



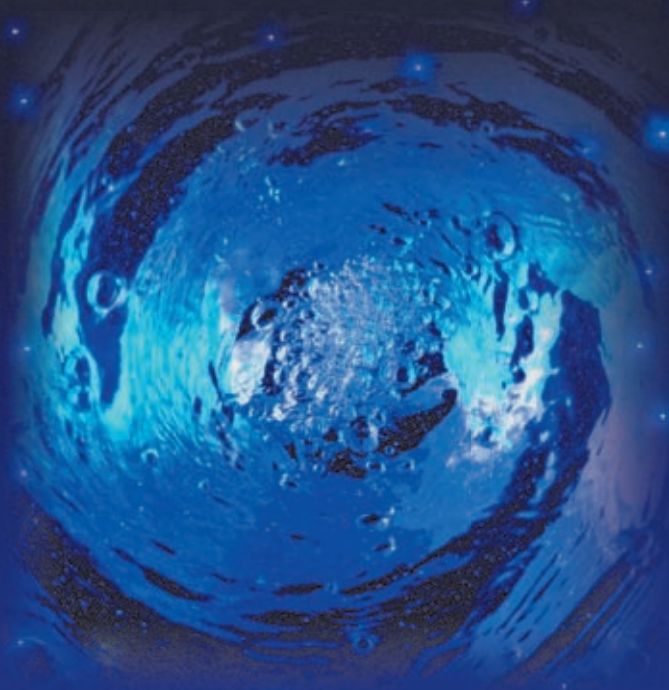
ИБРАЭ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

А. В. Носов, А. Л. Крылов, В. П. Киселев, С. В. Казаков

МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ



НАУКА

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

*А. В. Носов, А. Л. Крылов, В. П. Киселев,
С. В. Казаков*

**МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ
В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ**

Под редакцией
профессора, доктора физико-математических наук
Р. В. Арутюняна

Москва Наука 2010

УДК 504
ББК 26.222
Н84

Рецензенты:
академик РАН *И. И. Крышев*,
доктор технических наук *И. И. Линге*

Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / А. В. Носов, А. Л. Крылов, В. П. Киселев, С. В. Казаков ; под ред. Р. В. Арутюняна ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. — М. : Наука, 2010. — 253 с. : ил. — ISBN 978-5-02-037465-2 (в пер.).

Монография является научно-методическим пособием по разработке моделей миграции радионуклидов в объектах окружающей водной среды и прогнозированию уровней загрязнения водных экосистем. В ней рассмотрены основные закономерности и наиболее важные параметры миграции радионуклидов в водных объектах, приведены зарубежные и российские модели. Для студентов и аспирантов высших учебных заведений, а также научных работников, занимающихся моделированием радиоактивного загрязнения водоемов.

Modeling of migration of radioactive substances in surface water / A. V. Nosov, A. L. Krylov, V. P. Kiselev, S. V. Kazakov ; Ed. by R. V. Arutyunyan ; Nuclear Safety Institute (IBRAE) RAS. — Moscow : Nauka, 2010. — 253 p. : ill. — ISBN 978-5-02-037465-2 (bound).

The monograph is scientific and methodological guide for the development of models for radionuclide migration in water medium objects and for prediction of aquatic ecosystem contamination levels. The main processes and parameters of radionuclide migration in water objects are discussed. Domestically developed and foreign models are addressed as well.

This guide is intended for university students and post-graduates as well as for scientists involved in modeling of water reservoir radioactive contamination.

ISBN 978-5-02-037465-2

© Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2010
© Носов А. В. , Крылов А. Л., Киселев В. П., Казаков С. В., 2010
© Редакционно-издательское оформление. Издательство «Наука», 2010

Содержание

Содержание	3
Предисловие.....	5
Введение	7
Глава 1	
Краткие сведения по гидрологии суши	16
Глава 2	
Особенности поведения радионуклидов в пресноводных водоемах	43
Глава 3	
Математическое моделирование миграции радионуклидов в реках и водоемах	89
Глава 4	
Методы оценки и экспериментального определения наиболее важных входных параметров моделей миграции радионуклидов в водных объектах	149
Глава 5	
Программный комплекс «Кассандра»	171
Глава 6	
Примеры применения моделей для прогнозирования содержания радионуклидов в водных объектах.....	188
Глава 7	
Регламентирование радиационного состояния водных объектов	225
Приложение. Основные понятия и приемы численного моделирования миграции радионуклидов в реках и водоемах.....	234

Предисловие

Математическое моделирование миграции радиоактивных веществ в водных объектах — необходимый элемент при решении задач охраны гидросферы от радионуклидного загрязнения. Математические модели миграции радионуклидов являются основным инструментом при прогнозировании радиационного состояния водных объектов в регионах расположения радиационно-опасных объектов (РОО). При нормальной эксплуатации РОО, когда, как правило, значимого загрязнения водных объектов радиоактивными веществами не происходит, математическое моделирование информативно дополняет результаты измерений малых активностей в процессе контроля и мониторинга содержания радионуклидов в компонентах водных экосистем. Еще более важная роль отводится математическому моделированию при прогнозировании степени радионуклидного загрязнения водных объектов в аварийных режимах работы РОО.

К моделям, используемым для прогнозов, предъявляются специфические требования. Кроме возможно более полного и адекватного описания процессов миграции радионуклидов они должны быть обеспечены начальными входными параметрами, которые в дальнейшем могут уточняться при натурных исследованиях. В этом случае математические модели позволяют прогнозировать содержание радионуклидов в компонентах водных экосистем на всех стадиях жизненного цикла РОО, включая проектирование и вывод объекта из эксплуатации.

В России и за рубежом накоплен значительный опыт построения математических моделей, позволяющих проводить расчеты переноса и миграции загрязняющей примеси в реках и водоемах. В области радионуклидного загрязнения гидросферы работы по моделированию получили значительное развитие в связи с аварией на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

Данная книга предназначена для тех, кто начинает заниматься моделированием распространения радионуклидов в поверхностных водных объектах. В ней наряду с описанием математических моделей миграции радионуклидов в водных объектах приведены краткие сведения по базовым понятиям гидрологии, основные данные, определяющие водно-физические характеристики радионуклидов, и кратко рассмотрена существующая нормативная база, регламентирующая присутствие радиоактивных веществ в компонентах водных экосистем. Авторы также сочли необходимым коротко остановиться на вопросах численных методов решения дифференциальных уравнений, которые широко используются в моделях для описания переноса и рассеивания радиоактивной примеси в водоемах и реках.

Монография состоит из Введения, семи глав и Приложения. Во Введении кратко рассмотрены существующие источники возможного загрязнения поверхностных вод при различных режимах эксплуатации радиационно-опасных объектов. В главе 1 приведены сведения по гидрологии и гидродинамике, дана классификация водных объектов в зависимости от морфометрических и гидравлических характеристик. Глава 2 содержит основные сведения о поведении наиболее важных в санитарном отношении радионуклидов в пресноводных водоемах. В ней приведены основные миграционные характеристики дозообразующих радионуклидов. В главе 3 даны классификация и краткий обзор моделей переноса радионуклидов в водных объектах, описаны некоторые приемы моделирования. В главе 4 рассмотрены входные параметры моделей, методы определения и диапазоны изменения наиболее важных параметров моделей. В главе 5 кратко описан программный комплекс «Кассандра», который позволяет моделировать миграцию радионуклидов в реках и водоемах, а также рассчитывать дозы облучения от водопользования. В главе 6 приведены примеры применения рассмотренных моделей для прогнозирования содержания радионуклидов в компонентах водных объектов при нормальной эксплуатации радиационно-опасных объектов и в аварийных ситуациях. Рассмотрена возможность решения обратных задач — реконструкции параметров источника поступления радиоактивных веществ в реку по данным измерения их содержания в воде и донных отложениях. Завершает монографию глава 7, в которой проанализирована существующая система нормирования радионуклидов в воде и донных отложениях водных объектов, кратко рассмотрены экологические подходы к нормированию. Приложение содержит основные понятия и приемы численного моделирования, которые широко используются в моделях миграции радионуклидов для рек и водоемов на практике.

Введение

Длительное функционирование предприятий ядерного топливного цикла (ЯТЦ), атомного флота и предприятий оборонной промышленности привело к появлению в России большого количества радиационно-опасных объектов. К таким объектам прежде всего следует отнести места хранения и захоронения радиоактивных веществ, технологические водоемы, предприятия, организации и объекты, в результате деятельности которых осуществляются сбросы и выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду.

При нормальной работе предприятий ЯТЦ выбросы и сбросы радиоактивных веществ жестко нормируются и, как правило, не представляют угрозы для населения и окружающей природной среды. Наибольшую опасность представляют радиационные аварии и инциденты. С 1944 г. по настоящее время в мире произошло около 300 радиационных аварий [11; 16; 17].

Коротко рассмотрим масштабы возможного поступления радионуклидов в водные объекты при различных режимах эксплуатации радиационно-опасных объектов.

Нормальная эксплуатация АЭС

На конец 2006 г. в мире эксплуатировалось 435 энергоблоков общей мощностью около 370 ГВт [2; 3]. По количеству выработанной электроэнергии с помощью атомных электростанций первое место занимают США (103 энергоблока), далее идут Франция (59 энергоблоков) и Япония (55 энергоблоков). В настоящее время на территории России находится 10 атомных электростанций (31 блок) суммарной установленной мощностью 23,2 ГВт, которые обеспечивают 16,5% потребностей страны в электроэнергии [3]. Отечественная атомная энергетика базируется в основном на корпусных реакторах типа ВВЭР-440 и ВВЭР-1000 электрической мощностью соответственно 440 и 1000 МВт, а также на канальных реакторах большой мощности типа РБМК-1000 мощностью 1000 МВт (табл. 1).

Таблица 1. Характеристики действующих российских АЭС [1]

АЭС	N блока	Тип реактора	Мощность, МВт (эл.)	Год ввода в эксплуатацию	Срок окончания эксплуатации	Поколение реактора
Балаковская	1	ВВЭР-1000	1000	1985	2015	2
	2		1000	1987	2017	2
	3		1000	1988	2018	2
	4		1000	1993	2023	2
Белоярская	3	БН-600	600	1980	2010 *	2
Билибинская	1	ЭГП-6	12	1974	2009 **	1
	2		12	1974	2009 **	1
	3		12	1975	2010 **	1
	4		12	1976	2011 **	1
Волгодон-ская	1	ВВЭР-1000	1000	2002	2032	2
Калининская	1	ВВЭР-1000	1000	1984	2014	2
	2		1000	1986	2016	2
	3		1000	2005	2035	2
Кольская	1	ВВЭР-440	440	1973	2008 **	1
	2		440	1974	2009 **	1
	3		440	1979	2009 *	2
	4		440	1981	2011	2
Курская	1	РБМК-1000	1000	1976	2011 **	1
	2		1000	1979	2009 *	1
	3		1000	1983	2013	2
	4		1000	1985	2015	2
Ленинград-ская	1	РБМК-1000	1000	1973	2008 **	1
	2		1000	1975	2010 **	1
	3		1000	1979	2009 *	2
	4		1000	1981	2011	2
Нововоро-нежская	3	ВВЭР-440	417	1971	2016	1
	4	ВВЭР-440	417	1972	2017	1
	5	ВВЭР-1000	1000	1980	2010 *	2
Смоленская	1	РБМК-1000	1000	1982	2012	2
	2		1000	1985	2015	2
	3		1000	1990	2020	2

* Планируется продление сроков эксплуатации энергоблоков с реакторами типов РБМК-1000, ВВЭР-440 первого поколения, БН-600 на 15 лет и с реакторами типов ВВЭР-440 и ВВЭР-1000 второго поколения на 20 лет.

** Обосновано продление срока эксплуатации на 15 лет и получена лицензия сроком на 5 лет.

Для охлаждения конденсаторов турбин используются градирни или водоемы-охладители с оборотной системой водообеспечения. В качестве водоемов-охладителей используются достаточно крупные естественные

озера (Песьво и Удомля — для Калининской АЭС, Имандра — для Кольской АЭС), а также искусственные водоемы и водохранилища, сооружаемые на реках или вблизи от них (Курская АЭС, Смоленская АЭС и др.). Площадь водоемов-охладителей, как правило, выбирается из расчета примерно 10 км^2 на 1 ГВт электрической мощности АЭС. В этом случае тепловой режим водоема-охладителя позволяет обеспечить его широкое народно-хозяйственное использование.

При нормальной работе отечественных АЭС в окружающую среду поступает незначительное количество радиоактивных веществ, которое регламентируется квотой от предела дозы, устанавливаемой СП АС-03 [18]. В качестве нижней границы дозы облучения от отдельного радиационного фактора принята минимально значимая доза, равная 10 мкЗв/год . Сбросы и выбросы существующих и проектируемых АЭС определяются по минимально значимой дозе. В качестве верхней границы в СП АС-03 приняты квоты на облучение населения, приведенные в табл. 2.

Таблица 2. Квоты на облучение населения от выбросов и сбросов при нормальной эксплуатации АЭС, мкЗв/год

Радиационный фактор	Атомная станция	
	действующая	строящаяся или проектируемая
Газоаэрозольные выбросы	200	50
Жидкие сбросы	50	50
Сумма	250	100

В табл. 3 в качестве примера приведены данные о нормализованных жидких сбросах некоторых радионуклидов для зарубежных водо-водяных реакторов типа PWR¹ и кипящих корпусных реакторов BWR [4]. Из этих данных следует, что основной вклад в активность жидких сбросов вносит тритий. В виде тритиевой воды НТО (T_2O) этот элемент попадает в поверхностные воды, практически не задерживаясь на очистных барьерах.

Таблица 3. Средний нормализованный сброс некоторых радионуклидов для реакторов типа PWR и BWR, ГБк/ГВт(эл.)·год

Тип реактора	T	^{131}I	^{137}Cs	^{134}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	^{54}Mn
PWR	$27,5 \cdot 10^3$	28,6	17,9	10,2	0,2	19,1	2,5
BWR	$2,0 \cdot 10^3$	3,2	13,3	6,6	0,2	30,2	6,9

¹Примерный аналог реактора ВВЭР.

Радиохимическое производство

За рубежом в настоящее время насчитывается четыре действующих коммерческих радиохимических завода (РХЗ) — два в Великобритании в городе Селлафилде (В205, «Thorp»²) и два во Франции — в городе Маркуле (UP1) и на мысе Аг (UP2) [4]. В табл. 4 приведены данные о нормализованных выбросах и сбросах зарубежных радиохимических заводов.

**Таблица 4. Нормализованные сбросы радиохимических заводов
в 1980—1985 гг., ТБк/ГВт (эл.)·год * [4]**

Предприятие	Суммарно по альфа- активности	Суммарно по бета- активности (без ^3T)	^3T	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs
Селлафилд	8,0	969,0	579,0	77,9	139,0	567,0
Мыс Аг	0,2	256,9	285,6	19,0	99,1	8,5

* ТБк = 10^{12} Бк.

В России радиохимические производства имеются на Красноярском горно-химическом комбинате (ГХК) в Железногорске, на Сибирском химическом комбинате (СХК) в Северске и на Производственном объединении (ПО) «Маяк» в Челябинской области [17].

В сбросах и выбросах радиохимических заводов присутствует большое количество различных радионуклидов. В табл. 5 приведены данные по наиболее значимым в санитарном отношении радионуклидам в сбросных водах Красноярского ГХК, отводимых в реку Енисей в период работы промышленных реакторов и после их закрытия [5; 6].

**Таблица 5. Среднегодовой сброс радионуклидов в Енисей
в 1991 и 1998 гг., Бк**

Год	^{24}Na	^{32}P	^{51}Cr	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239}Np
1991	$1,1 \cdot 10^{16}$	$3,2 \cdot 10^{14}$	$3,2 \cdot 10^{16}$	$9,7 \cdot 10^{11}$	$2,1 \cdot 10^{11}$	$4,4 \cdot 10^{11}$	$3,0 \cdot 10^{14}$
1998	$5,8 \cdot 10^{13}$	$7,4 \cdot 10^{12}$	$2,6 \cdot 10^{12}$	$5,0 \cdot 10^{10}$	$0,8 \cdot 10^{10}$	$6,4 \cdot 10^{10}$	$4,7 \cdot 10^{12}$

Существенные радиоэкологические проблемы радиохимических производств связаны с поступлением в окружающую среду (атмосферу) трития, а также ^{85}Kr , ^{129}I и ^{14}C .

² Завод по переработке оксидного топлива (Thermal Oxide Reprocessing Plant).

Аварийные ситуации на объектах энергетики

За год работы реактора на тепловых нейтронах мощностью 3560 МВт (тепл.) в активной зоне накапливается до $1,37 \cdot 10^{20}$ Бк продуктов деления. Около 0,25% этого количества составляют долгоживущие изотопы ^{137}Cs и ^{90}Sr . Кроме радиоактивности, заключенной в активной зоне реактора, небольшое количество радиоактивных веществ (РВ) содержится в воде первого контура АЭС. В зависимости от наличия дефектов в оболочках тепловыделяющих элементов, общая активность теплоносителя первого контура меняется в пределах 10^{-4} — 10^{-2} Ки³ [7].

На всем протяжении развития атомной энергетики (к настоящему времени мировой опыт эксплуатации энергетических реакторов превышает 10 700 реакторо-лет [8]) совершенствованию систем надежности и безопасности на АЭС уделялось особое внимание, однако полностью исключить возможность возникновения аварийных ситуаций на таком сложном предприятии, как АЭС, пока не удается. К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся расплавлением активной зоны реактора. К этому типу можно отнести аварию 1957 г. на английском исследовательском реакторе в Виндскейле, в результате которой в атмосферу было выброшено более $7,4 \cdot 10^{14}$ Бк радиоактивности, а также аварию 1979 г. в США на водо-водяном реакторе ТМІ-2 (Тримайл-Айленд). Авария на реакторе ТМІ-2 сопровождалась выходом в атмосферу большого количества радиоактивных газов и сбросом в реку Саскуганна 185 м^3 загрязненных радионуклидами вод [9].

Самая серьезная радиационная катастрофа произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. Тепловой взрыв на ее четвертом блоке привел к разрушению реактора РБМК-1000 и вызвал выброс диспергированного ядерного топлива в окружающую среду. Практически до конца мая наблюдался выход газообразных и аэрозольных продуктов деления из разрушенного реактора [10]. Суммарный выброс радиоактивности составил около $2 \cdot 10^{18}$ Бк (без учета инертных радиоактивных газов), что соответствовало примерно 3—4% общего количества накопленной в реакторе активности. Наибольший вклад при этом внесли выбросы, наблюдавшиеся в первые 8—10 сут после аварии [10]. В результате аварии на Чернобыльской АЭС загрязнению подверглись Киевское водохранилище, бассейны Днепра и Припяти, речная сеть на территории

³ 1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк.

Белоруссии, а также Тульской и Калужской областей России. Основным источником поступления радионуклидов в реки и водоемы на первом этапе их загрязнения послужили аэрозольные выпадения радиоактивных веществ на поверхность водных объектов, среди которых преобладали соединения ^{131}I . Впоследствии источник загрязнения обуславливался смывом долгоживущих радионуклидов дождевыми осадками с загрязненных водосборов.

Аварии на радиохимическом производстве

В течение сорока лет на радиохимических заводах из-за неконтролируемых физико-химических процессов и цепных реакций произошло более двадцати серьезных аварий [11]. При радиационной аварии на Южном Урале, произошедшей 29 сентября 1957 г. из-за взрыва хранилища радиоактивных отходов на комбинате «Маяк», в окружающую среду было выброшено около $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк продуктов деления. Образовавшийся радиоактивный след протянулся через Челябинскую, Свердловскую и Курганскую области, вызвав загрязнение целого ряда рек и озер смесью долгоживущих радионуклидов, включавшей долгоживущий ^{90}Sr [11; 12].

6 апреля 1993 г. на Сибирском химическом комбинате в результате взрыва аппарата цикла экстракции АД-6102/2 образовался радиоактивный след на местности, который протянулся на 30 км от источника выброса. Ширина следа составила 3—8 км [13; 14]. Общая площадь следа, ограниченная линией изодоз 20 мкР/ч с учетом фона (8 мкР/ч), приведенных к высоте 1 м над загрязненной поверхностью, составила около 150 км². В зону загрязнения попал ряд деревень с населением более 300 человек. Масштабы радиационного инцидента на СХК были малы по сравнению с Чернобыльской и Восточно-Уральской авариями. Основное отличие аварии в Северске состояло в том, что радиоактивный след был образован в зимневесенних условиях и лег на достаточно глубокий снежный покров водосбора реки Томи, достигавший местами метровой толщины.

К более тяжелым последствиям могут привести аварии на АЭС и других радиационно-опасных объектах, связанные с разрушением ядерного реактора в результате внешних воздействий (военных действий, террористических актов). В этом случае возникает реальная опасность обширного радиоактивного загрязнения местности [15].

Объекты Военно-морского флота

Еще одним источником радионуклидов для прибрежных вод Российской Федерации являются выведенные из эксплуатации суда Военно-морского флота (ВМФ), а также объекты инфраструктуры их обслуживания. Наиболее полным источником информации по этому вопросу является [19].

С конца 50-х годов прошлого столетия в бывшем СССР было построено около 250 многоцелевых и стратегических атомных подводных лодок (АПЛ) и 5 наземных кораблей ВМФ с ядерными энергетическими установками. В составе каждой АПЛ имеется реакторная установка, в которой может накапливаться до $1 \cdot 10^{16}$ Бк радиоактивных веществ в отработавшем ядерном топливе и металлоконструкциях.

Для обеспечения эксплуатации атомного флота была создана инфраструктура обслуживания — береговые технические базы ВМФ и более 30 судов атомно-технологического обслуживания.

В связи с истечением сроков службы, а также с выполнением международных обязательств со второй половины 1980-х годов начался интенсивный процесс снятия с эксплуатации АПЛ и судов атомно-технологического обслуживания. Существовавшая ранее инфраструктура предприятий Россудостроения, ВМФ и Росатома (в части транспортировки, хранения и переработки отработавшего ядерного топлива) была ориентирована в основном на строительство, ремонт и обеспечение эксплуатации атомных кораблей и оказалась не готова обеспечить темпы экологически безопасной утилизации АПЛ, соответствующие темпам вывода их из боевого состава флота. Это привело к стремительному накоплению выведенных из эксплуатации АПЛ в местах базирования. Большая часть АПЛ, ожидающих утилизации, хранилась с невыгруженным отработавшим ядерным топливом в реакторных установках. При этом состояние корпусов АПЛ ухудшалось, создавая значительный риск выхода радионуклидов в окружающую среду.

В последние годы утилизация АПЛ существенно продвинулась, в том числе с использованием возможностей международного сотрудничества. Значительные реабилитационные работы также проводятся на бывших береговых базах ВМФ [20].

Из приведенных материалов следует, что, несмотря на внимание, которое уделяется радиозоологическим проблемам загрязнения окружающей водной среды, полностью исключить вероятность попадания радиоактивных веществ в водные объекты от радиационно-опасных объектов не удастся. В связи с этим вопросы моделирования

миграции радионуклидов в водных объектах, рассматриваемые в настоящей монографии, являются важным элементом прогнозирования уровней радионуклидного загрязнения поверхностных вод.

