofman, D. And Monte, L., 2004. MOIRA: A Computerised Decision Support System for the Management of Radionuclide Contaminated Freshwater Ecosystems, Radioprotection, 98: 83-102 (ISSN-0874-7016).
41. Raskob W, Popov A. Zheleznyak M.J. Heiling R. Radioecological models for inland water systems / Forschungszentrum Karlsruhe, 1998, 225 pp.
42. L. MONTE, S. Fracangeli, S. Quaggia, F.Pompei, G. Andrasi, 1991, A predictive model for the behaviour of dissolved radioactive substances in stratified lakes. Journal of Environmental radioactivity, 13, pp. 297-308.
43. Учет параметров гидравлической дисперсии радиоактивных веществ при выборе площадок для АЭС. - Вена. МАГАТЭ, Серия изданий по безопасности 50 SG-S6, 1987. – 115 с.
44. Safety report series N19. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. IAEA, Vienna, 2001.
45. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС. Методические указания. РД 52.26 174-88. - М., ГК СССР по Гидрометеорологии., 1988. – 49с.
46. Большов Л.А., Лаверов Н.П., Линге И.И. (ред.) Проблемы ядерного наследия и пути их решения. Монография в 3-х томах, Москва, 2012.

47. Booth R. S. A systems analysis model for calculating radionuclide transport between receiving water and bottom sediments /Environmental toxicity of aquatic radionuclides: Models and Mechanisms/ed. Morton W. M. Miller. Ana Arbor Science, 1976. - P.133-164.
48. Smolarkiewicz, P.K. A fully multidimensional positive definite advection transport algorithm with small implicit diffusion // J. of Computational Physics. – 1984. Vol. 54, pp.325-362.
49. Арутюнян Р.В., Беликова Г.В., Головизнин В.М. и др. Новые эффективные численные методики моделирования процессов распространения радионуклидов в атмосфере и их практическое использование // Известия РАН Энергетика. –1995. №4. стр. 31-45.
50. Onishi Y., Trent D. Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide Transport in Surface Waters, NUREG/CR-1034, Washington D.C. 1979.
51. Onishi Y., Thompson F. Mathematical simulation of sediment and radionuclide transport in coastal waters. V. 1. Testing of the sediment/radionuclide transport model FETRA. PNL-5088-1, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington. 1984.
52. Крылов А.Л., Жилина Н.И., Казаков С.В., Киселев В.П., Носов А.В. Компьютерное моделирование последствий поступления радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Известия РАН Энергетика. – 2004. № 3. – стр. 74-81.
53. Di' Toro D. M., O'Connor D.J., Thomann R.V. e. a. Simplified model of the fate portioning chemicals in lakes and streams. - In: Modelling the fate of chemicals in aquatic environment. Ann Arbor Science, 1982.- P.165-190.
54. Носов А. В. Оценка толщины обменного слоя донных отложений в замкнутых и слабопроточных водоемах. - Метеорология и гидрология, № 10, 1989. - стр. 108-110.