Литература

1. Муратов О. Э., Тихонов М. Н. Снятие атомных электростанций с эксплуатации: проблемы и пути решения // АНРИ. — 2008. — № 1 (52). — С. 2—15.
2. Муратов О., Тихонов М. Атомный ренессанс: новые возможности и проблемы // Бюл. по атомной энергии. — 2007. — № 6, 7.
3. Ренессанс ядерной энергетики — это уже реальность // Бюл. по атомной энергии. — 2007. — № 10.
4. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: Доклад Научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблеи за 1988 г. — М.: Мир, 1992.
5. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. — М.: Издат, 2000. — 383 с.
6. Nossov A. V., Martynova A. M., Shishlov A. E., Savitsky Y. V. The analysis of radioactive contamination of the Yenisei River by results of expeditions for the period 1990—2000 // The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic, St. Petersburg, Russia, 16—20 June 2002. Extended Abstracts, P. Strand & T. Jolle (eds.), Osteras, Norway. — [S. l.], 2002. — P. 167—170.
7. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты: Доклад НКДАР ООН за 1982 г. — Т. 1. — Нью-Йорк, 1982. — 881 с.
8. Митяев Ю. И. Ядерная энергетика в 2002 г. // Атомная техника за рубежом. — 2003. — № 7. — С. 11—13.
9. Пиляев А. С., Тищенко В. А. Аварийные ситуации на АЭС в США в 1985—1986 гг. // Атомная техника за рубежом. — 1988. — № 4. — С. 22—26.
10. Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю. А. Израэля. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — 296 с.
11. Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л. А. Ильина и В. А. Губанова. — М.: Издат, 2001. — 752 с.
12. Никителов Б. В., Романов Г. Н., Булдаков Л. А. и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // Атомная энергия. — 1989. — Т. 67, вып. 2. — С. 74—80.

-
13. *Иванов А. Б., Герасимов Ю. С., Носов А. В.* Основные результаты исследования радиозэкологической обстановки в районе Томск-7 после аварии на СХК // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы международной конференции. — Томск: Изд-во ТПУ, 1996. — С. 290—293.
 14. *Носов А. В.* Исследование состояния речной сети в районе г. Северска после радиационной аварии на Сибирском химическом комбинате 6 апреля 1993 г. // Атомная энергия. — 1997. — Т. 83, вып. 1. — С. 49—54.
 15. *Ramberg B.* Destruction of nuclear energy facilities in war. — [S. l.], 1980. — 305 p.
 16. *Кондратьев В. В.* О причинах аварийных остановок реакторов зарубежных АЭС // Атомная техника за рубежом. — 1987. — № 5. — С. 21—23.
 17. Ядерная энциклопедия. — М.: Благодотворит. фонд Ярошинской, 1996. — 656 с.
 18. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03). СанПиН 2.6.1.24-03 / Минздрав России. — М., 2003.
 19. *Сивинцев Ю. В., Вакуловский С. М., Васильев А. П. и др.* Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию: Радиозэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в арктические и дальневосточные моря («Белая книга-2000»). — М.: Издат, 2005. — 624 с.
 20. *Антипов С. В., Ахунов В. Д., Богатов С. А. и др.* Обоснование приоритетов при комплексной утилизации и экологической реабилитации объектов атомного флота // Атомная энергия. — 2006. — Т. 101, вып. 1. — С. 11—17.

Глава 1

Краткие сведения по гидрологии суши

1.1. Реки

Реки — воды атмосферных осадков, текущие обычно в разработанных ими вытянутых углублениях земной коры — руслах [1]. Дождевые и талые воды, стекая по углублениям земной поверхности в направлении уклона, образуют водотоки. В зависимости от продолжительности движения воды в них различают постоянные и временные водотоки. Постоянным называют водоток, движение воды в котором происходит в течение всего года или большей его части. Соответственно во временном водотоке движение воды происходит меньшую часть года. Водотоки бывают различных размеров: малые водотоки — это ручьи; водоток значительных размеров, питающийся за счет поверхностного и подземного стоков с их водосборных бассейнов и имеющий четко выраженное русло, называется рекой.

Место, с которого появляется постоянное течение воды в русле, называется истоком [3]. Истоком реки часто могут быть родник, болото, озеро или ледник. Если река образуется путем слияния двух меньших рек, то место их слияния является началом этой реки, однако за ее исток следует принимать исток более длинной из двух слившихся рек. В этом случае длина реки носит название гидрографической. Она равна суммарной длине от наиболее удаленного истока до устья реки данного названия. Введение этого понятия, в частности, связано с тем, что в гидравлических расчетах и прогнозах продолжительность передвижения (добегания) воды в бассейне такой реки зависит от ее гидрографической длины. У некоторых рек местоположение истока может меняться, поэтому положение того или иного пункта на реке дается не по расстоянию от истока, а по расстоянию от устья, т. е. от места ее впадения в другую реку, озеро или море, которое почти не меняет местоположения. Так, истоки рек, вытекающих из болот, в засушливый период могут отступать вниз по течению, а истоки рек, вытекающих из ледников, могут смещаться вверх и вниз в зависимости от отступления или наступления ледников. Истоки рек, берущих начало в овражной сети, перемещаются вверх, к водоразделам, в результате водной эрозии, и только истоки рек, вытекающих из озер, не меняют местоположения.

Местоположение устья реки, если она впадает в другую реку, озеро или море двумя рукавами, устанавливается по устью основного рукава. Если река заканчивается оросительным веером, то за устье принимается место разветвления реки на оросительные каналы. В засушливых районах реки иногда не доходят до моря, озера и другой реки, теряя воду на испарение или просачивание в почвогрунты.

Реки, непосредственно впадающие в океаны, моря, озера, называются главными, реки, впадающие в главные, — притоками. Главная река со всеми притоками образует речную систему, которая характеризуется густотой. Густота речной сети определяет условия стока атмосферных осадков, питания грунтовыми водами и представляет собой длину речной сети, приходящуюся на 1 км² площади какой-либо территории.

Для речных бассейнов густота речной сети D определяется как отношение суммы длин всех водотоков ΣL к водосборной площади реки F :

$$D = \frac{\Sigma L}{F}. \quad (1.1)$$

Густота речной сети в основном зависит от климата, геологического строения местности и рельефа.

Поверхность суши, с которой речная система собирает свои воды, называется водосбором или водосборной площадью. Водосборная площадь вместе с верхними слоями земной коры, включающая в себя данную речную систему и отделенная от других речных систем водоразделами, называется речным бассейном. Бассейн каждой реки включает в себя поверхностный и подземный водосборы.

В зависимости от размеров водосборов реки подразделяются на большие, средние и малые [3]. Бассейн большой реки располагается в нескольких географических зонах, и ее гидрологический режим не свойствен гидрологическому режиму рек каждой географической зоны в отдельности. К категории больших относятся равнинные реки, имеющие бассейн площадью более 50 000 км². Бассейн средней реки располагается в одной географической зоне, ее гидрологический режим свойствен гидрологическому режиму рек данной зоны. К этой категории относятся равнинные реки, имеющие бассейн площадью от 2000 до 50 000 км². Бассейн малой реки располагается в одной географической зоне, ее гидрологический режим под влиянием местных факторов может быть не свойствен гидрологическому режиму рек данной зоны. К этой категории относятся реки, имеющие бассейн площадью менее 2000 км².

Обычно реки текут в вытянутых пониженных формах рельефа — долинах, наиболее пониженная часть которых называется руслом, а часть дна долины, заливаемая высокими речными водами (при половодье и паводке), — поймой или пойменной террасой. В руслах чередуются более глубокие места — плесы и мелководные участки — перекаты. Руслу равнинных рек обычно извилистые или разделены на рукава, сформированные в илистых, песчаных или гравелистых отложениях. Руслу горных рек более прямые, часто с наличием порогов и водопадов, обычно они загромождены крупными валунами.

Извилистость рек определяется рельефом местности, сопротивляемостью горных пород и грунтов, слагающих долину и русло, а также размывающей деятельностью потока. Извилистость характеризуется коэффициентом извилистости реки или развитием реки $K_{из}$, измеряющимся отношением длины реки L к длине прямой линии l , соединяющей исток и устье [1]:

$$K_{из} = \frac{L}{l}. \quad (1.2)$$

Линия наибольших глубин русла образует фарватер, а линия наибольших скоростей течения называется стрежнем. Разность высот между истоком и устьем называется падением реки. Отношение падения реки или ее отдельных участков к их длине называется уклоном реки или ее участка. Уклон дна и водной поверхности реки I выражается отношением разности отметок (соответственно дна или водной поверхности) в начале h_1 и в конце h_2 заданного участка к расстоянию L между началом и концом участка по линии фарватера [3]:

$$I = \frac{h_1 - h_2}{L}. \quad (1.3)$$

В формуле (1.3) падение и длина участка берутся в одной размерности, чаще всего в метрах. Уклон реки, являясь безразмерной величиной, часто выражается десятичной дробью либо в промилле. Например, средний уклон Волги составляет 0,00007, или 0,07‰. Иногда падение дается в метрах на километр длины — это относительное падение численно соответствует уклону в промилле. В табл. 1.1 приведены средние уклоны некоторых российских рек.

В зависимости от рельефа местности, в пределах которой текут реки, они разделяются на горные и равнинные. Горные реки, как правило, отличаются большими уклонами, бурным течением, текут в узких долинах. В них преобладают процессы размыва. Для равнинных рек характерно наличие извилин русла, или меандров, образующихся в результате русловых

процессов [1]. Под русловым процессом понимается совокупность процессов, возникающих при взаимодействии руслового потока и размываемого русла, определяющих рельеф последнего и режим его сезонных изменений. Русловые процессы протекают в реках и каналах. Взаимодействие потока и русла заключается в том, что русло управляет потоком, формируя в нем распределение скоростей (скоростное поле), а поток создает себе русло, отвечающее его скоростному полю. При этом поток размывает русло в местах, где скорости достаточно велики, транспортирует наносы во взвешенном и влекомом состоянии и откладывает их там, где скорости малы [10]. Поэтому глубины русла по длине потока распределяются неравномерно: глубокие места (плесы) чередуются с мелкими (перекатами). Изменение формы русла сравнительно быстро передается кинематике потока, в то время как измененное распределение скоростей в потоке влияет на формирование русла в течение относительно длительного времени.

Таблица 1.1. Средние уклоны некоторых рек [3]

Река	Средний уклон, ‰	Река	Средний уклон, ‰	Река	Средний уклон, ‰
Северная Двина	0,07	Обь	0,04	Амур	0,11
Нева	0,07	Иртыш	0,05	Кубань	1,46
Волга	0,07	Енисей	0,37	Терек	4,77
Дон	0,09	Ангара	0,21	Москва	0,31

При впадении рек в море образуются в основном два вида устьев: дельта и эстуарий. Дельта — это низменность в низовьях реки, сложенная речными наносами и расчлененная разветвленной сетью рукавов и протоков. Эстуарий — воронкообразный, суживающийся к вершине залив, образующийся в результате подтопления низовьев речной долины и преобразованный воздействием речного, волнового и приливного факторов. Накоплению наносов в эстуарии препятствуют приливные и береговые течения моря.

1.1.1. Водный режим рек

Скорость течения в реках колеблется в больших пределах — от нескольких сантиметров в секунду (равнинные реки) до 6—7 м/с (горные реки) — и распределяется неравномерно по живому сечению русла. Под живым сечением понимается сечение потока жидкости в речном русле, перпендикулярное направлению скорости ее течения. При плавном изменяющемся движении жидкости живое сечение считается плоским и равным площади поперечного сечения потока.

С повышением уровня воды скорость течения, как правило, увеличивается на плесах и уменьшается на перекатах. Кроме течения, направленного в общем вдоль русла, в речных потоках наблюдаются циркуляционные, винтообразные течения, характер и направление которых зависят от конфигурации русла в поперечном разрезе и в плане. Вследствие турбулентного перемешивания на многих реках температура воды распределяется равномерно по всему живому сечению русла.

Ледовые явления на реках наблюдаются примерно на четверти территории суши, почти исключительно в Северном полушарии. В России ледостав раньше всего наступает на реках Северо-Восточной Сибири (в конце сентября), а позднее всего — на реках юго-запада Европейской части страны (конец декабря — начало января). Наиболее мощный ледяной покров образуется на реках Восточной Сибири (толщина льда в среднем 1,5—2 м) и сохраняется в течение 9—10 мес. Бурное течение горных рек не позволяет образоваться ледовому покрову, но многие из них зимой несут большое количество рыхлого губчатого льда (шуги) [1].

Колебания уровня воды в реках связаны с изменением расходов воды, под которыми понимается количество воды, протекающей за единицу времени через створ реки ($\text{м}^3/\text{с}$). Уровни и расходы воды и их колебания — главные характеристики водного режима рек. Колебания расходов воды разнообразны и зависят главным образом от сезонной многолетней цикличности и сезонной периодичности их водности. В зависимости от особенностей питания рек различают основные фазы водного режима: половодье, паводок, межень. Половодье — ежегодно повторяющееся в один и тот же сезон года относительно длительное и значительное увеличение водности реки, вызывающее подъем ее уровня; обычно сопровождается выходом вод из русла и затоплением поймы. Половодье вызывается усиленным продолжительным притоком воды, который может быть обусловлен весенним таянием снега на равнинах, летним таянием снега и ледников в горах, обильными дождями в определенный сезон года, например связанными с летними муссонами. Паводок — сравнительно кратковременное и непериодическое поднятие уровня воды в реке, возникающее в результате быстрого таяния снега при оттепели, таяния ледников, обильных дождей, пусков воды из водохранилищ. В отличие от половодья паводок может происходить в любое время года. Если паводок образуется вследствие быстрого увеличения расхода воды на отдельном участке реки, он распространяется вниз по течению с большой скоростью, достигающей на равнинных реках 5 км/ч, на горных — 45 км/ч. Высота такого паводка вниз по течению обычно убывает, но продолжительность увеличивается. Межень — сезонное стояние низких (меженных) уровней воды в реках.

Обычно к межени относят маловодные периоды продолжительностью не менее 10 дней. Межень обусловлена периодами сухой или морозной погоды, когда водность реки поддерживается главным образом грунтовым питанием при сильном уменьшении или прекращении поверхностного стока. В умеренных и высоких широтах различают летнюю и зимнюю межень (к зимней межени относится маловодный период с наличием ледовых явлений).

В реках кроме видимого движения воды имеют место подземные — подрусловые потоки. Хотя скорости движения воды подрусловых потоков невелики (нередко 10—90 м/сут), их поперечное сечение может достигать больших значений, превышая живое сечение реки. Поэтому расход подруслового потока может составлять существенную часть расхода реки, особенно в долинах, сложенных из легкопроницаемого аллювия [1].

1.1.2. Типизация рек

В табл. 1.2 приведена типизация рек по гидродинамическим параметрам, выполненная в Государственном гидрологическом институте [11].

Таблица 1.2. Типизация водотоков по особенностям гидролого-гидродинамического режима

Тип	Группа	Среднегодовой расход воды Q , м ³ /с	Преобладающий грунт	Коэффициент Шези C_{sh} , м ^{0,5} /с	Средний уклон, ‰
1. Горные реки	Средние (с)	От 25—50 до 250—500	Валуны, галька, гравий	20—35	5—30
	Малые (м)	От 2,5—5,0 до 25—50	Валуны, обломки скал, галька, гравий	15—30	25—115
	Ручьи (р)	2,5—5,0	Валуны, галька	10—20	55—190
2. Реки предгорий	Средние (с)	От 25—50 до 250—500	Галька, гравий, песок	20—40	1—40
3. Равнинные реки	Большие (б)	Более 250—500	Галька, песок	40—70	0,20—0,50
	Средние (с)	От 25—50 до 250—500	Гравий, песок, ил	30—60	0,20—0,60
	Малые (м)	От 2,5—5,0 до 25—50	Песок, ил	30—50	0,15—1,00
	Ручьи (р)	Менее 2,5—5,0	Песок, ил	10—30	0,70—2,50

1.2. Водоемы

Озера — природные водоемы, образованные в пределах озерной чаши (озерного ложа) в углублениях суши, называемых котловинами. Озерные котловины формируются при любых рельефообразующих процессах литосферы. Общий объем вод озер земного шара по ориентировочным подсчетам достигает 176 тыс. км³, 52% которых составляют пресные воды и 48% — минерализованные. Объем озер почти в 90 раз превышает суммарный объем воды в руслах рек и в 5 раз — средний годовой сток всех рек мира [3].

Большинство наиболее крупных озер мира расположено в тектонических котловинах, лежащих в районах избыточного и достаточного увлажнения, как в равнинных, так и в горных. Котловина озера обычно образована подводной террасой, которая характеризуется постепенным слабым понижением суши, далее следует свал с более крутым углом понижения, переходящий в котел, который занимает большую часть озерного дна. Соответственно перечисленным участкам принято выделять литораль — прибрежное мелководье, сублитораль, которая простирается до нижней границы распространения донной растительности, и профундаль, охватывающую остальную площадь озерного дна (имеется только в глубоких озерах) [8].

По водному балансу озера делятся на сточные и бессточные. Бессточными называются озера, у которых отсутствует поверхностный сток воды, а водный баланс обеспечивается за счет поверхностного притока, осадков, испарения с поверхности, а также грунтового питания или потерь воды на фильтрацию сквозь донные отложения.

Водохранилища — искусственные водоемы, образованные, как правило, в долине рек водоподпорными сооружениями для накопления и хранения воды в целях использования в хозяйственных целях [9]. Необходимость создания водохранилищ обусловлена большой неравномерностью в распределении стока рек в течение года, значительной изменчивостью годового стока и неравномерным распределением его по территории. Различают водохранилища суточного, недельного, сезонного (или годовичного) и многолетнего регулирования. Объем водной массы водохранилищ, а следовательно, и площадь зеркала, глубина и прочее подвержены сезонным изменениям в связи с неравномерностью естественного притока воды и ее потреблением для хозяйственных нужд.

На водохранилищах различают: нормальный подпорный уровень (или горизонт) (НПУ или НПГ) — высший подпорный уровень, который плотина может поддерживать в течение длительного времени при обеспечении

нормальной эксплуатации всех сооружений; форсированный подпорный уровень (ФПУ) — высший подпорный уровень, который можно поддерживать недолгое время в период пропуска паводка, обеспечивая сохранность сооружений; уровень мертвого объема (УМО) — минимальный уровень, допустимый в условиях нормальной эксплуатации [9] (рис. 1.1).

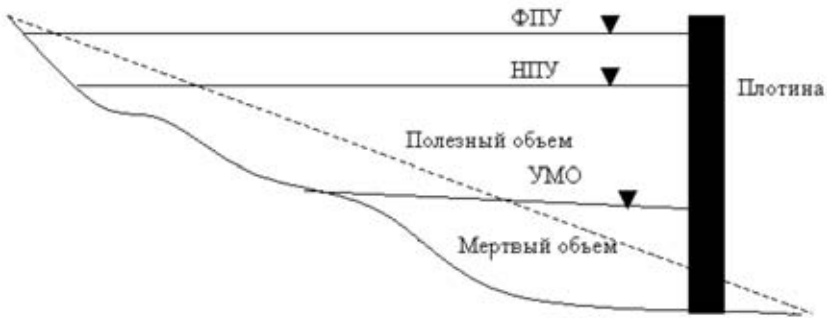


Рис. 1.1. Схема уровней и объемов воды водохранилища

Для всех водохранилищ характерны: возрастание глубин по направлению к плотине, исключая те из них, в состав которых вошли глубокие озера; неустойчивость летней термической и газовой стратификации и некоторые другие особенности гидрологического режима.

Под стратификацией вод понимается разделение водной толщи морских и пресных водоемов на слои различной плотности. Наличие вертикального градиента плотности препятствует перемешиванию вод. В частности, термической стратификацией водоема называется явление возникновения в водоеме термоклина (температурного скачка), который разделяет толщу воды на два слоя: верхний — эпилимнион и нижний — гипolimнион, водообмен между которыми мал. При этом в осеннее и зимнее время происходит явление «переворота», т. е. смешивания этих слоев [3].

Основной особенностью озеровидных водоемов (озер и водохранилищ) является замедленный водообмен, при котором водная масса длительное время находится в котловине и значительная часть поступающих извне в процессе стока (аллохтонных) и образующихся в самих водоемах (автохтонных) взвешенных и влекомых наносов и растворенных веществ аккумулируется в них. В результате воздействия происходящих в водоемах физико-химических, динамических и биологических процессов и аккумуляции поступающих элементов происходят значительные изменения как водной массы, так и котловины.

1.2.1. Морфометрические характеристики водоемов

Морфометрические показатели определяются по плану или карте водоема и относятся к определенному уровню воды. При сложном строении котловины показатели определяются для всего водоема в целом и для отдельных его частей — плесов. К основным морфометрическим характеристикам относятся [3]:

- площадь водной поверхности (поверхность водного зеркала) S (км²);
- длина L (км) — кратчайшее расстояние между двумя наиболее удаленными друг от друга точками береговой линии водоема, проведенное на его поверхности по средней линии, равноудаленной от берегов;
- ширина B (км): средняя $B_{\text{ср}}$ — частное от деления площади зеркала водоема S на его длину; максимальная $B_{\text{макс}}$ — наибольшее расстояние между берегами, перпендикулярное к длине;
- длина береговой линии l (км) по урезу воды; для равнинных водохранилищ определяется по правому и левому берегам и суммарная;
- извилистость (изрезанность, развитие) береговой линии $K_{\text{и}}$; определяется как отношение длины береговой линии к длине окружности круга, имеющего площадь, равную площади озера:

$$K_{\text{и}} = \frac{l}{2\sqrt{S\pi}}; \quad (1.4)$$

- глубина: максимальная $H_{\text{макс}}$ — по данным промеров, средняя $H_{\text{ср}}$ — частное от деления объема водоема на площадь его зеркала;
- объем водной массы W_B (км³) может определяться как для всего водоема, так и для отдельных слоев воды (при среднем многолетнем уровне).

Длительность пребывания в водоеме поступивших в него вод — один из основных факторов, влияющих на трансформацию и формирование водных масс [11]. В связи с этим весьма большое значение имеет интенсивность внешнего водообмена — смены заполняющих котловину вод новыми. В качестве основной характеристики внешнего водообмена сточных водоемов принят показатель условного водообмена K_B , равный отношению стока из водоема за некоторый промежуток времени (например за год) Q к среднему объему воды водоема за тот же период W_B :

$$K_B = \frac{Q}{W_B}. \quad (1.5)$$

Величина K_B показывает, сколько раз в течение некоторого периода сменился объем озера, полный или полезный объем водохранилища.

Условное время внешнего водообмена характеризует период, в течение которого произойдет полный водообмен в водоеме, и определяется зависимостью

$$T_{\text{усл}} = \frac{W_B}{Q}.$$

Показатель водообмена рассчитывается в предположении, что весь объем воды водоема заменится новым за рассматриваемый период. На самом деле в зависимости от строения котловин, различия скоростей течений на разных участках водоема воды отдельных его частей и глубинных зон обмениваются с различной интенсивностью, поэтому показатели внешнего водообмена являются условными.

Относительная продолжительность ледостава является существенным показателем процесса формирования качества воды в водоеме. Она определяется по формуле

$$\tau_{\text{лдст}} = \frac{T_{\text{лдст}}}{T_{\text{год}}}, \quad (1.6)$$

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

Во время ледостава в водоеме создаются условия, благоприятствующие накоплению загрязняющих веществ в местах их сброса, так как в этот период отсутствуют ветровые течения и волнение и соответственно ветрово-волновое перемешивание. Наличие ледяного покрова затрудняет аэрацию водных масс, что в ряде случаев приводит к ухудшению качества воды.

1.2.2. Типизация водоемов

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

В основу разделения водоемов на типы и группы положены факторы, характеризующие внешний и внутренний водообмен: проточность, глубина, площадь водной поверхности. Глубоководными называются водоемы со средней глубиной более 20 м, а мелководными — водоемы со средней глубиной, не превышающей 20 м. Слабопроточными называются водоемы с условным временем водообмена $T_{\text{усл}}$, превышающим год. В табл. 1.3 приведена типизация водоемов по площади водной поверхности [11].

Таблица 1.3. Классификация озер и водохранилищ по площади водной поверхности

Группа	Площадь водной поверхности, км ²
<i>Озера</i>	
Очень малые	Менее 10
Малые	10—50
Средние	50—250
Большие	250—1000
Крупнейшие	Более 1000
<i>Водохранилища</i>	
Очень малые	Менее 2
Малые	2—20
Средние	20—100
Большие	100—500
Крупнейшие	Более 500

1.3. Основные гидравлические и гидродинамические характеристики водных объектов

1.3.1. Гидравлические и гидродинамические характеристики рек

Ширина реки, глубина и скорость течения в значительной степени изменяются в течение года в зависимости от водности. Существует много эмпирических зависимостей, связывающих расход воды в реке со средней глубиной, шириной русла и скоростью течения. На основании статистической обработки гидрологической информации [17] были получены следующие эмпирические зависимости:

$$H = 0,163Q^{0,447}, \quad (1.7)$$

$$B = 10Q^{0,46}, \quad (1.8)$$

$$U = \frac{Q}{HB}, \quad (1.9)$$

где B — средняя ширина реки, м; H — средняя глубина реки, м; Q — расход воды в реке, м³/с; U — средняя скорость течения, м/с.

Эти зависимости могут быть полезны для оценок по малоизученным рекам, а также в тех случаях, когда недостаточно гидрологической информации.

Если существует возможность измерений, следует проверять расчетные оценки. Одним из появившихся в последнее время общедоступных источников информации о ширине реки являются спутниковые фотографии. Относительно недавние спутниковые фотографии практически всей поверхности Земли можно найти в Интернете по адресу: <http://maps.google.ru>. При этом существует возможность измерения ширины реки по спутниковому снимку. Следует, однако, иметь в виду неопределенность, связанную с уровнем воды в момент съемки, поскольку дата съемки, как правило, в Интернете не отображается, а ширина реки может существенно различаться в разные гидрологические фазы (половодье, межень).

Большая часть данных по потерям напора на трение для открытых русел получена по формуле Шези, опубликованной в 1769 г. [5]:

$$V_{cp} = C_{sh} \sqrt{RI}, \quad (1.10)$$

где V_{cp} — скорость, осредненная по поперечному сечению потока; R — гидравлический радиус (отношение площади сечения русла к его смоченному периметру); I — уклон водной поверхности; C_{sh} — коэффициент Шези, характеризующий сопротивление течению за счет трения между водным потоком и донными отложениями. Учитывая, что в реках гидравлический радиус $R \approx H$, формула для определения коэффициента Шези при измеренных уклонах имеет вид

$$C_{sh} = \frac{V_{cp}}{\sqrt{HI}}. \quad (1.11)$$

При отсутствии данных об уклонах коэффициент Шези может быть оценен по эмпирической формуле Штриклера — Маннинга (при условии использования системы СИ)

$$C_{sh} = 33 \left(\frac{H}{d_s} \right)^{1/6}, \quad (1.12)$$

где d_s — эффективный диаметр частиц донных отложений (мм), который для условий рек определяется как 50%-ное значение крупности частиц по гранулометрической кривой.

В ряде задач для определения коэффициента Шези используются формулы:

- Маннинга:

$$C_{sh} = \frac{R^{1/6}}{n}; \quad (1.13)$$

- Агроскина:

$$C_{sh} = \frac{1}{n} + 17,72 \lg R; \quad (1.14)$$

- Павловского (упрощенный вариант):

$$C_{sh} = \frac{R^{1,3\sqrt{n}}}{n}. \quad (1.15)$$

В формулах (1.13)—(1.15) n — шероховатость.

Между шероховатостью n и эффективным диаметром частиц донных отложений в соответствии с формулой (1.12) имеется эмпирическая связь:

$$n = 0,03d_s^{1/6}. \quad (1.16)$$

Существует еще одна эмпирическая зависимость, позволяющая определить коэффициент Шези:

$$C_{sh} = \sqrt{\frac{2g}{C_f}}, \quad (1.17)$$

где C_f — коэффициент трения, зависящий от числа Рейнольдса и относительной неровности дна водотока [5].

В табл. 1.4 приведены данные о коэффициентах шероховатости для открытых русел рек по классификации М. Ф. Срибного [12].

Таблица 1.4. Данные о коэффициентах шероховатости n для открытых русел

Характер ложа	n
Реки в весьма благоприятных условиях (чистое прямое ложе со свободным течением, без обвалов и глубоких промоин)	0,025
Реки в благоприятных условиях течения	0,030
Реки в сравнительно благоприятных условиях, но с некоторым количеством камней и водорослей	0,035
Реки, имеющие сравнительно чистые русла, извилистые с некоторыми неправильностями в направлении струй или же прямые, но с неправильностями в рельефе дна (отмели, промоины, местами камни); некоторое увеличение количества водорослей	0,040
Русла (больших и средних рек), значительно засоренные, извилистые и частично заросшие, каменистые с беспокойным течением. Поймы больших и средних рек, сравнительно разработанные, покрытые нормальным количеством растительности (травы, кустарник)	0,050

Таблица 1.4. (окончание)

Характер ложа	n
Порожистые участки равнинных рек. Галечно-валунные русла горного типа с неправильной поверхностью водного зеркала. Сравнительно заросшие, неровные, плохо разработанные поймы рек (промоины, кустарники, деревья с наличием заводей)	0,067
Реки и поймы, весьма заросшие (со слабым течением), с большими глубокими промоинами. Валунные, горного типа русла с бурливым пенистым течением, с изрытой поверхностью водного зеркала (с летящими вверх брызгами воды)	0,080
Такие же, как поймы предыдущей категории, но с сильно неправильным течением, заводами	0,090
Горно-водопадного типа русла с крупновалунным строением ложа, перекаты ярко выражены, пенистость настолько сильна, что вода, потеряв прозрачность, имеет белый цвет; шум потока доминирует над всеми остальными звуками, делает разговор затруднительным	0,100
Характеристика горных рек примерно та же, что и в предыдущей категории. Реки болотного типа (заросли, кочки, во многих местах почти стоячая вода и пр.). Поймы с очень большими мертвыми пространствами, с местными углублениями, озерами и пр.	0,133

1.3.2. Гидравлические и гидродинамические характеристики водоемов

В водоемах, как правило, наиболее мощными бывают ветровые течения. Для приближенных расчетов можно использовать предложенную А. В. Караушевым [7] формулу средней скорости течения, м/с:

$$v_{cp} = kW_2\sqrt{3+10h}, \quad (1.18)$$

где k — коэффициент, зависящий от коэффициента Шези C_{sh} и определяемый по табл. 1.5; W_2 — скорость ветра на высоте 2 м над водной поверхностью, м/с; h — средняя для рассматриваемого участка высота волн 1%-ной обеспеченности в данной системе волн, м.

Таблица 1.5. Значения коэффициента k в зависимости от коэффициента Шези C_{sh}

C_{sh}	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
$k \cdot 10^2$	0,1	0,18	0,27	0,34	0,42	0,50	0,55	0,60	0,64	0,68

Коэффициент Шези для водоемов оценивается также по формулам (1.12) или (1.17). В отличие от рек при расчете C_{sh} для водоемов эффективный диаметр донных отложений d_3 определяется как диаметр, ограничивающий на графике гранулометрического состава грунта 10% наиболее крупных частиц.

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

Для расчета взмучивания и осаждения в водоемах необходимо знать скорость течения у дна V_H . Она также вычисляется по эмпирической формуле Караушева, позволяющей получить V_H для стационарных ветровых течений [11]. Последние наблюдаются при уравнивании расходов поверхностного течения и донного противотечения. Указанная формула может быть представлена в случае использования системы СИ в виде

$$V_H = k' W_2 \sqrt{3 + 10H}, \quad (1.19)$$

где k' — коэффициент, определяемый по табл. 1.6 в зависимости от C_{sh} .

Таблица 1.6. Значения коэффициентов k' и k'' в зависимости от C_{sh}

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

Формула (1.19) может быть использована для расчетов в условиях глубоководной зоны и мелководья за пределами волноприбойной зоны.

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

$$V_H = k'' V_{\text{ср.вд}}, \quad (1.20)$$

где $V_{\text{ср.вд}}$ — усредненная по вертикали скорость течения вдоль берега, значения k'' приведены в табл. 1.6.

Средняя скорость $V_{\text{ср.вд}}$ вдоль берегового течения у дна вычисляется по формуле А. Я. Шварцман [15]:

$$V_{\text{ср.вд}} = \sqrt{\frac{H_p^{4/3} h g \sin 2\alpha}{(0,1 + 800 H_p^2 / B^2) d^{1/3} B}}, \quad (1.21)$$

где B — ширина зоны волноприбоя; h — высота волны перед разрушением; α — угол подхода волн к берегу (острый угол между лучом волны и линией уреза). Глубина на линии разрушения волн определяется по соотношению $H_p = 1,3h$.

Часто при расчетах необходимо знать значение волновой скорости у дна $V_{\text{волнH}}$ (м/с), которая может быть вычислена по формуле

$$V_{\text{волнH}} = \frac{2h}{T_0 \operatorname{sh}(2\pi H / L)}, \quad (1.22)$$

где T_0 — период волны, с; h — высота волны, м; L — длина волны, м; H — глубина, м. Формула (1.22) применима для условий глубоководной и относительно мелководной зон, а в качестве грубого приближения — и для зоны разрушения волн.

1.4. Краткие сведения по гидравлическому моделированию и гидродинамике

При использовании сложных моделей миграции радионуклидов часто бывает необходимо знать поле скоростей течений в каждый момент времени и для всей расчетной области¹. Многие модели также требуют информации относительно уровней водной поверхности в каждой точке расчетной области в зависимости от времени. Поэтому сложные двумерные и трехмерные модели миграции радиоактивных веществ в водных объектах дополняются гидравлическими моделями, основной целью которых является расчет полей скоростей и уровней свободной водной поверхности.

Для одномерных моделей гидравлическое моделирование требуется реже и используется в основном для моделирования загрязненности эстуариев, так как характеристики потока в них изменяются в зависимости от приливов и отливов, а также для моделирования рек в случае, если гидравлические

¹ Подробно вопросы моделирования рассмотрены в главе 3. Там же приведена классификация моделей.

параметры течения реки изменяются во времени, а детальные данные измерений отсутствуют. Такие гидрологические режимы в реках могут наблюдаться в период паводков и половодий.

Ниже кратко рассмотрены основные уравнения, используемые при построении гидравлических моделей водных объектов.

1.4.1. Трехмерные модели

Рассмотрим поток воды плотностью ρ через прямоугольную площадку со сторонами dx и dy , расположенную перпендикулярно потоку. Масса, протекающая в единицу времени через данную площадку,

$$m = \rho u \, dx \, dy,$$

где u — скорость потока.

Рассмотрим поток через параллелепипед со сторонами dx , dy и dz . Пусть $\mathbf{v}(x, y, z)$ — вектор скорости. Здесь x, y, z — ортогональные декартовы координаты. Обозначим $\mathbf{R}(x, y, z) = \rho(x, y, z)\mathbf{v}(x, y, z)$. Поток воды через параллелепипед определяется формулой

$$F = [R(x + dx) - R(x)] \, dy \, dz + [R(y + dy) - R(y)] \, dx \, dz + \\ + [R(z + dz) - R(z)] \, dy \, dx,$$

где R_x, R_y, R_z — компоненты потока массы.

Иначе это можно записать так:

$$F = \left(\frac{\partial R}{\partial x} + \frac{\partial R}{\partial y} + \frac{\partial R}{\partial z} \right) dy \, dy \, dz \equiv \operatorname{div}(\rho \mathbf{v}) \, dy \, dy \, dz.$$

Тогда изменение массы жидкости в параллелепипеде за единицу времени составит

$$dm = -\operatorname{div}(\rho \mathbf{v}) \, dy \, dy \, dz.$$

С другой стороны,

$$dm = \frac{\partial \rho}{\partial t} \, dy \, dy \, dz.$$

Таким образом, получаем

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \operatorname{div}(\rho \mathbf{v}) = 0. \quad (1.23)$$

Это выражение носит название уравнения непрерывности. Оно может быть записано также в виде

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial \rho u}{\partial x} + \frac{\partial \rho v}{\partial y} + \frac{\partial \rho w}{\partial z} = 0, \quad (1.24)$$

где u, v, w — компоненты скорости вдоль осей x, y и z .

Запишем второй закон Ньютона в применении к сплошным средам:

$$\rho \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} = -\text{grad}(P). \quad (1.25)$$

В общем виде зависимость плотности жидкости от давления может быть выражена так:

$$\rho = f(P). \quad (1.26)$$

Система уравнений (1.24)—(1.26) включает пять уравнений с пятью неизвестными (u, v, w, P, ρ). Необходимо отметить, что в (1.25) не учтено вязкое трение. Можно показать, что проекция силы вязкого трения на ось координат пропорциональна вторым частным производным (по всем трем координатам) компоненты скорости в направлении данной оси [13]:

$$\begin{cases} F_x = \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right), \\ F_y = \mu \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right), \\ F_z = \mu \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right), \end{cases}$$

где μ — вязкость. Или в векторной записи:

$$\mathbf{F} = \mu \Delta \mathbf{v}, \quad (1.27)$$

где Δ — оператор Лапласа.

С учетом вязкого трения и массовых сил F (сила тяжести, сила Кориолиса и другие внешние силы) в декартовой системе координат (1.25) записывается в виде

$$\left\{ \begin{array}{l} \rho = f(P), \\ \rho \frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{\partial P}{\partial x} + \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) + F_x^{\text{тяж}} + F_x^{\text{кор}} + F_x^{\text{внешн}}, \\ \rho \frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{\partial P}{\partial y} + \mu \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) + F_y^{\text{тяж}} + F_y^{\text{кор}} + F_y^{\text{внешн}}, \\ \rho \frac{\partial w}{\partial t} = -\frac{\partial P}{\partial z} + \mu \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right) + F_z^{\text{тяж}} + F_z^{\text{кор}} + F_z^{\text{внешн}}. \end{array} \right. \quad (1.28)$$

Эта система уравнений называется уравнениями Навье — Стокса² [16]. Они могут быть объединены в одно векторное уравнение:

$$\rho \frac{dv}{dt} = F - \text{grad}(P) + \mu \Delta v. \quad (1.29)$$

Если пренебречь силой Кориолиса, а также предположить, что вода — несжимаемая жидкость ($\rho = \text{const}$), температура ее постоянна по всему объему, а оси координат направлены так, как показано на **рис. 1.2**, то система (1.29) упрощается и совместно с уравнением неразрывности сводится к следующей системе уравнений:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\mu}{\rho} \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right), \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\mu}{\rho} \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right), \\ \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\mu}{\rho} \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right), \\ \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0, \end{array} \right. \quad (1.30)$$

где g — ускорение свободного падения.

Для полной физической определенности и решения уравнений (1.30) должны быть заданы краевые условия.

Уравнения (1.30) в принципе приложимы как к ламинарным, так и к турбулентным течениям. Однако сложность турбулентных движений делает

² Уравнения впервые были выведены М. Навье в 1827 г. Дальнейшее развитие теории гидродинамики получила в работах Г. Стокса в 1845 г. [16].

невозможным даже в простейших случаях строгое рассмотрение течений при задании граничных условий и отыскание точных решений таких задач [5]. Альтернативой явилось рассмотрение картины осредненного турбулентного течения без детализации пульсационного движения, выполненное Рейнольдсом. Данный подход базируется на предположении, что в турбулентном потоке скорость равна сумме ее осредненного значения и пульсационной составляющей. Для координатных направлений x, y, z [2]

$$u = \bar{u} + u'; v = \bar{v} + v'; w = \bar{w} + w', \quad (1.31)$$

где $\bar{u} = \frac{1}{T} \int_0^T u dt$ и аналогично для $\bar{v}, \bar{w}$. Здесь T должно быть велико по

сравнению с временным масштабом турбулентности. Так как флуктуации имеют как положительное, так и отрицательное значения, то среднее от u'

$$\bar{u}' = \frac{1}{T} \int_0^T u' dt \equiv 0.$$

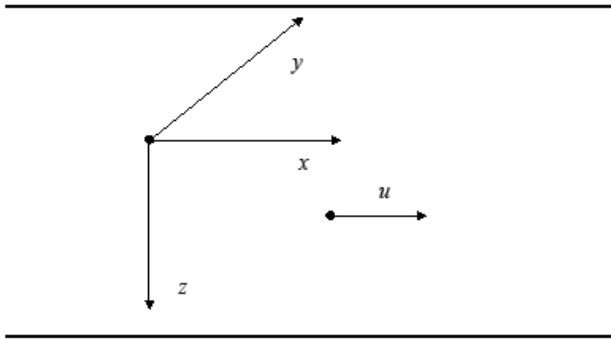


Рис. 1.2. Система прямоугольных координат в реке

Таким образом, для турбулентного движения система (1.30) сводится к системе уравнений Рейнольдса в форме уравнений Навье — Стокса:

$$\begin{cases} \rho \left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} \right) = -\frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \mu \Delta \bar{u} - \rho \left(\frac{\partial \bar{u}'^2}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}'v'}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}'w'}{\partial z} \right), \\ \rho \left(\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} \right) = -\frac{\partial \bar{p}}{\partial y} + \mu \Delta \bar{v} - \rho \left(\frac{\partial \bar{v}'u'}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}'^2}{\partial y} + \frac{\partial \bar{v}'w'}{\partial z} \right), \\ \rho \left(\frac{\partial \bar{w}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} \right) = \rho g - \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} + \mu \Delta \bar{w} - \rho \left(\frac{\partial \bar{w}'u'}{\partial x} + \frac{\partial \bar{w}'v'}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}'^2}{\partial z} \right). \end{cases} \quad (1.32)$$

Возвращаясь к системе уравнений (1.29), отметим, что использование обычной равномерной декартовой системы координат при численном (конечно-разностном) трехмерном моделировании может быть очень неудобно, так как глубины в разных частях расчетной области различны. Помимо этого высота столба воды может существенно изменяться за счет отклонения свободной поверхности от равновесного значения. Соответственно, если использовать равномерную ортогональную расчетную сетку, то в каждой точке (x, y) будет различное число шагов по глубине. А в моделях, в которых поверхность воды предполагается свободной, за счет отклонения свободной поверхности количество ячеек по глубине может еще и меняться во времени.

Эта проблема может быть решена за счет использования сигма-координатной системы координат (**рис. 1.3**). В этой системе координат дно имеет «вертикальную» координату -1 , а свободная поверхность — 0 .

$$\sigma = \frac{z - \eta}{H + \eta},$$

где $H(x, y)$ — топография дна; $\eta(x, y, t)$ — поднятие свободной поверхности $h \equiv H + \eta$ [18].

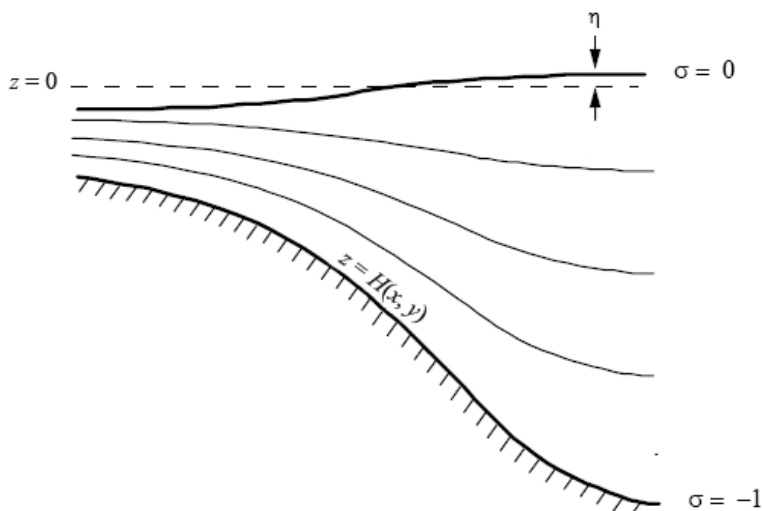


Рис. 1.3. Схема сигма-координатной системы [18]

Напомним формулы перехода к новой системе координат. Пусть новые пространственные переменные имеют вид

$$\begin{aligned}\mu &= \mu(x, y, z), \\ \zeta &= \zeta(x, y, z), \\ \sigma &= \sigma(x, y, z).\end{aligned}$$

Тогда

$$\begin{aligned}\frac{\partial f}{\partial x} &= \frac{\partial f}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial x} + \frac{\partial f}{\partial \zeta} \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{\partial f}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial x}, \\ \frac{\partial f}{\partial y} &= \frac{\partial f}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial y} + \frac{\partial f}{\partial \zeta} \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{\partial f}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial y}, \\ \frac{\partial f}{\partial z} &= \frac{\partial f}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial z} + \frac{\partial f}{\partial \zeta} \frac{\partial \zeta}{\partial z} + \frac{\partial f}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial z}, \\ \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} &= \left(\frac{\partial \mu}{\partial x} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \mu^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial x} \frac{\partial \mu}{\partial x} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \zeta} + 2 \frac{\partial \sigma}{\partial x} \frac{\partial \mu}{\partial x} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \sigma} + \\ &\quad + \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial x} \frac{\partial \sigma}{\partial x} \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta \partial \sigma} + \left(\frac{\partial \sigma}{\partial x} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \sigma^2}, \\ \frac{\partial^2 f}{\partial y^2} &= \left(\frac{\partial \mu}{\partial y} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \mu^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial y} \frac{\partial \mu}{\partial y} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \zeta} + 2 \frac{\partial \sigma}{\partial y} \frac{\partial \mu}{\partial y} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \sigma} + \\ &\quad + \left(\frac{\partial \zeta}{\partial y} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial y} \frac{\partial \sigma}{\partial y} \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta \partial \sigma} + \left(\frac{\partial \sigma}{\partial y} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \sigma^2}, \\ \frac{\partial^2 f}{\partial z^2} &= \left(\frac{\partial \mu}{\partial z} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \mu^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial z} \frac{\partial \mu}{\partial z} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \zeta} + 2 \frac{\partial \sigma}{\partial z} \frac{\partial \mu}{\partial z} \frac{\partial^2 f}{\partial \mu \partial \sigma} + \\ &\quad + \left(\frac{\partial \zeta}{\partial z} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta^2} + 2 \frac{\partial \zeta}{\partial z} \frac{\partial \sigma}{\partial z} \frac{\partial^2 f}{\partial \zeta \partial \sigma} + \left(\frac{\partial \sigma}{\partial z} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \sigma^2}.\end{aligned}\tag{1.33}$$

Поскольку $\mu \equiv x$, $\zeta \equiv y$, $\sigma = \frac{z - \eta}{H + \eta}$, то

$$\begin{aligned}\frac{\partial f}{\partial z} &= \frac{\partial f}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial z} = \frac{1}{H + \eta} \frac{\partial f}{\partial \sigma}, \\ \frac{\partial^2 f}{\partial z^2} &= \left(\frac{\partial \sigma}{\partial z} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \sigma^2} = \left(\frac{1}{H + \eta} \right)^2 \frac{\partial^2 f}{\partial \sigma^2}.\end{aligned}\quad (1.34)$$

Градиенты плотности и давления в (1.29), как правило, являются следствием градиентов температуры, солености (для морей, эстуариев и соленых озер) и различной высоты столба воды из-за различного поднятия свободной поверхности воды. Для плановой задачи с учетом вышесказанного уравнение (1.29) может быть записано в сигма-координатной системе в следующем виде [18]:

$$\left\{ \begin{aligned} &\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial y} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = 0, \\ &\frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial hu^2}{\partial x} + \frac{\partial huv}{\partial y} + \frac{\partial u\omega}{\partial \sigma} - fvh + gh \frac{\partial \eta}{\partial x} + \\ &+ \frac{gh^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{h} \frac{\partial h}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_m}{h} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + F_x, \\ &\frac{\partial vh}{\partial t} + \frac{\partial hv^2}{\partial y} + \frac{\partial huv}{\partial x} + \frac{\partial v\omega}{\partial \sigma} + fuh + gh \frac{\partial \eta}{\partial y} + \\ &+ \frac{gh^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{h} \frac{\partial h}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_m}{h} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + F_y, \end{aligned} \right. \quad (1.35)$$

где 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; ω — трансформированная вертикальная скорость, перпендикулярная к σ -поверхности; F_x, F_y отражают влияние горизонтальной вязкости:

$$\begin{aligned}F_x &= 2 \frac{\partial}{\partial x} \left(HA_m \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HA_m \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right), \\ F_y &= 2 \frac{\partial}{\partial y} \left(HA_m \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(HA_m \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right).\end{aligned}$$

Здесь A_m — горизонтальная кинематическая вязкость, $\text{м}^2/\text{с}$. В (1.35) предполагается, что ось x направлена на восток, а ось y — на север.

К вертикальной скорости в декартовой системе координат преобразование применяется следующим образом:

$$W = \omega + u \left(\sigma \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial \eta}{\partial x} \right) + v \left(\sigma \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial \eta}{\partial y} \right) + \sigma \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \eta}{\partial t}. \quad (1.36)$$

При этом локальная плотность воды ρ' рассчитывается с учетом локальной температуры и солёности:

$$\rho' = \rho - \rho_{\text{mean}}.$$

Обычно $\rho_{\text{mean}} = \text{const}$ — некоторое среднее (невозмущенное) поле плотностей.

Поскольку плотность является функцией температуры и солёности, уравнения (1.35) дополняются уравнениями для расчета поля температуры и солёности [18]:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial Sh}{\partial t} + \frac{\partial huS}{\partial x} + \frac{\partial hvS}{\partial y} + \frac{\partial S\omega}{\partial \sigma} = \left[\frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_H}{h} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(HA_H \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \right. \\ \left. + \frac{\partial}{\partial y} \left(HA_H \frac{\partial S}{\partial y} \right) \right], \\ \frac{\partial Th}{\partial t} + \frac{\partial huT}{\partial x} + \frac{\partial hvT}{\partial y} + \frac{\partial T\omega}{\partial \sigma} = \left[\frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_H}{h} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(HA_H \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \right. \\ \left. + \frac{\partial}{\partial y} \left(HA_H \frac{\partial T}{\partial y} \right) - \frac{1}{h} \frac{\partial R}{\partial \sigma} \right], \end{array} \right. \quad (1.37)$$

где A_H — коэффициент горизонтальной диффузии, $\text{м}^2/\text{с}$; T — отклонение температуры от некоторого среднего (невозмущенного) значения; S — отклонение солёности от некоторого среднего (невозмущенного) значения; R характеризует солнечное излучение.

Основные термодинамические факторы (конвекция, адвекция, вязкость, турбулентность, нагревание поверхности за счет солнечного излучения) учитываются за счет явного включения в основные уравнения.

Для решения конкретных задач необходимо задать начальные и граничные условия. В начальный момент задаются составляющие вектора скорости и положение свободной поверхности в исследуемой области течения.

Задание граничных условий на боковых границах позволяет учитывать наличие течений, приливных явлений, источников пресной воды и др.

Пусть v_n — нормальная к границе составляющая вектора скорости. Тогда на береговой границе $v_n = 0$.

Поток массы, тепла и солёность за счет испарения и осадков, а также количество движения при этом могут быть учтены за счет задания граничных условий на верхней и нижней границах.

Система (1.35) использована в известной трехмерной океанической модели «Princeton Ocean Model» [18], которая может быть применена и к крупным пресноводным водоемам.

1.4.2. Двумерные модели

Имитационные трехмерные математические модели гидродинамических процессов сложны с точки зрения численной реализации и требуемой исходной информации. Во многих случаях при изучении течений в достаточно мелких водоемах и водотоках используются плановые (двумерные в горизонтальной плоскости) и одномерные модели гидродинамики. Если сделать предположение о несжимаемости жидкости ($\rho = \text{const}$) и осреднить (1.35) по вертикали, то получим уравнения плановой задачи (уравнения мелкой воды), или, как их еще называют, уравнения Сен-Венана:

$$\begin{cases} \frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial y} = 0, \\ \frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial hu^2}{\partial x} + \frac{\partial huv}{\partial y} - fvh + gh \frac{\partial \eta}{\partial x} = F_x^{\text{wind}} + \frac{gu\sqrt{u^2 + v^2}}{hC_{sh}^2}, \\ \frac{\partial vh}{\partial t} + \frac{\partial hv^2}{\partial y} + \frac{\partial huv}{\partial x} + fuh + gh \frac{\partial \eta}{\partial y} = F_y^{\text{wind}} + \frac{gv\sqrt{u^2 + v^2}}{hC_{sh}^2}. \end{cases} \quad (1.38)$$

В [4; 14] воздействие ветра записано в виде

$$\begin{cases} F_x^{\text{wind}} = \frac{\tau_x}{\rho h}, \\ F_y^{\text{wind}} = \frac{\tau_y}{\rho h}, \end{cases} \quad (1.39)$$

где $\tau = (\tau_x, \tau_y)$ — напряжение трения на свободной поверхности (напряжение ветрового воздействия).

В [18] предложено оценивать воздействие ветра для трехмерной модели путем расчета производной скорости по глубине на малом расстоянии $-\varepsilon$ от поверхности воды:

$$(F_x^{\text{wind}}, F_y^{\text{wind}}) = \left(\frac{\partial u}{\partial z}, \frac{\partial v}{\partial z} \right)_{-\varepsilon} = \frac{C_D \rho_A}{\rho_0 K_m} |U_A - U_w| (u_a - u, v_a - v), \quad (1.40)$$

где $U_A - U_w$ — разность векторов скорости ветра и воды; u_a, v_a — компоненты скорости ветра; ρ_A, ρ_0 — плотность воздуха и воды соответственно; C_D — коэффициент, зависящий от состояния водной поверхности; K_m — вертикальная кинематическая вязкость, $\text{м}^2/\text{с}$.

Аналогично интегрированием по (1.35) по координате y выводятся уравнения для двумерной вертикальной модели.

1.4.3. Одномерные гидравлические модели

Многие практически важные задачи движения речных потоков могут быть разрешены с помощью более простой одномерной модели движения, в которой скорости осреднены по площади поперечного сечения, а глубины — по его ширине. Для этого осредним первое и второе уравнения системы (1.38) по поперечной к руслу координате y и учтем боковой приток q (на единицу длины). В результате получим классические уравнения Сен-Венана:

$$\begin{cases} \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} = \frac{q}{B}, \\ \frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial hu^2}{\partial x} + gh \frac{\partial \eta}{\partial x} = F_x^{\text{wind}} - \frac{gu|u|}{hC_{sh}^2}, \end{cases} \quad (1.41)$$

где B — ширина реки, м.

Обычно при одномерном моделировании выполняется схематизация русла водотока, при которой он делится на отдельные участки, характеризующиеся плавным изменением основных параметров. То есть по длине реки выделяются створы, в которых задаются гидравлические и морфометрические параметры. Этими створами река делится на участки. В пределах выделенного участка между соседними створами все параметры меняются в соответствии с выбранной аппроксимацией, например линейно. Границей двух участков может быть место резкого изменения характеристик реки, например боковой приток, или наличие в указанном створе данных измерений.

Литература

1. Аполлов Б. А. Учение о реках. — 2-е изд. — М., 1963.
2. Алексеевский Н. И. Гидрофизика: учебник для студентов вузов. — М.: Изд. центр «Академия», 2006. — 176 с.
3. Богословский Б. Б., Самохин А. А., Иванов К. Е., Соколов Д. П. Общая гидрология. — Л.: Гидрометеиздат, 1984.
4. Вольцингер Н. Е. Длинные волны на мелкой воде. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 160 с.
5. Дейли Дж., Харлеман Д. Механика жидкости. — М.: Энергия, 1971.
6. Кюнж Ж. А., Холли Ф. М., Вервей А. Численные методы в задачах речной гидравлики. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 255 с.
7. Караушев А. В. Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 272 с.
8. Константинов А. С. Общая гидробиология. — 4-е изд. — М.: Высш. шк., 1986.
9. Авакян А. Б., Салтанкин В. П. и др. Классификация водохранилищ мира по важнейшим показателям // Гидротехн. строительство. — 1978. — № 12. — С. 44—48.
10. Лопатин Г. В. Наносы рек СССР. — М.: Географгиз, 1952.
11. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. проф. А. В. Караушева. — 2-е изд. — Л.: Гидрометеиздат, 1987.
12. Усовершенствованные методические рекомендации по оперативному прогнозированию распространения зон опасного аварийного загрязнения в водотоках и водоемах, а также уровней содержания в воде основных загрязняющих веществ. — СПб.: Гидрометеиздат, 1992.
13. Филиппов Н. Н. Общая физика: Введение в механику сплошных сред: Гидродинамика // <http://library.euspb.ru/science/other/gidr.pdf>.
14. Хубларян М. Г. Водные потоки: модели течений и качества вод суши. — М.: Наука, 1991. — 192 с.
15. Шварцман А. Я., Макарова А. И. Усовершенствование метода расчета ветроволнового взмучивания // Труды ГГИ. — 1972. — Вып. 191. — С. 172—181.
16. Шлихтинг Г. Теория пограничного слоя. — М.: Иностран. лит., 1956.
17. Leopold L. B., Wolman M. G., Miller J. P. Fluvial Processes in Geomorphology. — San Francisco, CA: W. H. Freeman, 1964.
18. Mellor G. L. Users guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model / Princeton Univ. // <http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/FTPbackup/usersguide0604.pdf>.

Глава 2

Особенности поведения радионуклидов в пресноводных водоемах

2.1. Классификация поверхностных вод и параметры сорбции

Попадая в водный объект, радионуклиды вступают во взаимодействие с водной средой и могут находиться в ионно-дисперсном, молекулярном и коллоидном состояниях, а также сорбироваться на взвешенных частицах и частицах донных отложений. Форма существования радионуклида в водной массе зависит как от его химических свойств, так и от состава и свойств воды.

Химический состав воды формируется под влиянием геохимических особенностей района, характера подстилающих пород и почвенного ландшафта, химического состава питающих вод, биологических процессов и хозяйственной деятельности человека [69]. Основная доля солевого состава природных вод приходится на семь основных ионов: $(\text{HCO}_3)^-$, Cl^- , $(\text{SO}_4)^{2-}$, Ca^{+2} , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , из которых в пресных водоемах преобладают Ca^{+2} и $(\text{HCO}_3)^-$ (гидрокарбонатные воды) [1].

В табл. 2.1 приведена классификация вод в зависимости от минерализации [2].

Таблица 2.1. Классификация вод в зависимости от минерализации

Категория вод	Минерализация, кг/м ³
Ультрапресные	Менее 0,2
Пресные	0,2—0,5
С повышенной минерализацией	0,5—1,0
Солоноватые	1—3
Соленые	3—10

На основании средних весовых кларков и содержания микроэлементов в воде А. И. Перельман [3] предложил способ оценки миграционной способности химических элементов. На основе этого способа и данных наблюдений в [4] определена миграционная способность некоторых химических элементов (табл. 2.2).

Таблица 2.2. Миграционная способность некоторых химических элементов

Миграционная способность	Химический элемент
Очень сильная	Теллур, селен, бром
Сильная	Ртуть, цинк, мышьяк, серебро, молибден, сурьма, стронций, уран
Средняя	Барий, цирконий, кобальт
Слабая и очень слабая	Самарий, хром, церий, лантан, скандий, железо, рубидий, торий, цезий, свинец

Следует отметить, что в конкретных природных условиях активность миграции отдельных элементов может значительно отличаться от приводимых средних данных [36]. Миграция микроэлементов в водоемах происходит как в растворенных формах, так и во взвешенных состояниях. Условно на практике все компоненты, проходящие через фильтр с диаметром пор 0,4 мкм, считают растворенными, а оставшиеся на фильтрах — взвешенными компонентами [6; 57].

К растворенным формам относят ионные, простые и комплексные образования, а также нейтральные молекулы. К взвешенным формам можно отнести коллоидные соединения, псевдоколлоиды (адсорбированные коллоидами ионы тяжелых металлов), терригенные частицы, планктон [16].

Седиментация и сорбция в значительной степени определяют процессы самоочищения воды, участвуя в переносе загрязняющих веществ из водной массы в донные отложения водоемов. В табл. 2.3 приведена классификация донных наносов и седиментов в зависимости от размеров частиц.

Таблица 2.3. Классификация донных наносов и седиментов в зависимости от размеров частиц [56; 70]

Вид наносов (седиментов)	Диапазон размеров, мм	Плотность отложений, кг/м ³	Нахождение в водоеме
Валуны	100—1000	—	Ложе дна
Галька	10—100	2000—2400	Ложе дна
Гравий	1—10	1800—2100	Ложе дна
Песок	0,1—1,0	1100—1800	Ложе дна (суспензии)
Пыль	0,01—0,1	—	Взвесь (ложе дна)
Илы	0,001—0,01	700—1100	Взвесь (ложе дна)
Глины	Менее 0,001	—	Взвесь (ложе дна)
Коллоиды	$(0,05—0,24) \cdot 10^{-3}$	—	Взвесь
Органика	—	—	Взвесь (ложе дна)
Бентос	—	—	Ложе дна (взвесь)

Поглощающий комплекс водоемов представляет собой сложную совокупность неоднородных по составу и структурам минеральных и органических веществ. Сорбционная емкость сорбентов в значительной степени определяет характер процессов поглощения. По данным [71], из вторичных минералов наименьшей емкостью обладает каолинит (0,01—0,07 мл-экв/г), а наибольшей — вермикулит и монтмориллонит (0,8—1,5 мл-экв/г).

Содержание органических веществ и гумуса в донных отложениях значительно увеличивает сорбционную емкость, так как емкость органических сорбентов в среднем в 20 раз выше емкости минеральных веществ [71]. По данным [3; 72], содержание гумуса в воде характеризуется следующими значениями:

- речные воды — $(10—15) \cdot 10^{-3}$ кг/м³;
- озерные воды — $(1—150) \cdot 10^{-3}$ кг/м³;
- подземные воды — $(1—10) \cdot 10^{-3}$ кг/м³.

В зависимости от физико-химического состояния радиоактивной примеси в воде водоема могут происходить те или иные процессы межфазных сорбционных взаимодействий в системе «вода — взвесь — донные отложения». При контакте фаз на границе наблюдаются два вида связи: межмолекулярная (ван-дер-ваальсовы силы) и химическая [14]. Первая приводит к реализации физической адсорбции, вторая вызывает хемосорбцию. Ионный обмен, задержка растворов в туловых порах донных отложений, растворение и осаждение зачастую приводят к тем же результатам, что и обратимая сорбция, и могут математически описываться аналогично сорбционным процессам.

В условиях направленного движения воды при фильтрации из водоема имеет место динамическая сорбция. При относительном покое или беспорядочном механическом перемешивании в замкнутых водоемах происходит статическая сорбция. Концентрация компонентов в жидкой и твердой фазах зависит от скорости прямого (собственно сорбции) и обратного (десорбции) процессов. Если состав и параметры фаз во времени неизменны, считается, что система равновесна. Такое равновесие носит динамический характер и достигается равенством скоростей прямого и обратного процессов. Любая неравновесная система стремится к равновесию.

Уравнением, описывающим сорбцию, является кинетическая зависимость вида [36]

$$\frac{\partial C_{Tj}}{\partial t} = \psi_j (C_1, C_2, \dots, C_j, C_{T1}, C_{T2}, \dots, C_{Tj}, v, t, \rho, \mu, K_{\text{диф}}, K_{\text{кин}}). \quad (2.1)$$

Это уравнение показывает зависимость скорости поглощения (выделения) какого-либо компонента от концентрации примесей в жидкой C_j и твердой C_T фазах от скорости движения v при фильтрации и физических свойств (плотности ρ и вязкости μ) подвижной фазы. Влияние диффузионных процессов в фазах учитывается параметром $K_{\text{диф}}$, а величины, определяющие стадию кинетики сорбции, характеризуются $K_{\text{кин}}$.

Для сорбционных процессов при загрязнении вод в реальных природных водоемах в большинстве случаев характерны относительно небольшие концентрации радиоактивной примеси и постоянство физических факторов. В этом случае на кинетику сорбции каждого компонента не влияет концентрация в фазах других веществ, и уравнение (2.1) трансформируется к виду

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = \psi_j(C, C_T, K_{\text{диф}}, K_{\text{кин}}). \quad (2.2)$$

В общем случае адсорбция может быть разложена на ряд элементарных актов. Подвод вещества к границе раздела фаз происходит по законам внешней диффузии и количественно характеризуется коэффициентом конвективной дисперсии (при фильтрации) или молекулярной диффузии. Физическая адсорбция по своей природе неизбирательна, при хемосорбции обязательная стадия — прохождение химической реакции. После этого возможны десорбция самого компонента и продуктов реакции и миграция вещества вовне и внутрь твердой фазы [36; 73]. В зависимости от скоростей этих процессов кинетика сорбции может лимитироваться диффузионной, адсорбционной или реакционной областями.

В случае диффузионной кинетики скорость сорбции зависит от плотности и вязкости воды, массы и размеров частиц примеси, геометрии порового пространства. Химическая кинетика зависит от порядка и вида химических реакций и может описываться по закону действующих масс.

Статическая и динамическая обратимые сорбции могут привести к равновесному состоянию системы, когда величины C и C_T постоянны. Равновесные концентрации компонента в жидкой и твердой фазах зависят только от температуры, и соотношение между ними описывается уравнением изотермы, полученным из условия $\frac{\partial C_T}{\partial t} = 0$ в выражениях (2.1) и (2.2):

$$\psi(C, C_T) = 0. \quad (2.3)$$

Иногда можно получить уравнение изотермы в явном виде:

$$C_T = f(C). \quad (2.4)$$

При моделировании процессов, происходящих в водоемах, как правило, пренебрегают кинетикой, полагая, что равновесие устанавливается мгновенно, и вместо (2.2) используют (2.3) и (2.4). Такое допущение не вносит существенных ошибок, когда время достижения равновесия значительно меньше рассматриваемого периода прогнозирования загрязнения водных объектов. По истечении этого времени в системе «вода — взвесь — донные отложения» устанавливается адсорбционно-десорбционное равновесие.

Существует ряд уравнений, связывающих между собой концентрацию радионуклидов в жидкой и твердой фазах. Они получены при разных теоретических предположениях адсорбции и адекватно описывают равновесную сорбцию. Наиболее часто нелинейные изотермы сорбции описываются уравнением Фрейндлиха [36]:

$$C_T = aC^n \quad (2.5)$$

или уравнением Лэнгмюра:

$$\overline{C_T} = \frac{kC}{1 + kC}, \quad (2.6)$$

где a , k и n — константы.

Иногда выражение для равновесной адсорбции представляют в виде степенной зависимости (изотерма Хоктана):

$$C_T = K_0 + K_1 C + K_2 C^2, \quad (2.7)$$

где K_0 , K_1 , K_2 — константы.

Для малых концентраций радионуклидов в воде равновесная адсорбция наиболее часто описывается линейной изотермой Генри:

$$C_T = K_d C, \quad (2.8)$$

где $K_d = \frac{C_{Tp}}{C_p}$ — коэффициент распределения, равный отношению равновесной концентрации радионуклида в твердой фазе (взвесь, донные отложения) к равновесной концентрации радионуклида в жидкой фазе, м³/кг.

При необходимости учета кинетики адсорбции используют уравнение

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = \beta [C - f(C)], \quad (2.9)$$

где β — константа скорости сорбции, $f(C)$ — изотерма сорбции.

В случае, когда скорость процесса сорбции лимитируется диффузионной областью, для выражения скорости конвективно-диффузионной миграции применяют следующее уравнение [36; 73; 74]:

$$\frac{1}{\beta} = \frac{1}{\beta_{\text{внешн}}} + \frac{1}{\beta_{\text{внутр}}}. \quad (2.10)$$

При этом кинетика внешней диффузии учитывается коэффициентом $\beta_{\text{внешн}}$, внутренней диффузии — $\beta_{\text{внутр}}$. Такая кинетика сорбции характерна для миграции радионуклидов в аллювиальных донных отложениях — песках и супесях [17].

Если выполняется изотерма Генри, выражение (2.9) можно представить в виде

$$\frac{dC_T}{dt} = \beta \left(C - \frac{C_T}{K_d} \right) = \frac{\beta}{K_d} (C K_d - C_T).$$

Отношение $\frac{\beta}{K_d}$ принято называть коэффициентом скорости массообмена.

При необратимой сорбции или осаждении вещества из загрязненных вод

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = aC, \quad (2.11)$$

где a — кинетический коэффициент.

Значительно сложнее учитывать влияние сорбции, идущей в неравновесных условиях. В этом случае часто применяют метод запаздывающих координат, заменяя неравновесные C_T и C на равновесные их соотношения для сдвинутого на величину τ времени [36]:

$$C_T(t) = f[C(t - \tau)].$$

При $\tau \ll t$, разложив функцию $C_T(t)$ в ряд и ограничившись первыми членами разложения, получим уравнение псевдоравновесной кинетики

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = \frac{\partial f}{\partial t} - \tau \frac{\partial^2 f}{\partial t^2}, \quad (2.12)$$

которое в дальнейшем можно использовать в моделях миграции радионуклидов.

2.2. Экспериментальное определение сорбционных свойств донных отложений

Принципиальные основы методики определения сорбционных свойств донных отложений известны давно. Различают два вида сорбционных экспериментов — статический и динамический [76].

При статическом эксперименте навески донных отложений вносят в раствор изотопа, сорбция которого исследуется, и наблюдают распределение сорбента (радиоактивного индикатора) в жидкой и твердой фазах. При этом экспериментально определяемыми величинами являются максимальная емкость поглощения C_{T0} , коэффициент распределения K_d и константа скорости сорбции. При проведении статических экспериментов в лабораторных или аквариумных условиях на результаты существенное влияние оказывает отношение массы навески M_T к объему раствора изотопа $V_{Ж}$. Так, по данным В. М. Прохорова [39], значение K_d для ^{90}Sr при $V_{Ж}/M_T < 1$ примерно в 200 раз меньше, чем при $V_{Ж}/M_T = 50$. В [76] при проведении статических экспериментов рекомендовано принимать $V_{Ж}/M_T = 5—10$. В этой же работе можно найти условия проведения статических экспериментов и все соотношения, по которым рассчитываются время установления сорбционного равновесия, сорбционная емкость и коэффициент распределения.

При динамическом эксперименте через исследуемую колонку донных отложений с некоторой скоростью пропускают раствор, содержащий исследуемый радионуклид [76]. В этом случае основные характеристики сорбции определяются по результатам наблюдения за изменением концентрации (удельной активности) радиоиндикатора на выходе из колонки (или в самой колонке). Если образец был предварительно насыщен радионуклидом и через него пропускают раствор, не содержащий радиоизотоп, то наблюдают процесс десорбции.

Выбор того или иного варианта эксперимента в каждом случае определяется задачами исследования, требуемой точностью (достоверностью), наличием оборудования и объемом анализируемых проб. Статические опыты менее трудоемки, требуют меньших затрат времени и более производительны. Динамические опыты, уступая статическим в простоте и производительности, не зависят от $V_{Ж}/M_T$ и часто лучше моделируют условия протекания сорбционных процессов загрязнения дна, особенно в условиях направленных потоков, связанных с фильтрацией загрязненной воды из водоема, а также в процессе подпитки водоема подземными водами.

Изучению особенностей поведения радионуклидов в водоемах и нахождению сорбционных характеристик радионуклидов посвящено большое количество работ. Среди отечественных необходимо отметить работы

Е. А. Тимофеевой-Ресовской и А. Л. Титляновой [10]. Эти авторы в течение 10 лет проводили экспериментальные исследования с рядом радионуклидов. Исследования включали статические (в том числе на серии аквариумов) и многочисленные динамические эксперименты.

Методика аквариумных опытов состояла в следующем. В стеклянные аквариумы объемом от 5 до 15 л наливалась озерная вода, на дно клался чистый промытый озерный песок, помещалось приблизительно одинаковое по относительной массе количество растений и животных; весовые соотношения воды, грунта и биомассы составляли примерно 850:150:1. В табл. 2.4 приведены экспериментальные данные по распределению радионуклидов в компонентах аквариумов [10]. Из этих данных следует, что среднее распределение радиоактивности резко отличается от соотношения масс воды, грунта и живых организмов. Так, вода, составлявшая по массе 85%, содержала только около четверти всей радиоактивности, а биота, на долю которой приходилось лишь около 0,1% общей массы данных водоемов, содержала 28% общей радиоактивности. Активность грунта составляла 50% общей, притом что масса донного грунта не превышала 15% общей массы. Следует подчеркнуть, что в данном эксперименте грунт был представлен хорошо промытым озерным песком, сорбционная способность и поглотительная емкость которого минимальны по сравнению с илистыми и глинистыми грунтами, нередко слагающими дно поверхностных водоемов.

Таблица 2.4. Распределение радионуклидов между водой, грунтом и биомассой, %

Радионуклид	Вода	Грунт	Биота
³² P	10	28	62
³⁵ S	93	3	4
⁵¹ Cr	76	12	12
⁵⁹ Fe	3	80	17
⁶⁰ Co	21	58	21
⁶⁵ Zn	4	78	18
⁷¹ Ge	70	25	5
⁸⁶ Rb	23	29	48
⁹⁰ Sr	48	27	25
⁹¹ Y	0	92	8
⁹⁵ Zr	4	77	19
⁹⁵ Nb	0	85	15
¹⁰⁶ Ru	27	40	33
¹¹⁵ Cd	35	13	52
¹³¹ I	58	13	29
¹³⁷ Cs	6	90	4
¹⁴⁴ Ce	9	40	51
²⁰³ Hg	8	22	70
Среднее	27	45	28
Масса	85	14,9	0,1

В табл. 2.5 приведены коэффициенты накопления ¹, полученные в опытах с аквариумами.

Таблица 2.5. Коэффициенты накопления различных радионуклидов грунтом аквариумов

Радионуклид	Коэффициент накопления	Радионуклид	Коэффициент накопления
³² P	9,0	⁹¹ Y	13,0
³⁵ S	0,3	⁹⁵ Zr	9,1
⁵¹ Cr	18,0	⁹⁵ Nb	4,1
⁵⁹ Fe	7,0	¹⁰⁶ Ru	5,2
⁶⁰ Co	5,3	¹¹⁵ Cd	5,5
⁶⁵ Zn	5,5	¹³¹ I	0,6
⁷¹ Ge	2,7	¹³⁷ Cs	14,5
⁸⁶ Rb	4,4	¹⁴⁴ Ce	11,0
⁹⁰ Sr	1,1	²⁰³ Hg	14,0

В природных водных объектах соотношение масс воды, грунта и живых организмов в значительной степени отличаются от аквариумных условий. Содержание абиотической компоненты на много порядков выше, чем биотической. На основании изучения содержания радионуклидов в компонентах водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, подвергшегося существенному радиоактивному загрязнению, в [41] указывается, что в биоте концентрируется только около 1% всех радионуклидов.

В табл. 2.6 приведены результаты статических и динамических опытов по изучению сорбционных и десорбционных свойств почвы для 16 радионуклидов [10].

Опыты показали, что наивысшие проценты сорбции при низких процентах десорбции дают кобальт, цинк, иттрий, кадмий и цезий, исключительно низкие проценты сорбции при очень высоком проценте десорбции дает сера, а результаты по рубидию и стронцию типичны для элементов-ионообменников; железо, рутений и церий присутствуют, по-видимому, не менее чем в двух формах, из которых одна хорошо сорбируется, а другая легко проходит через фильтр. Чистый песок сорбирует все радионуклиды в заметно меньшем количестве, чем почва [10; 17].

¹ Под коэффициентом накопления (кг/кг) авторы понимали отношение концентрации радионуклида в грунте к его концентрации в воде.

Таблица 2.6. Сорбция и десорбция различных радиоизотопов, %

Радионуклид	Динамические опыты		Статические опыты ($V_{ж}/M_T = 20$)		
	Почва		Почва		Песок
	Сорбция	Десорбция	Сорбция	Десорбция	Сорбция
³² P	50,0	60,0	—	—	3,6
³⁵ S	5,0	100,0	15,0	95,0	6,0
⁵⁹ Fe	80,0	1,0	70,0	2,0	43,7
⁶⁰ Co	99,3	0,4	97,0	0,5	47,5
⁶⁵ Zn	98,6	0,7	96,0	0,5	21,9
⁸⁶ Rb	75,0	74,0	90,0	5,0	21,3
⁹⁰ Sr	99,8—90,0	22,0	93,0	8,0	35,0
⁹¹ Y	95,0	0,0	96,0	1,0	52,2
⁹⁵ Zr	20,0	90,0	8,4	—	49,5
⁹⁵ Nb	60,0	2,5	15,6	—	23,8
¹⁰⁶ Ru	56,0	2,5	60,0	1,5	4,0
¹¹⁵ Cd	98,5	0,5	99,0	0,5	45,6
¹³⁷ Cs	99,9	0,0	99,8	0,0	63,0
¹⁴⁴ Ce	75,0	0,8	73,0	1,5	50,0
¹⁴⁷ Pr	87,2	3,1	—	—	—
²⁰³ Hg	77,0	—	—	—	27,3

* Статические опыты по десорбции радиоизотопов, сорбированных на песке, не закончены.

Изучение распределения радионуклидов по компонентам непроточных водоемов проводилось также в работах [7—12; 18—23; 25; 27—29; 31—33; 48; 58]. Многочисленные литературные данные свидетельствуют о большом разнообразии факторов, влияющих на поведение радионуклидов в водной среде. Основные из них: механизмы сорбции, форма нахождения радиоактивных веществ в водной среде, соотношение фаз миграции, минерализация воды, определяемая суммой основных ионов, катионообмен и сорбционная способность твердой фазы (донные отложения, почвы, взвеси; гранулометрический и вещественный состав твердой фазы и др.) [24; 26; 28; 30; 36—38; 54; 77]. В общем случае кинетика сорбции радионуклидов в водных объектах описывается нелинейными изотермами Фрейндлиха или Лэнгмюра, что в значительной степени усложняет построение моделей миграции радиоактивных веществ [76]. Определение параметров нелинейной сорбции требует весьма сложных экспериментов. Кроме того, с течением времени параметры нелинейной сорбции могут изменяться под воздействием физико-химических превращений в водоеме, снижая точность расчетов. Поэтому в большинстве моделей миграции радиоактивных веществ принято консервативное предположение, что сорбция радионуклидов описывается линейной изотермой Генри (1.8) с постоянным коэффициентом распределения K_d [40; 76; 78; 79].

Можно отметить общие закономерности поведения радионуклидов в водных объектах, свойственные наибольшему числу изотопов.

- Сорбционное равновесие в модельных экспериментах достигалось в подавляющем большинстве случаев через 1—3 сут [7; 9; 11; 21; 22; 25].
- Коэффициент распределения K_d в значительной степени зависит от содержания ионов водорода. Большому значению рН (щелочная среда) соответствуют большая сорбция и увеличение K_d . В кислой среде при $pH < 7$ сорбция значительно уменьшается [19; 22; 31].
- На характер сорбции значительное влияние оказывает сорбционная емкость твердой фазы. Значительной емкостью обладают органические вещества и минералы глин. В [22; 25] отмечается положительная корреляционная связь ($r = 0,6—0,9$) между K_d некоторых нуклидов и катионообменной емкостью сорбента.
- Сорбируемость радионуклидов взвесью и донными отложениями зависит от гранулометрического состава. Частицам с меньшими размерами отвечает больший K_d [7; 31; 33].
- Присутствие в воде ионов стабильных элементов в значительной степени влияет на сорбцию и десорбцию радионуклидов [7; 23; 31].
- Ионные радиусы нуклидов и энергия гидратации влияют на степень сорбции и скорость выведения радионуклидов из воды в донные отложения [8; 13].

Сорбционные свойства радионуклидов в сильной степени зависят от особенностей конкретного водоема, поэтому использовать справочные данные в моделях миграции радиоактивных веществ можно только для оценочных, предварительных расчетов. Надежные результаты расчетов должны опираться на параметры сорбции, определяемые для конкретного водоема из натурных и модельных исследований.

Специальные исследования, проведенные в [13] для десяти нуклидов, показали, что при однократном внесении радионуклидов изменение их концентрации в воде подчиняется экспоненциальному распределению вида

$$\frac{C(t)}{C_0} = a^{-\lambda_p t} + b^{-\lambda_c t}, \quad (2.13)$$

где C_0 — начальная концентрация радионуклида; λ_p — постоянная распада, сут⁻¹; λ_c — постоянная выведения радионуклида вследствие сорбции, сут⁻¹; a и b — параметры очищения водоема, б/р.

В табл. 2.7 приведены численные значения параметров, входящих в формулу (2.13).

Таблица 2.7. Значения параметров, характеризующих уменьшение содержания ряда радионуклидов в воде экспериментальных водоемов [16]

Радионуклид	a	b	λ_c
⁸⁹ Sr	0,80±0,02	0,20±0,02	0,24±0,02
¹⁴⁰ Ba	0,82±0,02	0,18±0,02	0,23±0,03
⁹¹ Y	0,20±0,02	0,80±0,02	0,35±0,02
^{141,144} Ce	0,18±0,01	0,82±0,01	0,38±0,01
¹⁴³ Pr	0,20±0,01	0,80±0,01	0,32±0,03
⁹⁵ Zr	0,15±0,02	0,85±0,02	0,43±0,02

Автор работы [13], проанализировав результаты аквариумных экспериментов, пришел к выводу, что постоянную выведения λ_c вследствие сорбции можно определить по одному из соотношений, приведенных в табл. 2.8.

Таблица 2.8. Соотношения для определения коэффициента выведения

Постоянная выведения, сут ⁻¹	Коэффициент корреляции r
$\lambda_c = 0,219 + 1,2 \cdot 10^{-4} E$	0,94
$\lambda_c = 0,670 - 0,33 R_k$	-0,97
$\lambda_c = 0,013 - 0,08 R_g$	0,93

Примечание. R_k — кристаллографический радиус иона, Å; R_g — гидратированный радиус иона, Å; E — энергия гидратации, ккал/г-ион.

Миграция радионуклидов вглубь толщи донных отложений влияет на распределение радионуклидов в водоеме. Исследуя распределение радионуклидов по профилю донных отложений, В. М. Прохоров [39] доказал принципиальную невозможность установления полного равновесия «вода — дно» в реальных водоемах из-за диффузии нуклидов вглубь донных отложений.

2.3. Смыв радионуклидов с водосборов

При возникновении радиационных аварий, сочетающихся с атмосферным переносом радиоактивной примеси, происходит загрязнение водосборов рек и водоемов. Поверхностный смыв радионуклидов в ручейковую сеть и воды речной сети с загрязненных водосборов — один из самых распространенных механизмов вторичного загрязнения водных объектов. Экспериментальные данные о смыве радионуклидов с данной территории получают обычно на водобалансовых полигонах и площадках путем сопоставления смываемой части с радиоактивных веществ фиксированной исследуемой территории с известным их запасом за единицу времени [80—82].

Смыв радионуклида с поверхности водосборов характеризуется коэффициентами смыва. Коэффициент «жидкого» смыва $K_{\text{ж}}$ равен отношению поступившего за некоторый период T в водоем радионуклида в растворенном состоянии к запасу радионуклида в почве. Аналогично коэффициент «твердого» смыва $K_{\text{т}}$ равен отношению поступившего в водоем за некоторый период T в сорбированном состоянии радионуклида к запасу радионуклида в почве. Интегральный коэффициент смыва $K_{\text{см}}$ — это сумма коэффициентов «жидкого» и «твердого» смыва.

$$K_{\text{ж}} = \frac{\int_0^T C_f \Omega(t) dt}{\int_P C_s dP}, \quad (2.14)$$

$$K_{\text{т}} = \frac{\int_0^T C_a M(t) dt}{\int_P C_s dP}, \quad (2.15)$$

где C_f — объемная активность радионуклида в растворенном состоянии в воде стока, Бк/м³; C_a — удельная активность радионуклида на взвешенных частицах, Бк/г; C_s — поверхностная плотность загрязнения почвы, Бк/м²; P — площадь стоковой площадки, м²; $\Omega(t)$ — интенсивность стока, м³/с; $M(t)$ — интенсивность выноса взвешенных частиц, кг/с.

Для сравнения результатов экспериментов на разных площадках и использования при прогнозировании вторичного загрязнения водоемов $K_{\text{ж}}$ и $K_{\text{т}}$ могут быть параметризованы через основные гидрологические характеристики стока: $K_{\text{ж}}$ — через слой стока ($h_{\text{стока}}$), а $K_{\text{т}}$ — через массу взвеси ($m_{\text{стока}}$, кг/м²), выносимой с единицы площади:

$$K'_{\text{ж}} = \frac{K_{\text{ж}}}{h_{\text{стока}}} = \frac{\bar{C}_f}{\bar{C}_s}, \quad (2.16)$$

$$K'_{\text{т}} = \frac{K_{\text{т}}}{m_{\text{стока}}} = \frac{\bar{C}_a}{\bar{C}_s}, \quad (2.17)$$

где $\bar{C}_f$ — средневзвешенная концентрация растворенного радионуклида в поступающих в водоем водах; $\bar{C}_a$ — средневзвешенная концентрация радионуклидов в сорбированном виде в твердом стоке; $\bar{C}_s$ — средневзвешенный запас радионуклида на площадке.

В тех случаях, когда концентрация радионуклида в ходе стока меняется, удобно использовать мгновенные коэффициенты смыва:

$$k_{\text{ж}} = \frac{C_f(t)}{C_s}, \quad (2.18)$$

$$k_{\text{т}} = \frac{C_a(t)}{C_s}. \quad (2.19)$$

2.4. Миграционные характеристики отдельных радионуклидов

Как уже указывалось, изучению свойств дозообразующих радионуклидов в водных экосистемах посвящено много отечественных и зарубежных исследований. В данном разделе на основании литературных источников приведены данные, характеризующие содержание и водно-физические характеристики наиболее важных в санитарном отношении радионуклидов.

2.4.1. Техногенные радионуклиды

Цезий. ^{137}Cs — продукт деления с периодом полураспада 30,2 года. Этот радионуклид является бета-излучателем со средней энергией бета-частиц 179,8 кэВ. При распаде радионуклида образуется дочерний радионуклид $^{137\text{m}}\text{Ba}$, который, в свою очередь, распадается с периодом полураспада 2,55 мин и испусканием гамма-излучения с энергией 661,6 кэВ. ^{137}Cs — один из наиболее дозообразующих радионуклидов. Его удельная активность составляет $3,2 \cdot 10^{12}$ Бк/г [83]. После окончания испытаний ядерного оружия в атмосферу поступило около $9,6 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs . Средневзвешенные годовые выпадения ^{137}Cs по территории России по состоянию на 2007 г. находились на уровне менее 0,4 Бк/(м²·год), в загрязненной зоне после аварии на Чернобыльской АЭС — 1,7 Бк/(м²·год). Максимальные выпадения этого радионуклида в 2007 г. наблюдались на территории Брянской области — 14,8 Бк/(м²·год) [84]. Современный фоновый уровень загрязнения почвенного покрова страны ^{137}Cs оценивается в 1,9—2,2 кБк/м² (0,05—0,06 Ки/км²) [85]. Среднее значение удельной активности ^{137}Cs на поверхности почвы в Московском регионе составляет 10 ± 4 Бк/кг, на глубине 0,2 м — 4 ± 2 Бк/кг, что обусловлено глобальными и чернобыльскими выпадениями [86].

Современное фоновое содержание ^{137}Cs в реках и озерах Европейской части России, не подвергшихся значимому загрязнению после Чернобыльской аварии, находится, по разным источникам, на уровне от 1 до 10 Бк/м³ [42;

86]. Фоновое содержание ^{137}Cs в донных отложениях озер и водоемов зависит от проточности и содержания радионуклида на водосборе. В реках, как правило, за счет промывания русла фоновое содержание ^{137}Cs меньше, чем в озерах. По данным [86], среднее фоновое содержание ^{137}Cs в донных отложениях водных объектов находится на уровне 6 Бк/кг [86].

Среднее содержание природного микроэлемента — стабильного ^{133}Cs в воде пресноводных водоемов составляет около 0,05 мг/м³, а в донных отложениях — 1 мг/кг [31].

Наибольший из всех катионов ионный радиус цезия (1,65 Å) определяет значительную его сорбируемость донными отложениями и взвесями, на которых в основном мигрирует ^{137}Cs [31]. Сорбция ^{137}Cs уменьшается с присутствием в воде K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (перечислены в порядке уменьшения степени значимости) [7; 25]. В [8; 25] указывается, что коэффициент распределения K_d нуклида отрицательно коррелирует с концентрацией в воде ионов K^+ и Na^+ ($r = 0,6$). Теснота связи при корреляции K_d и катионообменной способности грунтов составила 0,76.

Экспериментально полученные значения коэффициентов распределения ^{137}Cs для различных типов донных отложений приведены в табл. 2.9 [12].

Таблица 2.9. Коэффициенты распределения ^{137}Cs между водой и донными отложениями в водоемах

Тип грунта	K_d , м ³ /кг
Илистый	4,73
Торфянистый	3,85
Кремнеземный сапропель	2,50
Смешанный сапропель	1,84
Известковый	0,65
Глинистый	0,65
Песчаный	0,58

На основании натурных исследований Енисея в 2000 г. был получен коэффициент распределения ^{137}Cs в системе «вода — взвесь» в размере 130 м³/кг со среднеквадратичной ошибкой $\sigma = 41$. Диапазон изменения коэффициентов распределения ^{137}Cs в системе «вода — донные отложения» составил 10—330 м³/кг, при этом среднее значение составило 110 м³/кг со среднеквадратичной ошибкой $\sigma = 29$ [97; 98].

Исследованиями установлено, что сорбционное равновесие ^{137}Cs в системе «вода — твердая фаза» устанавливается через 1—3 дня [7; 26]. При этом в нейтральной среде десорбция ^{137}Cs не превышает 4%, увеличиваясь до 50% и более в кислой среде [47].

Коэффициент диффузии цезия D в бесконечно разбавленном водном растворе при 298 К составляет $20,6 \cdot 10^{-10} \text{ м}^2/\text{с}$ [49]. В [37] приводится коэффициент диффузии нуклида в водонасыщенных грунтах, равный $1,4 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$.

На основании изучения распределения радионуклидов в донных отложениях Киевского водохранилища после аварии на Чернобыльской АЭС была выполнена оценка коэффициента диффузии для ^{137}Cs в донных отложениях и коэффициента массообмена β (см. главу 4). Диапазон изменений коэффициента D составил $(3,0—7,0) \cdot 10^{-13} \text{ м}^2/\text{с}$, а значений β — $(4,1—12) \cdot 10^{-16} \text{ м}/\text{год}$ [94].

В результате модельных экспериментов с образцами пойменной почвы Енисея были выполнены оценки коэффициента диффузии ^{137}Cs . Коэффициент диффузии находился в интервале значений $(2—4) \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}$ [96].

В табл. 2.10 приведено распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений водоема [17].

Таблица 2.10. Распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений, %

Слой, см	Время после внесения, лет	
	7	15
0—5	94,0	91,3
5—10	1,9	2,0
10—15	1,2	1,6
15—20	0,2	1,7
20—25	1,0	1,7
Более 25	1,0	1,4

Экспериментальные исследования смыва радионуклидов на стоковых площадках в 30-километровой зоне аварийной Чернобыльской АЭС показали, что средний коэффициент смыва ^{137}Cs составил $5 \cdot 10^{-4} \text{ год}^{-1}$, а нормированный на слой стока коэффициент смыва радиоцезия (растворенная фаза плюс взвесь) находился в пределах $(0,9—120) \cdot 10^{-6} \text{ мм}^{-1}$ [87]. Близкие результаты были получены в экспериментах по смыву радиоцезия на модельных блоках почвы [88].

^{134}Cs — радионуклид с периодом полураспада 2,062 года, бета- и гамма-излучатель. Основное отличие ^{134}Cs от ^{137}Cs проявляется в происхождении.

^{134}Cs в основном образуется при реакции активации $^{133}\text{Cs} \rightarrow (n, \gamma) \rightarrow ^{134}\text{Cs}$.

В ядерных реакторах стабильный ^{133}Cs может присутствовать в охлаждающей воде и конструкционных материалах, а также образуется из ^{133}Sb [89]. Не исключено, что от ядерных установок в окружающую среду ^{137}Cs и ^{134}Cs могут поступать в отличных химических формах, что может привести к отличию в механизмах миграции этих радионуклидов.

В острый период после аварии на Чернобыльской АЭС соотношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ в воде и донных отложениях водных объектов ближней зоны составляло примерно 2,0.

В табл. 2.11 приведены значения коэффициентов распределения ^{134}Cs в системе «вода — взвесь» в зависимости от размера взвеси [31].

Таблица 2.11. Значение коэффициента распределения ^{134}Cs в зависимости от размера взвеси

Диаметр частиц, мкм	K_d , мкг/мг
Менее 2	$1,4 \cdot 10^3$
2,0—5,5	$1,4 \cdot 10^3$
5,5—15	$1,3 \cdot 10^3$
15—31	$6,0 \cdot 10^2$
31—46	$5,0 \cdot 10^2$
46—63	$2,0 \cdot 10^2$
Более 63	$2,0 \cdot 10^2$

Стронций — щелочно-земельный элемент, широко распространенный на земной поверхности [4]. Природный стронций состоит из смеси стабильных изотопов ^{84}Sr (0,56%), ^{86}Sr (9,86%), ^{87}Sr (7,02%) и ^{88}Sr (82,56%). Концентрация природного стронция в воде пресных водоемов находится на уровне около 100 мг/м³ [31]. ^{90}Sr — бета-излучающий радионуклид со средней энергией 195,8 кэВ и периодом полураспада 28,6 года. Он образуется при делении трансурановых элементов. При его распаде образуется ^{90}Y — также бета-излучатель со средней энергией 934,8 кэВ и периодом полураспада 61,1 ч. Удельная активность ^{90}Sr составляет $5,2 \cdot 10^{12}$ Бк/г.

Общее количество ^{90}Sr , образованного в результате испытаний ядерного оружия до 1981 г., составляло примерно $6 \cdot 10^{17}$ Бк. В глобальных выпадениях соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} \approx 1,6$ [83]. В настоящее время среднегодовые выпадения этого радионуклида по территории России не превышают предела обнаружения 0,3 Бк/(м²/год). Максимальные выпадения обнаруживаются в зоне ПО «Маяк». В 2007 г. среднегодовые выпадения ^{90}Sr в зоне ПО «Маяк» составили 6,7 Бк/(м²/год) [84].

Средняя объемная активность ^{90}Sr в воде рек Европейской территории России в 2007 г. находилась на уровне 5,6 Бк/м³, а на Азиатской территории России была ниже — 4,5 Бк/м³. Максимальная объемная активность наблюдалась в воде реки Течи ниже ПО «Маяк». Средняя объемная активность ^{90}Sr в воде Течи (поселок Муслюмово) в 2007 г. составляла 8900 Бк/м³ [84].

Ионный радиус элемента (1 Å) определяет его значительную подвижность в водных системах [5]. По классификации [4] ^{90}Sr обладает сильной степенью миграции. Е. А. Тимофеева-Ресовская [10] отнесла этот нуклид к группе

«эквипропов», т. е. равномерно распределенных в экосистеме пресноводных водоемов. В табл. 2.12 приведены значения коэффициентов распределения ^{90}Sr для некоторых типов донного грунта природных водоемов [12].

**Таблица 2.12. Коэффициенты распределения ^{90}Sr
для некоторых типов донного грунта**

Тип грунта	K_d , $\text{дм}^3/\text{кг}$
Смешанный сапропель	1110
Торфянистый	244
Кремнеземный сапропель	218
Илистый	148
Глинистый	65
Известковый	25
Песчаный	22

В [25] на натурном материале, отобранном из озер Финляндии, исследовались коэффициенты распределения техногенных радионуклидов между водой и донными отложениями. K_d для ^{90}Sr был наименьшим и составил для илов $(50\text{—}60) \cdot 10^{-3} \text{ м}^3/\text{кг}$, для песчаных образцов — $(1,3\text{—}1,9) \cdot 10^{-3} \text{ м}^3/\text{кг}$. На уменьшение сорбционной способности ^{90}Sr влияют следующие ионы: Ca^{2+} , Mg^{2+} , B^{2+} , Na^{+} (здесь они также перечислены в порядке уменьшения степени значимости) [7; 23]. В [7; 25; 51] указывается на значительное влияние обменного кальция на сорбируемость ^{90}Sr . Так, по данным [51], K_d ^{90}Sr уменьшается примерно в два раза при увеличении содержания кальция в воде с 30 до 80 $\text{г}/\text{м}^3$.

На процесс сорбции-десорбции существенное влияние оказывает pH воды. В слабощелочной среде ($\text{pH} = 8,5\text{—}9,5$) ^{90}Sr хорошо сорбируется грунтами и легко вступает в обменные реакции [17; 19]. В результате экспериментов на горных породах (гнейс, слюда) установлено, что изменение pH раствора с 5 до 8 вызывает увеличение K_d этого радионуклида на порядок [22].

В [53] изучались механизмы миграции ^{90}Sr в верхнем 20-сантиметровом слое ила. Величина коэффициента диффузии составила в среднем $7,6 \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}$. Авторы работы отметили, что на значение коэффициента оказывают влияние дисперсность донных отложений, влажность и температура. Отмечалось, что при прочих равных условиях дисперсность донных отложений может изменять коэффициент диффузии в три раза. Изменение температуры от 0 до 20°C вызывает рост D примерно в два раза. Также наблюдается рост коэффициента диффузии ^{90}Sr с глубиной (до трех раз). Последнее явление в [52] объясняется изменением типа донных отложений по глубине. Коэффициент диффузии Sr^{2+} в бесконечно разбавленных водных растворах составляет $7,92 \cdot 10^{-10} \text{ м}^2/\text{с}$ [49]. В полностью насыщенных песках $D = 2,05 \cdot 10^{-10} \text{ м}^2/\text{с}$ [59].

Загрязненные ^{90}Sr водосборы водных объектов являются значимым источником вторичного загрязнения рек и водоемов. По данным [88], средний коэффициент смыва ^{90}Sr ($3 \cdot 10^{-2}$) примерно на два порядка больше, чем у ^{137}Cs . Нормализованный на слой стока коэффициент смыва для стронция составил $2 \cdot 10^{-6} - 1,6 \cdot 10^{-4} \text{ мм}^{-1}$ [87].

В табл. 2.13 приведены данные по стоку ^{90}Sr с водосборов ряда сибирских рек в 1961—1990 гг. [90]. Авторы показали, что доля ^{90}Sr , выносимого с водосборов рек Восточной Сибири, была примерно в два раза ниже, чем у рек северо-запада Европейской части страны. Это связано с разными климатическими условиями на водосборе. Различия сумм активных температур для почв рассматриваемых поясов достаточны, чтобы вызвать изменения коэффициента диффузии ^{90}Sr в почвах и повлиять на скорость обменных реакций ^{90}Sr в системе «почвенный раствор — поглощающий комплекс почв». Согласно [90] для водосборов Северной Двины и Печоры характерен годовой вынос 0,6% накопленного запаса на водосборе, а для Енисея, Лены этот показатель в два раза меньше — 0,3%.

Таблица 2.13. Динамика стока ^{90}Sr с водосборов рек в 1961—1990 гг., 10^{12} Бк [90]

Река	1961— 1965	1966— 1970	1971— 1975	1976— 1980	1981— 1985	1986— 1990	1961— 1990
Северная Двина	36,0	23,0	10,7	14,5	10,8	7,0	102,0
Печора	28,0	16,5	12,0	10,0	7,4	6,2	80,1
Енисей	122,0	69,0	86,0	27,0	29,0	39,0	372,0
Лена	100,0	67,0	39,0	32,0	37,0	17,0	292,0

Зависимость содержания глобального ^{90}Sr в воде и донных отложениях замкнутых и слабопроточных водоемов от соотношения площади зеркала S и площади водосбора P рассматривается в [99]. Линейные эмпирические зависимости объемной активности ^{90}Sr в воде C_w , удельной активности в донных отложениях C_b и плотности загрязнения верхнего слоя донных отложений толщиной 0,15 м C_s гипотетического водоема в зависимости от коэффициента $\mu = P/S$ для условий смыва и выпадений, наблюдавшихся в 2004 г., таковы:

$$C_w = 0,16\mu + 3,95, \text{ Бк/м}^3,$$

$$C_b = 0,14\mu + 3,39, \text{ Бк/кг}, \quad (2.20)$$

$$C_s = 0,022\mu + 0,56, \text{ кБк/м}^2.$$

Как правило, для водных объектов известны площадь водного зеркала и площадь водосбора, поэтому приводимые зависимости можно использовать для ориентировочных экспресс-оценок содержания ^{90}Sr в воде и донных отложениях водоемов в зависимости от глобальных выпадений в современных условиях.

^{89}Sr — бета-излучающий радионуклид с периодом полураспада 50,5 сут и средней энергией 583,0 кэВ. Как и ^{90}Sr , он образуется в процессе деления трансурановых элементов. На время деления отношение активностей ^{89}Sr и ^{90}Sr примерно равно 150, поэтому при взрывах атомного оружия в течение первых нескольких месяцев ^{89}Sr практически полностью определяет суммарную бета-активность смеси продуктов деления [83].

Церий. ^{141}Ce ($T_{1/2} = 32,8$ сут) и ^{144}Ce ($T_{1/2} = 284$ сут) — гамма-, бета-излучатели, они являются продуктами деления и образуются при ядерных взрывах и в ядерных реакторах. Выход этих радионуклидов при делении урана составляет: ^{141}Ce — 4,58%; ^{144}Ce — 4,69% [83].

Церий относится к редкоземельным элементам и в воде пресноводных водоемов содержится в количестве примерно 1 мг/м^3 , а в донных отложениях — 50 мг/кг (сухого веса) [31]. Природные изотопы церия: ^{136}Ce (0,193%)², ^{138}Ce (0,250%), ^{140}Ce (88,48%) и ^{142}Ce (11,07%) [91]. Ионный радиус четырехвалентного церия равен $0,88 \text{ \AA}$. При концентрациях 10^{-9} — 10^{-13} г-атом/л церий находится в коллоидных формах до $\text{pH} = 4,5$ [16].

По классификации [4] церий относится к слабым мигрантам. По характеру распределения между компонентами опытных аквариумов авторы [10] выделили изотопы церия в группу «биотропов» (51% накапливался в биоте).

Существенные данные по характеристикам поведения $^{141,144}\text{Ce}$ в поверхностных водах были накоплены после аварии на Чернобыльской АЭС. По данным [92] на конец мая 1986 г. (примерно месяц спустя после начала катастрофы) содержание $^{141,144}\text{Ce}$ в воде водоема-охладителя составило примерно 2,7% суммарной активности радионуклидов в воде, в то время как в донных отложениях запас этих радионуклидов составлял не менее 30% общего запаса. Примерно такая же картина наблюдалась при исследованиях Припяти и Киевского водохранилища в начальный период их загрязнения [93]. Полученные на основе натурных измерений значения коэффициента распределения в системе «вода — донные отложения» этих радионуклидов в загрязненном водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС находились в диапазонах: ^{141}Ce — 0,4—54,0, ^{144}Ce — 0,3—45,0 $\text{м}^3/\text{кг}$.

² В скобках указан процент содержания изотопа в окружающей среде.

В [31] на основании анализа литературных источников предлагается принимать коэффициент распределения для ^{144}Ce в системе «вода — донные отложения» равным $10 \text{ м}^3/\text{кг}$.

В [25] для сорбции ^{144}Ce на песках предлагается изотерма Фрейндлиха:

$$C_r = 43,7 (C_w)^{0,87},$$

где C_r и C_w — концентрация элемента в песке и жидкой фазе соответственно.

В [32] в статических экспериментах с гранитами коэффициент распределения для ^{144}Ce составил $25 \text{ м}^3/\text{кг}$.

Коэффициент диффузии ^{144}Ce в донных отложениях изучался в [44; 45]. Численные значения этого коэффициента находились в интервале значений $(1,4—1,8) \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}$.

Существует большое количество искусственных радиоизотопов **рутения**, из которых наиболее значимы в радиозэкологии ^{103}Ru ($T_{1/2} = 39,28$ сут) и ^{106}Ru ($T_{1/2} = 368,2$ сут). ^{103}Ru и ^{106}Ru выделяются из продуктов деления. В смеси с дочерними радионуклидами $^{103\text{m}}\text{Rh}$ и ^{106}Rh оба радионуклида бета- и гамма-активны. Выход при делении составляет для ^{103}Ru 5,2%, для ^{106}Ru — 2,44%. Общее количество ^{106}Ru , поступившего в атмосферу в результате испытаний ядерного оружия, оценивается активностью $1,2 \cdot 10^{19}$ Бк [83].

Природный рутений состоит из семи стабильных изотопов: ^{96}Ru (5,51%), ^{98}Ru (1,87%), ^{99}Ru (12,72%), ^{100}Ru (12,62%), ^{101}Ru (17,7%), ^{102}Ru (31,61%), ^{104}Ru (18,6%) [91]. В воде пресноводных водоемов содержится $0,003 \text{ мг}/\text{м}^3$ стабильных изотопов рутения, в донных отложениях — около $0,003 \text{ мг}/\text{кг}$ [31].

Ионный радиус рутения Ru^{4+} составляет $0,62 \text{ \AA}$. Рутений в водоемах мигрирует в 20% случаев в виде коллоидных форм, до 80% — на взвеси и менее 1,5% в ионной форме [31]. По данным [10], рутений относится к группе «эквитропов».

Существенный негативный вклад в загрязнение окружающей среды ^{103}Ru и ^{106}Ru внесли после катастрофы на Чернобыльской АЭС и радиационного инцидента на Сибирском химическом комбинате в апреле 1993 г. По данным [92], через месяц после Чернобыльской катастрофы содержание $^{103,106}\text{Ru}$ в воде водоема-охладителя составило примерно 5,0% суммарной активности радионуклидов в воде. В донных отложениях вклад $^{103,106}\text{Ru}$ в суммарный запас этих радионуклидов составлял около 18% общего запаса в донных отложениях. По данным [94], содержание ^{106}Ru в воде Киевского водохранилища 14 мая 1986 г. (через 18 дней после аварии) достигало $1,1 \cdot 10^5 \text{ Бк}/\text{м}^3$, уступая только объемной активности ^{131}I . Но уже через

несколько месяцев, в основном за счет сорбции и седиментации, содержание ^{106}Ru снизилось до 140 Бк/м^3 . На основании натурных исследований Киевского водохранилища после Чернобыльской аварии значение коэффициента распределения ^{106}Ru между водой и твердой фазой составляло для взвеси $90,0 \pm 40,0 \text{ м}^3/\text{кг}$, для верхнего обменного слоя — $30,0 \pm 20,0 \text{ м}^3/\text{кг}$, для нижележащего слоя отложений толщиной 5 см — $20,0 \pm 10,0 \text{ м}^3/\text{кг}$ [94]. В [92] значения K_d между водой и донными отложениями в водоеме-охладителе находились для ^{103}Ru в диапазоне 0,4—25,0 $\text{м}^3/\text{кг}$, для ^{106}Ru — в диапазоне 0,1—17,0 $\text{м}^3/\text{кг}$.

После аварии на радиохимическом производстве СХК 6 апреля 1993 г. вклад ^{103}Ru в суммарную активность выпадений на снег составлял 1,3%, а ^{106}Ru — 35% [95]. После таяния снега радионуклиды $^{103}, ^{106}\text{Ru}$ активно сорбировались почвой, а в талой воде оба эти радионуклида в основном присутствовали на взвесах.

В работе [7] в статических опытах определялся коэффициент распределения для ^{106}Ru . Для илов и песка он составил $7,5 \text{ м}^3/\text{кг}$. При этом равновесие между жидкой и твердой фазами достигалось через один-три дня.

Из многочисленных изотопов **цинка** наибольший интерес в водной радиэкологии представляет гамма-излучающий радионуклид ^{65}Zn ($T_{1/2} = 343,9$ сут). Он образуется за счет активации природного цинка, присутствующего в теплоносителе и конструкционных материалах ядерных установок и ускорителей. Санитарная значимость ^{65}Zn связана прежде всего с тем, что этот радионуклид, как и ^{137}Cs , в существенных количествах накапливается в рыбе и других гидробионтах, вызывая облучение населения по пищевым цепям.

Природные изотопы цинка в основном представлены ^{64}Zn (48,89%), ^{66}Zn (27,81%) и ^{68}Zn (18,57%) [91]. В пресноводных водоемах концентрация цинка в среднем находится на уровне 0,1 мг/кг (сухого веса), а в донных отложениях — 60 мг/кг (сухого веса) [31]. По классификации [4] этот элемент относится к сильным мигрантам. В то же время в [10] он отнесен, как и цезий, к группе «педотропов», т. е. радионуклидов, активно сорбируемых взвесью и донными отложениями. Последнее согласуется с данными [31], где сообщается, что только примерно 10% цинка может находиться в воде, а основное его содержание приходится на донные отложения.

На коэффициент распределения ^{65}Zn в системе «вода — твердая фаза» в значительной степени влияет pH, а также присутствие ионов $(\text{SO}_4)^{2-}$, (MnO_x) и (FeOOH) .

В [25] на натурном озерном материале экспериментально получены коэффициенты распределения ^{65}Zn , которые составляли для илов и взвеси 14—15 $\text{м}^3/\text{кг}$, а для песка — 2,5—5 $\text{м}^3/\text{кг}$.

Также отмечена положительная корреляция между K_d и катионообменной емкостью грунтов (коэффициент корреляции более 0,5).

В [9] указывается, что после внесения в экспериментальный водоем ^{65}Zn темп его перехода из воды в донные отложения соизмерим с ^{137}Cs . При этом K_d в системе «вода — взвесь» составил 50—140 м³/кг при концентрации взвеси 10—30 г/м³ и присутствии в ней органики. Среднее значение коэффициента распределения ^{65}Zn по глубине донных отложений толщиной 30 см составило 1,3 м³/кг.

В [49] приводится коэффициент диффузии Zn^{++} в бесконечно разбавленных водных растворах — при 25°С он составляет $7,03 \cdot 10^{-10}$ м²/с.

При моделировании загрязнения пресноводных водоемов в [61; 62] численное значение коэффициента распределения в системе «вода — взвесь» для ^{65}Zn рекомендуется принимать равным 14 м³/кг.

Кобальт. ^{60}Co ($T_{1/2} = 5,27$ года) — бета- и гамма-излучающий радионуклид, образующийся под воздействием нейтронного облучения природного кобальта, присутствующего в конструкционных материалах и теплоносителе ядерных реакторов по реакции $^{59}\text{Co} \rightarrow (n, \gamma) \rightarrow ^{60}\text{Co}$. Радиоэкологическая и санитарная значимость ^{60}Co определяется тем, что этот изотоп практически всегда присутствует в сбросах и выбросах АЭС и других радиационно-опасных объектов, внося значимый вклад в дозовые нагрузки населения и биоты.

Природный кобальт представлен одним стабильным изотопом — ^{59}Co . Кобальт относится к микроэлементам со степенью миграции ниже средней [4]. Ионный радиус кобальта — 0,72 Å [31]. Среднее содержание микроэлемента в пресной воде колеблется от 0,42 до 1 мг/м³, а в донных отложениях содержится около 20 мг/кг (сухого веса) [4; 31]. Кобальт склонен к образованию комплексных соединений. Миграция ^{60}Co в пресноводных водоемах на 10% связана с растворенными в воде органическими веществами и на 90% — с сорбцией на взвешях [31]. В [10] ^{60}Co отнесен к группе «эквитропов». На сорбцию и десорбцию ^{60}Co в значительной степени влияет содержание в воде ионов меди и алюминия (Cu^{2+} и Al^{3+}).

Коэффициент распределения ^{60}Co в системе «вода — донные отложения» в среднем составляет 1—2 м³/кг [31]. Согласно [24] концентрация кобальта на ледниковых песках в статических опытах подчинялась изотерме Фрейндлиха:

$$C_r = 39,8(C_w)^{0,49},$$

где C_r и C_w — концентрации элемента в песке и жидкой фазе соответственно.

В [25] на натурном материале некоторых озер Финляндии значение коэффициента распределения для ^{60}Co между водой и илами составило $1,0\text{—}2,2 \text{ м}^3/\text{кг}$, а для песчаных образцов — $0,16\text{—}0,88 \text{ м}^3/\text{кг}$. При внесении ^{60}Co в виде химического соединения CoCl_2 в экспериментальный водоем его концентрация в воде уже ко второму дню снизилась почти втрое благодаря значительной сорбции на взвесах. Значение K_d между водой и взвесами составило $30\text{—}60 \text{ м}^3/\text{кг}$ при общем содержании взвеси $9\text{—}30 \text{ г}/\text{м}^3$, которая состояла на $30\text{—}50\%$ из органических веществ [9]. Средний по глубине донных отложений 30 см K_d для ^{60}Co составил $1,1 \text{ м}^3/\text{кг}$.

На основании натурных исследований Енисея ниже сбросов Красноярского ГХК в 1993—2000 гг. были выполнены оценки коэффициента распределения ^{60}Co между водой и пластичными донными отложениями. Его значения находились в диапазоне $4,0\text{—}470 \text{ м}^3/\text{кг}$. Среднее значение K_d составило $100 \text{ м}^3/\text{кг}$ [97; 98].

При моделировании миграции ^{60}Co в реках и водоемах рекомендуемое значение коэффициента распределения этого радионуклида в системе «вода — взвесь» составляет $32 \text{ м}^3/\text{кг}$ [61].

Коэффициент диффузии ^{60}Co в пойменных отложениях береговой зоны Енисея в [100] оценивается диапазоном значений $(1\text{—}4) \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}$.

Бета- и гамма-излучающие радионуклиды ^{57}Co ($T_{1/2} = 270,9 \text{ сут}$) и ^{58}Co ($T_{1/2} = 70,8 \text{ сут}$), как и ^{60}Co , могут присутствовать в сбросах радиационно-опасных объектов, но, как правило, их вклад в дозовые нагрузки существенно ниже.

Марганец. ^{54}Mn ($T_{1/2} = 312,7 \text{ сут}$) — один из наиболее характерных продуктов активации, присутствующих в сбросах и выбросах атомной энергетики и промышленности. Ионный радиус Mn^{2+} составляет $0,91 \text{ \AA}$, Mn^{3+} — $0,7 \text{ \AA}$. В пресных водах суши этот элемент содержится в количествах $12\text{—}50 \text{ мг}/\text{м}^3$ [31]. В диапазоне $\text{pH} = 5,2\text{—}8,3$ марганец существует в форме комплексных коллоидных соединений [54] и в значительной степени сорбируется донными отложениями и взвесью. В донных отложениях пресных вод марганец содержится в концентрациях около $400 \text{ мг}/\text{кг}$ (сухого веса).

В [25] в модельных экспериментах на натурном материале, отобранном из озер, установлено, что коэффициент распределения ^{54}Mn между водой и илистыми отложениями составляет $1\text{—}2 \text{ м}^3/\text{кг}$, достигая значений $4 \text{ м}^3/\text{кг}$ для взвесей. Коэффициент распределения ^{54}Mn в значительной степени статистически связан с катионообменной способностью грунтов $r \sim 0,6$, а также с pH . С увеличением кислотности ($\text{pH} < 7$) значительно увеличивается десорбция марганца из донных отложений и взвеси [25].

Лабораторные эксперименты по определению сорбционных и миграционных свойств ^{54}Mn в донных грунтах озер Песьво и Удомля (охладителях Калининской АЭС) показали [94]:

1. Сорбционно-десорбционное равновесие ^{54}Mn наступало в течение четырех-пяти суток после внесения изотопа; значения констант скорости сорбции и скорости десорбции соответственно составили 0,02 и 0,013 ч⁻¹.

2. В интервале значений объемной активности ^{54}Mn $3,7 \cdot 10^6$ — $3,7 \cdot 10^8$ Бк/м³ изотерму сорбции радионуклида можно считать линейной с постоянным коэффициентом распределения.

3. Величина коэффициента распределения ^{54}Mn при его сорбции донными грунтами достаточно сильно зависела от соотношения массы навески M (г) и объема раствора изотопа V (см³). При изменении этого соотношения от 1:10 до 1:100 значение K_d ^{54}Mn увеличивалось на 60%.

Экспериментально определенный K_d ^{54}Mn для илов и супеси находился в диапазоне $(0,5—2,4) \pm 0,2$ м³/кг, а для промытых песков составил $(30 \pm 5) \cdot 10^{-3}$ м³/кг.

Экспериментально определенный эффективный коэффициент диффузии ^{54}Mn в илистых донных отложениях составил $2,1 \cdot 10^{-13}$ м²/с, а для супесей был выше — $(7—15) \cdot 10^{-13}$ м²/с.

Для расчета уровней загрязнения водоемов радионуклидом ^{54}Mn рекомендуется принимать значение коэффициента распределения в системе «вода — взвесь» равным 11,0 м³/кг [61].

Кроме ^{54}Mn в сбросах промышленных реакторов может присутствовать ^{56}Mn ($T_{1/2} = 2,58$ ч). Несмотря на малый период полураспада, этот радионуклид может вносить значимый вклад в дозовые нагрузки населения при водопользовании и в дозы облучения биоты за счет существенной активности в сбросных водах. Достаточно сказать, что в период работы прямоточных реакторов Красноярского ГХК содержание ^{56}Mn в сбросных водах, отводимых в Енисей, превышало содержание ^{54}Mn почти в 6000 раз [101].

Известны радиоактивные изотопы **плутония** с массовыми числами 228, 230, 232—246. Практическое значение имеют альфа-излучающие ^{238}Pu ($T_{1/2} = 87,7$ года), ^{239}Pu ($T_{1/2} = 2,41 \cdot 10^4$ лет) и ^{240}Pu ($T_{1/2} = 6,54 \cdot 10^3$ лет). Источниками поступления плутония в биосферу явились: испытания ядерного оружия (около 92%), промышленная переработка отработавшего ядерного топлива (около 7%), радиационные аварии и бортовые источники энергии сгоревших космических аппаратов. За период проведения ядерных испытаний с 1945 по 1976 гг. в атмосферу поступило около $1,3 \cdot 10^{16}$ Бк ^{239}Pu и ^{240}Pu и более $3,6 \cdot 10^{14}$ Бк ^{241}Pu [91]. Радионуклид ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14,4$ года) является чистым бета-излучателем и сам по себе менее значим как

дозообразователь, но при его распаде образуется ^{241}Am — альфа-излучающий радионуклид с периодом полураспада 433 года. Общее количество образовавшегося к 1990 г. ^{241}Am составило примерно $5,5 \cdot 10^{15}$ Бк [91].

Обычно при измерении содержания плутония в пробах окружающей среды инструментально сложно отделить ^{239}Pu от ^{240}Pu . Поэтому приводимые миграционные характеристики для ^{239}Pu относятся, как правило, к смеси $^{239,240}\text{Pu}$. В водных растворах плутоний образует ионы, отвечающие степеням окисления от (+3) до (+7). Ионы плутония в растворе подвергаются гидролизу и легко образуют комплексные соединения [64; 68]. Ионный радиус Pu^{3+} составляет 1,01 Å, а Pu^{4+} — 0,85 Å.

В работах [27; 35] исследовались сорбционные характеристики плутония в статических экспериментах с озерными и речными осадками. Концентрация осадков в опытах составляла 200 и 1000 г/м³. По достижении равновесия (через 40 ч) при температуре 5—8°C были получены следующие результаты: K_d при 200 г/м³ составил 10—20 м³/кг, при 1000 г/м³ — 0,5—1 м³/кг.

Исследования зависимости коэффициента распределения от pH воды показали, что при изменении pH от 4 до 9 значение K_d изменяется от 10 до 20 м³/кг.

В почвах территории бывшего СССР содержание $^{239,240}\text{Pu}$, связанное с глобальными выпадениями, составляло 0,55—2,67 Бк/кг, а в других странах Северного полушария — 0,13—6,73 Бк/кг. В почвах плутоний присутствует в основном в четырехвалентной слаборастворимой форме. Порядок коэффициента диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах составляет 10^{-13} м²/с [104].

Фоновое содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях водоемов Восточной Сибири находится в пределах 0,02—0,89 Бк/кг, а соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ колеблется в интервале значений 0,02—0,1 [102].

В работе [66] приводятся результаты экспериментов по изучению подвижности $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{137}Cs в пробах пойменных и донных отложений. Для определения подвижности применялась методика, позволяющая разделить радионуклиды по степени их перехода в растворы разного состава: в дистиллированную воду, в 1 моль/л $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ (обменная и легкорастворимая формы), в 1 моль/л HCl (подвижная форма), в 6 моль/л HCl (кислоторастворимая форма). К труднорастворимой форме был отнесен остаток после последовательного воздействия перечисленных растворов. Массовое отношение пробы донных отложений и растворов при проведении эксперимента составляло 1/5.

В табл. 2.14 приведены результаты экспериментов. Доля водорастворимой и обменной форм у $^{239,240}\text{Pu}$ и других исследуемых нуклидов невелика, поэтому можно предположить, что основной формой миграции этих нуклидов является перенос речным потоком в составе твердой фазы.

Таблица 2.14. Степень извлечения радионуклидов из пойменных отложений осередка Предивинский (Енисей, 96 км от ГХК) [66], %

Радионуклид	Воздействующий раствор				
	H ₂ O	1 моль/л NH ₄ CH ₃ COO	1 моль/л HCl	6 моль/л HCl	Нерастворимый остаток
^{239,240} Pu	Менее 1	2,4	18,4	36,7	41,5
²⁴¹ Am *	5,6	6,8	56,7	23,5	7,4
¹³⁷ Cs	7,3	3,9	Менее 1	12,0	76,0

* В опытах с ²⁴¹Am ввиду его низкого содержания в реальных образцах пойменных отложений загрязнение америцием моделировалось.

На основании натурных исследований рек Течи и Исети был оценен коэффициент распределения ^{239,240}Pu между водой и донными отложениями, величина которого составила 50 м³/кг. Полученное значение K_d сравнимо с коэффициентами распределения ^{239,240}Pu, найденными для Рейна, Дуная, а также с данными лабораторных экспериментов [103].

Для использования в математических моделях численное значение коэффициента распределения Pu между водой, взвешенными частицами и донными отложениями рекомендуется выбирать в интервале 10—1000 м³/кг [27].

Йод. Природный изотоп ¹²⁷I относится к рассеянным микроэлементам и является одним из наиболее важных для живой материи. Среднее кларковое содержание йода в земной коре по массе составляет 4·10⁻⁵%, в почве — 3·10⁻⁶%, в растениях — 2·10⁻⁵%, в питьевой воде — 10⁻⁹—10⁻⁷%, в Мировом океане — 5·10⁻⁵% [75; 91]. В воде и донных отложениях пресноводных водоемов йод в среднем содержится в концентрациях 1,5—7 мг/м³ и 0,5—1,7 мг/кг соответственно [31; 69].

Известны радиоактивные изотопы йода с массовыми числами 115—126 и 128—141. В санитарном и радиоэкологическом отношении наиболее важны бета- и гамма-излучающие радионуклиды ¹²⁹I ($T_{1/2} = 1,57 \cdot 10^7$ лет), а также короткоживущие ¹³¹I ($T_{1/2} = 8,04$ сут), ¹³²I ($T_{1/2} = 2,3$ ч), ¹³³I ($T_{1/2} = 20,8$ ч) и ¹³⁵I ($T_{1/2} = 6,61$ ч). При ядерных взрывах и радиационных авариях с выходом продуктов деления радиоактивные изотопы йода составляют значительную часть активности «молодых» продуктов ядерного деления и являются одними из основных загрязнителей окружающей среды в начальный период. Соотношение ¹³¹I, ¹³²I, ¹³³I и ¹³⁵I на момент деления составляет 1:3:9:5 [91].

В воде и донных отложениях пресноводных водоемов йод в среднем содержится в концентрациях примерно 7 мг/м³ и 1700 мг/кг соответственно [31]. Поступающий в водный объект радионуклид может находиться как в элементарном, так и в окисленном или восстановленном состоянии, причем ни одна форма не является доминирующей [60]. В зависимости от химического состояния коэффициент распределения изотопов йода может принимать различные значения.

В начальный период загрязнения Киевского водохранилища содержание ^{131}I в воде составляло $2,75 \cdot 10^5$ Бк/ м^3 (по состоянию на 14 мая 1986 г.) и в несколько раз превышало суммарное содержание всех остальных радионуклидов в воде [93]. В воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС (по состоянию на 30 мая 1986 г.) содержание ^{131}I составляло 35% всей активности в воде, а в донных отложениях — только 1,2% имевшейся там суммарной активности. При этом более 99% ^{131}I в воде содержалось в растворенной фазе. Диапазон изменения значений K_d между водой и донными отложениями водоема-охладителя Чернобыльской АЭС составил 0,015—0,28 $\text{м}^3/\text{кг}$ [92].

При моделировании миграции ^{131}I в водоемах рекомендуемый диапазон значений K_d между водой и взвесью, а также между поровой водой и донными отложениями составляет 0,2—0,24 $\text{м}^3/\text{кг}$.

Природный **цирконий** имеет пять стабильных изотопов: ^{90}Zr (51,46%), ^{91}Zr (11,23%), ^{92}Zr (17,11%), ^{94}Zr (17,4%) и ^{96}Zr (2,8%). Существуют радиоактивные изотопы с массовыми числами 81—89, 93, 95, 97—102. Среди них наиболее значим в водной радиозэкологии бета- и гамма-излучающий радионуклид ^{95}Zr ($T_{1/2} = 63,95$ сут). При его распаде образуется также значимый в санитарном отношении дочерний радионуклид ^{95}Nb ($T_{1/2} = 35,15$ сут). ^{95}Zr образуется при делении урана и других тяжелых элементов. Выход ^{95}Zr при делении урана составляет 6,2% [91].

Содержание стабильного циркония в воде пресноводных водоемов находится в пределах 0,05—22 $\text{мг}/\text{м}^3$, а в донных отложениях — 150 $\text{мг}/\text{кг}$ (сухого веса) [31]. В воде изотопы циркония находятся в основном в коллоидных формах и ассоциированы со взвешенными частицами [15].

Ионный радиус Zr равен 0,82 Å. По данным [31], значение коэффициента распределения циркония между водой и донными отложениями пресноводных водоемов находится в районе величины 5 $\text{м}^3/\text{кг}$. Исследуя поведение изотопов на некоторых сорбентах, автор [32] установил, что величина K_d ^{95}Zr для гранита составляет 1,3—6 $\text{м}^3/\text{кг}$, а для кварца находится в диапазоне 0,005—1 $\text{м}^3/\text{кг}$.

Появление ^{95}Zr в объектах окружающей среды в значимых концентрациях, как правило, связано с возникновением радиационных аварий. После Южно-Уральской радиационной аварии на долю ^{95}Zr + ^{95}Nb пришлось 24,9% всего выброса [105].

После аварии на радиохимическом производстве СХК 6 апреля 1993 г. вклад ^{95}Zr в суммарную активность выпадений на снег составлял 21%. После таяния снега 99,5% ^{95}Zr в талой воде находилось на взвесах и только 0,5% — в отфильтрованной воде [95].

При поступлении в водные объекты ^{95}Zr активно сорбируется взвесями и донными отложениями. После аварии на Чернобыльской АЭС в мае 1986 г. содержание ^{95}Zr в воде водоема-охладителя составляло только 2,6% суммарной активности радионуклидов в воде, при этом распределение между фильтратом (растворенная фаза) и взвесями (сорбированная фаза) составляло 20—40% и 60—80% соответственно. В донных отложениях содержание ^{95}Zr было существенно выше — 21% суммарной активности радионуклидов в донных отложениях. По результатам измерений содержания ^{95}Zr в воде и донных отложениях водоема-охладителя Чернобыльской АЭС были выполнены оценки K_d . Численные значения коэффициента распределения между водой и донными отложениями в водоеме-охладителе находились в диапазоне 1,3—75 м³/кг [92].

Для использования в моделях рекомендуемое значение коэффициента распределения K_d в системе «вода — твердая фаза» для ^{95}Zr составляет 61 м³/кг [61].

Природный **ниобий** состоит из одного стабильного изотопа — ^{93}Nb . Известны искусственные радиоактивные изотопы ниобия с массовыми числами 88—92, 94—102. Среди радиоактивных изотопов наибольшее практическое значение имеет бета- и гамма-излучающий радионуклид ^{95}Nb ($T_{1/2} = 35,15$ сут). Образуется он при делении урана (выход — до 6,2%) и других тяжелых элементов [91]. Также ^{95}Nb образуется в результате бета-распада ^{95}Zr .

В воде природных пресноводных водоемов ниобий содержится на уровне 0,01 мг/м³, а в донных отложениях — 0,01—0,03 мг/кг. В водной среде ниобий легко гидролизуетс с образованием коллоидов. В растворах после переработки ядерного топлива он встречается почти исключительно в пятивалентном состоянии [4]. Ионный радиус Nb^{5+} составляет 0,66 Å.

В воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в мае 1986 г. содержание ^{95}Nb составляло около 3,5% суммарной активности радионуклидов, содержащихся в воде, при этом, как и у ^{95}Zr , его процентное содержание в растворенной фазе (фильтрат) и на взвешях составляло соответственно 20—40% и 60—80%. В донных отложениях содержание ^{95}Nb было выше, чем в воде, и составляло не менее 14,7% суммарной активности радионуклидов. Коэффициент распределения ^{95}Nb между водой и донными отложениями в водоеме-охладителе, как и ^{95}Zr , находился в диапазоне 1—75 м³/кг [92].

После аварии на радиохимическом производстве СХК содержание ^{95}Nb в выпадениях составляло 42% суммарной активности выпадений. После таяния снега в талой воде 98,3% ^{95}Nb находилось на взвешях и 1,7% — в растворе (отфильтрованной воде) [95].

По мнению авторов настоящей монографии, для использования в расчетах значение коэффициента распределения в системе «вода — твердая фаза» для ^{95}Nb целесообразно принимать таким же, как для ^{95}Zr ($61 \text{ м}^3/\text{кг}$).

В природе существуют два стабильных изотопа водорода — ^1H (протий) и ^2H (дейтерий). Радиоактивный изотоп **тритий (Т)** ^3H ($T_{1/2} = 12,35$ лет) — мягкий бета-излучатель со средней энергией $0,005 \text{ МэВ}$ (максимальная — $0,018 \text{ МэВ}$). Соединяясь с кислородом воздуха, тритий образует оксиды HTO и T_2O .

В естественных условиях тритий образуется в верхних слоях атмосферы в результате взаимодействия нейтронов вторичного космического излучения с ядрами атомов азота по реакции $^{14}_7\text{N} + n_0^1 \rightarrow ^{12}_6\text{C} + ^3_1\text{H}$, а также за счет расщепления ядер различных элементов космическими лучами большой энергии [91]. Содержание естественного трития составляет $1,04 \pm 0,26 \cdot 10^{18}$ Бк [83]. Основными источниками техногенного трития являются испытания термоядерного оружия и выбросы этого радионуклида на предприятиях ЯТЦ. В период проведения термоядерных взрывов в 1952—1962 гг. в атмосферу поступило $1,82 \cdot 10^{20}$ Бк трития [91].

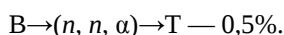
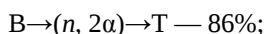
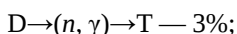
Тритий по ряду причин занимает особое место в водной радиоэкологии. Во-первых, его содержание в жидких сбросах предприятий ЯТЦ намного превосходит по абсолютному значению содержание всех остальных нуклидов, а в газообразных выбросах в окружающую среду количество трития уступает только количеству радиоактивных благородных газов. Во-вторых, в отличие от этих химически инертных газов инкорпорированный тритий эффективно включается в состав биологической ткани, вызывая мутагенные нарушения, как за счет излучения средней энергии $5,8 \text{ кэВ}$, так и за счет нарушения молекулярных связей, вызванных заменой изотопа водорода нейтральным гелием, образовавшимся в результате распада трития. В-третьих, тритий обладает большим периодом полураспада (12,6 лет) и вследствие этого является глобальным загрязнителем природных комплексов [34].

В энергетических реакторах тритий образуется [89]:

- как продукт тройного деления ядер горючего;
- в результате (n, γ) реакций на дейтерии, присутствующем в воде теплоносителя;
- при захвате нейтронов ядрами ^{10}B или ^7Li при борном регулировании за счет корректировки водного режима, а также в стержнях регулирования;
- в результате ядерных реакций быстрых нейтронов с конструкционными материалами активной зоны.

Вклад этих процессов в общее количество трития в выбросах АЭС определяется типом реактора, его параметрами, режимом эксплуатации и конструкционными материалами. Например, оценка вклада различных реакций образования трития в первом контуре АЭС с реактором типа ВВЭР составляла [89]:

- выход из твэлов — 8%;
- выход из стержней системы управления и защиты — 2,5%;
- образование в теплоносителе по реакциям:



Основной вклад в образование трития в реакторах типа ВВЭР (более 85%) вносит реакция $B \rightarrow (n, 2\alpha)$ в процессе борного регулирования.

Образовавшийся на АЭС тритий в отличие от других радионуклидов поступает в окружающую среду минуя очистные барьеры с жидкими стоками в виде тритиевой воды НТО (T_2O) и с газовыми выбросами. Для сравнения в табл. 2.15 приведены усредненные нормализованные жидкие и газообразные поступления трития в окружающую среду для отечественных реакторов типов ВВЭР и РБМК, а также для зарубежных реакторов типов PWR и BWR.

Таблица 2.15. Усредненные нормализованные сбросы и выбросы трития от АЭС в окружающую среду, ТБк/ГВт(эл.)·год [89]

Тип реактора	Жидкие сбросы в гидросферу	Выбросы в атмосферу
ВВЭР	5,0	7,5
РБМК	1,0	2,0
PWR	27,5	6,0
BWR	2,0	3,5

При нормальной эксплуатации отечественных АЭС дебалансные воды и некоторые другие категории вод, содержащие нуклиды, отводятся в водоемы-охладители, что приводит к накоплению в них трития. Вследствие повышения температуры воды в водоемах-охладителях наблюдается интенсивное испарение и, как следствие, дополнительное к газоаэрозольному загрязнение приземного слоя воздуха парами тритиевой воды [94]. Также загрязненные тритием водоемы-охладители являются источником загрязнения поверхностных и подземных вод вследствие водообмена и фильтрации.

До начала испытаний термоядерного оружия содержание трития в воде, в различных районах Земного шара колебалось от 200 до 900 Бк/м³. По состоянию на 2007 г. среднегодовая объемная активность трития в реках и озерах России изменялась в пределах $(1,9—3,8) \cdot 10^3$ Бк/м³ при среднем значении $2,6 \cdot 10^3$ Бк/м³. Объемная активность трития в зонах воздействия предприятий ЯТЦ может значительно отличаться от средней [57]. Так, среднегодовая объемная активность трития в Тече ниже сбросов ПО «Маяк» в 2007 г. составляла $1,3 \cdot 10^5$ Бк/м³, т. е. превышала фоновое содержание в 50 раз [84].

Природный **европий** состоит из смеси двух стабильных изотопов ¹⁵¹Eu (47,77%) и ¹⁵³Eu (52,23%). Существуют искусственные радиоактивные изотопы с массовыми числами 131, 135, 136, 138—150, 152, 154—161. В радиоэкологических исследованиях наибольший практический интерес представляют три техногенных бета- и гамма-излучающих изотопа: ¹⁵²Eu ($T_{1/2} = 13,3$ года), ¹⁵⁴Eu ($T_{1/2} = 8,8$ лет) и ¹⁵⁵Eu ($T_{1/2} = 4,96$ года). Образуются они при делении урана и трансурановых элементов [91].

В пресных поверхностных водах стабильный европий находится в концентрации примерно 0,1 мг/м³ [31].

Механизмы миграции ^{152,154,155}Eu изучены мало. Основным «полигоном» по изучению этих радионуклидов является экосистема Енисея ниже сбросов Красноярского ГХК. Достаточно отметить, что удельная активность ¹⁵²Eu в донных отложениях Енисея на ближнем от сброса участке реки достигает 2000 Бк/кг, а плотность загрязнения пойменной почвы ряда островов — $2,6 \cdot 10^6$ Бк/м². По длине Енисея ¹⁵²Eu в донных и пойменных отложениях, как и ¹³⁷Cs, регистрируется на расстоянии более 1000 км ниже сброса [67].

В [65] отмечается, что при валовой объемной активности ¹⁵²Eu в сбросных водах Красноярского ГХК (на 5 октября 2001 г.), равной 230 Бк/м³, примерно 90 Бк/м³ содержалось на взвесах и 140 Бк/м³ — в растворенном виде (в упаренной жидкой фазе). Доля активности ¹⁵²Eu, задержанная на катионообменных смолах, составила 0,14 суммарной активности жидкой фазы, а на анионообменных — 0,57. В обменной и легкорастворимой формах находилось от 3 до 40% ^{152,154}Eu (при среднем значении 18,8%) в пойменных и донных осадках Енисея. В кислоторастворимой форме содержалось от 79 до 99,2% ¹⁵²Eu и 69—96,7% ¹⁵⁴Eu [63]. Авторы [63] делают вывод, что изотопы ^{152,154,155}Eu в пойменных почвах и донных отложениях Енисея находятся преимущественно в виде кислоторастворимых активных микрочастиц, органокомплексов, а также в сорбированном состоянии.

Диапазон изменения K_d для ¹⁵²Eu в системе «вода — пластичные донные отложения» составлял 6—31 м³/кг при среднем значении 15 м³/кг [97; 98].

Коэффициент диффузии ^{152}Eu в пойменных отложениях Енисея оценивается значениями $(1-4) \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}$ [100].

Природный **хром** состоит из четырех стабильных изотопов: ^{50}Cr (4,31%), ^{52}Cr (83,76%), ^{53}Cr (9,55%) и ^{54}Cr (2,38%). Существуют искусственные радиоактивные изотопы с массовыми числами 45—49, 51, 55, 56. Наибольшее практическое значение в радиозоологии имеет бета- и гамма-излучающий радионуклид ^{51}Cr ($T_{1/2} = 27,704$ сут) [91]. Он образуется в процессе активации по реакции $^{50}\text{Cr} \rightarrow (n, \gamma) \rightarrow ^{51}\text{Cr}$ и является одним из наиболее характерных нуклидов, присутствующих в сбросах и выбросах атомной энергетики и промышленности.

В воде природных пресноводных водоемов природный хром содержится в среднем в диапазоне $1,0-2,5 \text{ мг/м}^3$, а на взвесах и в донных отложениях — $75-130 \text{ мг/м}^3$. В водных объектах хром присутствует в основном в четырехвалентной форме, при этом только до 25% его может находиться в растворимых формах [31].

В период работы прямоточных реакторов Красноярского ГХК содержание ^{51}Cr в воде Енисея изменялось в среднем от $4,1 \cdot 10^5 \text{ Бк/м}^3$ (район сброса) до $1,5 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^3$ в поселке Бор, расположенном в 850 км ниже по течению. В пластичных донных отложениях Енисея содержалось от 2442 Бк/кг (поселок Атаманово, 6 км ниже сброса) до 52 Бк/кг в поселке Бор [101]. Уровень вмешательства для ^{51}Cr по НРБ-99 составляет $3,7 \cdot 10^6 \text{ Бк/м}^3$ [55]. После остановки в 1992 г. прямоточных реакторов концентрация средне- и короткоживущих радионуклидов в сбросных водах ГХК резко снизилась и согласно измерениям, выполненным в 1993 и 1994 гг., в зоне смешения с речными водами содержание ^{51}Cr в воде не превышало $300-1000 \text{ Бк/м}^3$ [46].

В сбросных водах Красноярского ГХК доля ^{51}Cr , ассоциированного взвешенными частицами, находится на уровне 0,06 [65]. По данным измерений доля ^{51}Cr , переносимая взвесью Енисея, составляет 0,1—0,12 суммарной активности ^{51}Cr в воде [43]. Поскольку летнее содержание взвешенных частиц в воде Енисея в среднем составляет $3-4 \text{ г/м}^3$, можно оценить коэффициент распределения ^{51}Cr в системе «вода — взвесь» по формуле [94]

$$k_{d1} = \frac{\alpha_{Tw}}{S_1(1 - \alpha_{Tw})},$$

где S_1 — концентрация взвеси в водной массе, кг/м^3 ; α_{Tw} — доля радионуклида, переносимая взвешенными частицами, б/р.

Численные значения коэффициента распределения ^{51}Cr в системе «вода — взвесь» Енисея, оцененные по этой формуле, находятся в диапазоне $15-25 \text{ м}^3/\text{кг}$.

По данным натурных исследований величина K_d для ^{51}Cr в системе «вода — донные отложения» Енисея находится в диапазоне $2\text{—}10 \cdot 10^5 \text{ м}^3/\text{кг}$ [94; 101].

Для использования в моделях рекомендуемое значение коэффициента распределения K_d в системе «вода — твердая фаза» для ^{51}Cr составляет $17 \text{ м}^3/\text{кг}$ [61].

2.4.2. Природные радионуклиды

В основу данного подраздела положены исследования, выполненные А. Е. Бахуром в работе [42].

В табл. 2.16 и 2.17 приведены основные альфа- и бета-излучатели естественного происхождения, присутствующие в поверхностных водах [42].

Таблица 2.16. Основные альфа-излучающие радионуклиды естественного происхождения

Радионуклид	Период полураспада	Основная линия, кэВ (выход, %)	Другие линии, кэВ (выход, %)
<i>Ряд ^{238}U</i>			
^{238}U	$4,468 \cdot 10^9$ лет	4195 (77)	4150 (23)
^{234}U	$2,445 \cdot 10^5$ лет	4770 (72)	4720 (28)
^{230}Th	$7,538 \cdot 10^4$ лет	4685 (76)	4620 (24)
^{226}Ra	1600 лет	4780 (94)	4600 (6)
^{222}Rn	3,824 сут	5490 (100)	
^{218}Po	3,05 мин	6000 (100)	
^{214}Po	$1,64 \cdot 10^{-4}$ с	7687 (100)	
^{210}Po	138,376 сут	5305 (100)	
<i>Ряд ^{232}Th</i>			
^{232}Th	$1,405 \cdot 10^{10}$ лет	4010 (77)	3950 (23)
^{228}Th	1,913 года	5420 (73)	5340 (27)
^{224}Ra	3,64 сут	5680 (94)	5450 (6)
^{220}Rn	55,61 с	6290 (100)	
^{216}Po	0,15 с	6780 (100)	
^{212}Bi (0,36)	60,55 мин	6050 (72)	6090 (28)
^{212}Po (0,64)	$2,98 \cdot 10^{-7}$ с	8780 (100)	
<i>Ряд ^{235}U</i>			
^{235}U	$7,038 \cdot 10^8$ лет	4400 (58)	4360 (18); 4580 (8); 4220 (6)
^{231}Pa	$3,276 \cdot 10^4$ лет	5010 (25); 4950 (23); 5020 (23)	5057 (11); 4631 (10); 4736 (8)
^{227}Th	18,718 сут	5980 (24); 6040 (23); 5757 (21)	5720 (14); 5960 (3); 6009 (3)
^{223}Ra	11,434 сут	5710 (54); 5610 (24)	5745 (10); 5537 (9)
^{219}Rn	3,96 с	6820 (81)	6550 (11); 6420 (8)
^{215}Po	$1,780 \cdot 10^{-3}$ с	7384 (100)	
^{211}Bi	2,13 мин	6620 (84)	6280 (16)

Примечание. Значения в скобках означают долю выхода альфа-частиц.

**Таблица 2.17. Основные бета-излучающие радионуклиды
естественного происхождения**

Радионуклид	Период полураспада	Максимальная энергия, кэВ	Средняя энергия, кэВ
<i>Ряд ²³⁸U</i>			
²³⁴ Th	24,10 сут	193	43,4
^{234m} Pa	1,17 мин	2300	830
²¹⁴ Pb	26,8 мин	1040	227
²¹⁴ Bi	19,9 мин	3280	648
²¹⁰ Pb	22,3 года	62	6,20
²¹⁰ Bi	5,013 сут	1161	308,2
<i>Ряд ²³²Th</i>			
²²⁸ Ra	5,75 года	55	17,8
²²⁸ Ac	6,13 ч	2089	399
²¹² Pb	10,64 ч	569	106
²¹² Bi (0,64)	60,55 мин	2246	489
²⁰⁸ Tl (0,36)	3,07 мин	1797	564
<i>Ряд ²³⁵U</i>			
²³¹ Th	25,52 ч	389	77,2
²²⁷ Ac	21,773 года	46	9,52
²¹¹ Pb	36,1 мин	1360	452,9
²⁰⁷ Tl	4,77 мин	1440	493,25
<i>⁴⁰K</i>			
⁴⁰ K (0,0117% масс., доля выхода бета- частиц — 0,893)	1,28·10 ⁹ лет	1314	445

Состав и состояние природных вод под влиянием физико-химических и микробиологических воздействий могут претерпевать серьезные изменения — окисление кислородом воздуха, осаждение, сорбцию на частицах взвеси, потерю летучих веществ. Как правило, переход радионуклидов из вмещающих пород в воду является результатом таких процессов, как растворение неустойчивых минералов и выщелачивание, т. е. переход элементов из минерала в раствор без нарушения целостности кристаллической решетки. Вследствие этого происходит нарушение радиоактивного равновесия в рядах урана и тория, обусловленное различиями в миграционных характеристиках и химических свойствах как радиоактивных элементов, так и изотопов одного элемента. Например, миграционная способность урана значительно превышает миграционную способность тория, а из двух изотопов одного элемента, существенно отличающихся периодами полураспада, короткоживущий более подвижен, так как при выщелачивании не связан с кристаллической решеткой минеральных форм и, с другой стороны, не успевает диффундировать из раствора в кристаллическую структуру вмещающих пород.

Таким образом, в водах в отличие от горных пород и почв соотношения между разными радионуклидами и изотопами одного элемента могут отличаться от равновесных в десятки и сотни раз. В табл. 2.18 приведены наиболее типичные для вод соотношения между радионуклидами [42].

Таблица 2.18. Наиболее часто встречающиеся значения соотношений активности естественных радионуклидов в природных водах

Отношение радионуклидов	Поверхностные воды	Воды осадочных пород	Воды кристаллических пород
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	1—1,5	1,2—2,5	2—5 (до 15)
$^{230}\text{Th}/^{238}\text{U}$	0,001—0,5	Нет достоверных данных	0,05
$^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$	Значительные вариации — от 0,03 до 0,1	от 0,03 до 3	15, обычно меньше 1
$^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$			
$^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$	0,9—2,5	2,4	0,1 (до 3 в породах с высоким содержанием Th)
$^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$	—	1,6	5,0 и более
$^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$	—	0,4 (0,01—1,0)	2,2
$^{224}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$	—	1,0 (0,1—2,0)	0,2 (0,1—3,0)

Следует также учитывать, что уровень содержания радионуклидов и химический состав природных вод целиком подчиняются явлениям климатической зональности, изменяясь от гидрокарбонатно-кальциевых с минерализацией $(1—2) \cdot 10^{-4}$ г/м³ в северных широтах, где осадки преобладают над испарением, до сульфатно-хлоридно-натриево-кальциевых с минерализацией $(2—5) \cdot 10^{-3}$ г/м³ в засушливых районах, где испарение преобладает над осадками. В соответствии с этим изменяется и содержание в водах радиоактивных элементов. Например, среднее содержание ^{238}U в речных водах изменяется от 1 Бк/м³ в северных районах до 600 Бк/м³ в аридных областях, достигая в отдельных случаях значений $(1—5) \cdot 10^5$ Бк/м³ в водах засушливых озер, артезианских скважин, минеральных источников [42].

Объемная активность ^{226}Ra в воде обычно варьирует от 4 до 185 Бк/м³, достигая значений в подземных водах 370—2700 Бк/м³ и даже до нескольких миллионов Бк/м³ (в минеральных источниках).

Таким образом, активность солевого и радионуклидного состава природных вод варьирует в очень широком диапазоне в зависимости от типа вод (речных, озерных, грунтовых, подземных), климатических условий, состава вмещающих пород.

При этом, как правило, естественная радиоактивность вод обусловлена прежде всего присутствием радона ($^{222,220}\text{Rn}$), радия ($^{226,228,224}\text{Ra}$), урана ($^{234,238}\text{U}$), калия (^{40}K), полония (^{210}Po), свинца (^{210}Pb). Содержание тория (^{232}Th) в водах весьма низко, но могут встречаться высокие активности менее долгоживущих изотопов $^{228,230}\text{Th}$.

В табл. 2.19, составленной по [42] и на основании данных изотопной лаборатории Всероссийского научно-исследовательского института минерального сырья им. Н. М. Федоровского (ВИМС), приведены наиболее вероятные значения активности радионуклидов в водах разных типов.

Таблица 2.19. Объемная активность некоторых естественных и техногенных радионуклидов в природных водах, Бк/м³

Радионуклид	Реки	Озера	Подземные воды	Атмосферные осадки
²³⁸ U	5—1850/10—40	2,5— 4,92·10 ⁵ /10—60	3—1,23·10 ⁵ /6— 60	0,25—37
²³⁴ U	70—2000/15— 50	3—5,5·10 ⁵ /15— 80	4—4·10 ⁵ /8—90	0,3—40
²³⁰ Th	Нет достоверных данных	Нет достоверных данных	3—135	Нет достоверных данных
²²⁶ Ra	4—155/10—30	7—300/7—37	4—18 500/10— 70	
²²² Rn	0—10 ⁴	0—10 ⁴	10 ⁴ —10 ⁶ /10 ⁴ — 3·10 ⁴	
²¹⁰ Pb	1—11	2—8	Нет достоверных данных	7—192
²¹⁰ Po	0,01—3	1—7	0,4—100	7—170
²³² Th	0,04—0,4	0,08—0,40	0,2—1800	Нет достоверных данных
²²⁸ Ra	Нет достоверных данных		2—2·10 ⁵ /20— 100	Нет достоверных данных
²²⁸ Th	Нет достоверных данных	Нет достоверных данных	1—73 000	Нет достоверных данных
⁴⁰ K	37—370	480	1110—3700	37—111
$\Sigma\alpha_{\min}/\Sigma\alpha_{\max}$	50/200	40/250	40/360	Нет достоверных данных
$\Sigma\beta_{\min}/\Sigma\beta_{\max}$	350/700	620/840	1200/42 000	Нет достоверных данных

Примечания: 1. В числителе: минимальное значение — максимальное значение, в знаменателе: диапазон наиболее характерных значений для средней полосы Европейской части России. В графе «Атмосферные осадки»: минимальное значение — максимальное значение.

2. Суммарные активности бета- и альфа-излучения даны без учета следующих радионуклидов: ²³⁵U и продуктов его деления, T, ¹⁴C, ²²²Rn и короткоживущих продуктов его деления.

Анализ этих данных показывает, что говорить о каких-либо конкретных фоновых значениях затруднительно, так как диапазон вариаций природного содержания одного радионуклида даже в водах одного типа в пределах единой климатической зоны может достигать нескольких порядков.

Суммируя наиболее вероятные значения активности альфа- и бета-излучающих радионуклидов, получаем для поверхностных вод (рек, озер) средней полосы Европейской части России значение суммарной альфа-активности в пределах 40—250 Бк/м³ и суммарной бета-активности 350—840 Бк/м³. Для подземных вод — соответственно 40—360 Бк/м³ и 1200—4200 Бк/м³.

Как правило, бета-активность фоновых природных вод на 50—90% обусловлена ⁴⁰K.

Основной вклад в суммарную альфа-активность вносят изотопы ^{234,238}U, ^{226,224}Ra и ²²⁸Th.

Следует иметь в виду, что полученные значения минимальны, так как не учитывают присутствие в водах радона (²²²Rn) и короткоживущих продуктов его распада, ²³⁵U и продуктов его распада, а также T, ¹⁴C и некоторых других радионуклидов.

В табл. 2.20 приведены данные по среднему содержанию трех наиболее часто встречающихся бета- и гамма-излучающих радионуклидов в абиотических компонентах водных экосистем [86].

Таблица 2.20. Содержание наиболее часто встречающихся при гамма-спектрометрических исследованиях естественных радионуклидов в водных экосистемах поверхностных вод

Радионуклид	Среднее содержание в почвах (сухой вес), Бк/кг	Фоновое содержание в воде, Бк/м ³	Фоновое содержание в донных отложениях (сухой вес), Бк/кг
⁴⁰ K	660±20	11	370
²³² Th	40±2	10	20
²²⁶ Ra	30±2	3	20

Используя данные табл. 2.20, можно оценить значения K_d рассматриваемых радионуклидов между водой и донными отложениями (в м³/кг): ⁴⁰K — 34, ²³²Th — 20, ²²⁶Ra — 6,7.

Содержание ²³⁸U в почвах находится в диапазоне 10—50 Бк/кг при среднем значении 25 Бк/кг [83].

Литература

1. *Алекин О. А.* Основы гидрохимии. — Л.: Гидрометеиздат, 1976. — 444 с.
2. *Овчинников А. М.* Общая гидрология. — М.: Гостехиздат, 1955. — 382 с.
3. *Перельман А. И.* Геохимия ландшафта. — М.: Высш. шк., 1975. — 341 с.
4. Микроэлементы в незагрязненных пресных и ультрапресных поверхностных водах суши. — Обнинск, 1979. — (Обзор. информ. Сер. Загрязнение и охрана окружающей среды; Вып. 3).
5. Краткий справочник по геохимии. — М.: Недра, 1970. — 278 с.
6. *Дегенс Э. Т.* Геохимия осадочных образований. — М.: Мир, 1967. — 299 с.
7. *Аникеев В. В., Христианова Л. А.* Коэффициенты распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами в водоемах. — М.: Атомиздат, 1973.
8. *Стародомский В. В.* О факторах, влияющих на распределение долгоживущих осколочных радионуклидов в поверхностных водах суши // Проблемы радиозологии растений и животных / УНЦ АН СССР. — Вып. 78. — Свердловск, 1971. — 53 с.
9. *William A., Briugs J. Z.* Distribution of ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{85}Sr , ^{137}Cs in freshwater pound. — [S. l.], 1962. — (Environmental health series. Radiological health).
10. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 77 с.
11. *Куликов Н. В., Чеботина М. Я.* Радиозология пресноводных биосистем / УрО АН СССР. — Свердловск, 1988. — 128 с.
12. *Любимова С. А.* Некоторые закономерности миграции Sr-90 и Cs-137 в пресноводных озерах: Автореф. дис. канд. биол. наук / Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР. — Свердловск, 1971.
13. *Тихонова А. И.* Экспериментальные исследования химических основ миграции радиоактивных изотопов в пресных водоемах: Дис. ... канд. хим. наук / ЛГУ. — Л., 1975.
14. Курс физической химии / Под ред. Е. И. Герасимова. — Т. 2. — М.: Химия, 1973.
15. Краткая химическая энциклопедия. — М.: Сов. энциклопедия, 1961.
16. *Машнева И. И., Радионова Л. Ф., Тихонова А. И. и др.* Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов / Под ред. П. В. Рамзаева. — М.: Энергоиздат, 1983. — 112 с.

17. *Марец А. И.* Санитарная охрана водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976. — 224 с.
18. Application of distribution coefficients to radiological assessment model / Ed. by T. H. Sibley, C. Myttenacre Elavier. — [S. l.]: Applied Scinc. Publ., 1986. — 360 p.
19. *Kavabata T.* Studies on the sorption and release of radionuclides by river sediments // J. of radiation research. — 1967. — Vol. 8, № 1.
20. *Трапезников А. В., Трапезникова В. Н.* Радиоэкология пресноводных экосистем. — Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006.
21. *Fazah M. J. and al.* Laboratory studies on the retention and release radioisotopes by clay, minerals and fresh water stream biota // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
22. *Andersson K., Torstentelt B. et al.* Sorbtion behaviour of long-lived radionuclides in igneous rock // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
23. *Pyeur J. P.* Batch and column strontium distribution coefficients with water-saturated soil strata from the Savaunah river plant burial ground // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
24. *Mekinluy J. G.* Prediction of radionuclide retardation from laboratory sorption data // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
25. *Miettinen J. K. et al.* Distribution coefficients radionuclides, between soils and groundwater // Environmental migration long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
26. *Behrens H., Klotz D. et al.* Comparison of methods for the determination of retention factors of radionuclides in mineral soils // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
27. *Saucher A. L., Schell W. R., Sibley T. H.* Distribution coefficients for plutonium in aquatic environments // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
28. *Neretnicks J.* Prediction of radionuclides migration in the geosphere: is the porous flow model adequate // Environmental migration of long-lived radionuclides / IAEA. — Vienna, 1982.
29. *Линник П. Н., Набиванец Б. И.* Методы исследования состояния ионов металлов в природных водах // Водные ресурсы. — 1980. — № 5. — С. 148—170.
30. *Искра А. А., Бахуров В. Г.* Естественные радионуклиды в биосфере. — М.: Энергоиздат, 1981. — 123 с.
31. *Coughtrey P. J., Thorne M. C.* Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A Critical Review of Data. — Vol. 1—3. — Rotterdam, 1983.

32. Sorption behaviour of long-lived fission products and actinides in clay and rock by Heino Kipatsi. — Göteborg, 1983. — P. 26.
33. Kusuda *et al.* Depositional process of fine sediments // Water Sci. and Technol. — 1982. — Vol. 14, № 4—5. — P. 175—184.
34. Королев В. Г., Иванов Е. А. Генетические эффекты распада инкорпорированного трития // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1983. — С. 145—150.
35. Murray C. N., Avegado A. Effect of long-term release of plutonium into an estuarine and coastal sea ecosystem // Techniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environm. — Vienna, 1981. — P. 103.
36. Александров А. В., Колбасов А. М. Радиоизотопные исследования для защиты подземных вод от загрязнений. — М.: Энергоиздат, 1983. — 96 с.
37. Бочевер Ф. М., Орадовская А. В. Гидрогеологическое обоснование защиты подземных вод от загрязнений. — М.: Недра, 1972. — 124 с.
38. Руженцова И. Н., Теверовский Е. Н. Локальное радиационное воздействие атмосферных выбросов при эксплуатации радиохимического завода // Атомная энергия. — 1983. — Т. 54, вып. 3. — С. 192.
39. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / Под ред. Р. М. Алексахина. — М.: Энергоатомиздат, 1981. — 97 с.
40. Рачинский В. В. Введение в общую теорию динамики сорбции и хроматографии. — М.: Наука, 1964. — 136 с.
41. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов охладителей АЭС. — Киев: Техніка, 1995.
42. Бахур А. Е. Измерение радиоактивности природных вод и существующие нормативные требования. — М.: НПП «Доза», 1998.
43. Тертышник Э. Г. Загрязнение радионуклидами р. Енисей в 1972—2001 гг.: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. — Обнинск, 2007.
44. Ровинский Ф. Я. Распределение Sr-90 и некоторых других долгоживущих продуктов деления между компонентами непроточных водоемов // Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов. — М., 1967. — (Труды ИПГ).
45. Ровинский Ф. Я., Махонько К. П. К вопросу о миграции радиоактивной взвеси в грунтах непроточных водоемов // Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов. — М., 1967. — (Труды ИПГ).
46. Носов А. В., Мартынова А. М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК // Атомная энергия. — 1996. — Т. 81, вып. 3. — С. 226—232.
47. Моисеев А. А., Рамзаев Л. В. Цезий-137 в биосфере. — М.: Атом-энергоиздат, 1975.

48. Трапезников А. В. Накопление, распределение и миграция ^{60}Co в компонентах пресноводной экосистемы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Свердловск, 1990.
49. Мейтис Л. Введение в курс химического равновесия и кинетики / Пер. с англ. — М.: Мир, 1984. — 484 с.
50. Fukai R. et al. Input of Transuranic elements through river into the Mediterranean Sea // Proceedings of symposium on impacts of radionuclide releases into the marine environment / IAEA. — Vienna, 1981. — P. 3—15.
51. Тимофеева И. А. Экспериментальное изучение поведения радиостронция в пресноводных и наземных биоценозах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / Ин-т биологии Уральского филиала АН СССР. — Свердловск, 1964.
52. Jeandel C. et al. Plutonium and other artificial radionuclides in the Sein Estuary and adjacent areas // Techniques of Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environment / IAEA. — Vienna, 1981. — P. 89.
53. Сафронова И. Г., Питкянен Г. П., Погодин Р. И. О механизмах миграции Sr-90 в донных отложениях водоемов // Труды Ин-та экологии растений и животных. — Свердловск, 1978. — С. 95—98.
54. Старик М. Е. Основы радиохимии. — Л.: Наука, 1968. — 647 с.
55. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1 758-99 / Минздрав России. — М., 1999.
56. Contaminants and Sediments, Fate and Transport / Ed. by R. A. Bate. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980.
57. Чеботина М. Я., Николин О. А., Смагин А. И., Мурашова Е. К. Современные уровни концентраций трития в воде колодцев и скважин района ПО «Маяк» // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В. И. Мигунова и А. В. Трапезникова. — Вып. 12. — Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2009. — С. 383—388.
58. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме // Медицинская радиология. — 1960. — № 5. — № 1.
59. Рид Р., Шервуд Т. Свойства газов и жидкостей / Пер. с англ. — Л.: Химия, 1971.
60. Диденко Л. Г., Фаткин А. Г. О физико-химических формулах в газоаэрозольных выбросах Белоярской АЭС им. Курчатова // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 9. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 146 с.
61. 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. M. W. M. Miller. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1976. — P.133—164.

62. Ионизирующие излучения: источники и биологические эффекты: Доклад НКДАР ООН за 1982 г. — Т. 1. — Нью-Йорк, 1982. — 881 с.
63. Сухоруков Ф. В., Мельгунов М. С., Макарова И. В. и др. Подвижность техногенных радионуклидов в почвах и донных осадках р. Енисей по данным натурного и лабораторного экспериментов // Труды международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий» / Под ред. Ю. А. Израэля. — Т. 2. — СПб.: Гидрометеиздат, 2006. — С. 306—312.
64. Lovett M. B., Nelson D. M. Determination of some oxidation states of plutonium in sea water and associated particulate matter // *Techniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments* / IAEA. — Vienna, 1981. — P. 27.
65. Вакуловский С. М., Тертышник Э. Г., Бородина Т. С. и др. Техногенные радионуклиды в реке Енисей // Труды международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий» / Под ред. Ю. А. Израэля. — Т. 2. — СПб.: Гидрометеиздат, 2006. — С. 294—299.
66. Кузнецов Ю. В., Легин В. К., Струков В. Н. и др. Трансурановые элементы в пойменных отложениях реки Енисей // *Радиохимия*. — 2000. — Т. 42, № 5. — С. 470—477.
67. Nossov A. V., Martynova A. M., Shishlov A. E., Savitsky Y. V. The analysis of radioactive contamination of the Yenisei River by results of expeditions for the period 1990—2000 // *The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic, St. Petersburg, Russia, 16—20 June 2002: Extended Abstracts* / P. Strand, T. Jolle (eds.). — Osteras, Norway, 2002. — P. 167—170.
68. Fukai R. et al. Speciation of the Mediterranean environment // *Techniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments* / IAEA. — Vienna, 1981. — P. 37.
69. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды / Под ред. А. Ф. Порядина и А. Д. Хованского. — М.: НУМЦ Минприроды России; Изд. дом «Прибой», 1996. — 350 с.
70. Караушев А. В. Речная гидравлика. — Л.: Гидрометеиздат, 1969. — 416 с.
71. Горбунов Н. И. Высокодисперсные минералы и методы их изучения. — М.: Наука, 1963. — С. 302.
72. Манская С. М., Дроздова Т. В. Геохимия органического вещества. — М.: Наука, 1964. — С. 315.
73. Веницианов Б. В., Рубинштейн Р. И. Динамика сорбции из жидких сред. — М.: Наука, 1983. — 237 с.
74. Франк-Каменецкий Д. А. Диффузия и теплопередача в химической кинетике. — 2-е. изд. — М.: Наука, 1967. — 491 с.

75. *Василенко И. Я., Василенко О. И.* Радиоактивный йод // <http://nuclphys.sinp.msu.ru/ecology/isotopes/iodum.pdf>.
76. Радиоизотопные методы исследования в инженерной геологии и гидрологии / Под ред. В. И. Ферронского. — М.: Атомиздат, 1977. — 303 с.
77. *Страдомский В. В.* О факторах, влияющих на распределение долгоживущих осколочных радионуклидов в поверхностных водах суши // Проблемы радиозкологии растений и животных / УНЦ АН СССР. — Вып. 78. — Свердловск, 1971. — С. 53—60.
78. *Войцехович О. В., Железняк М. И., Маргеловиц Н. Ю. и др.* Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Сб. под ред. О. В. Войцеховича. — Т. 2. — Киев, 1998. — 277 с.
79. *Прохоров В. М.* Расчет изменения концентрации радиоактивного изотопа в воде непроточного водоема при поглощении изотопа донным слоем // Атомная энергия. — 1966. — Т. 20. — С. 443—449.
80. *Маханько К. П., Авраменко А. С., Бобовникова Ц. И., Чумичев В. Б.* Коэффициент стока стронция-90 и цезия-137 с поверхности почв речного бассейна // Метеорология и гидрология. — 1977. — № 10.
81. *Ровинский Ф. Я., Синицына З. Л.* Прогноз качества речной воды в период весеннего половодья // Метеорология и гидрология. — 1979. — № 6.
82. *Борзилов В. А., Коноплев А. В. и др.* Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология. — 1988. — № 11. — С. 43—53.
83. *Моисеев А. А., Иванов В. И.* Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. — М.: Энергоатомиздат, 1990.
84. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году: Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. — Обнинск: ГУ «НПО «Тайфун», 2008.
85. *Израэль Ю. А., Квасникова Е. В., Назаров И. М., Стукин Е. Д.* Радиационный мониторинг в СССР: анализ опыта и перспективы развития // Труды международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий» / Под ред. Ю. А. Израэля. — Т. 2. — СПб.: Гидрометеиздат, 2006.
86. *Зозуль Ю. Н.* Комплексная оценка радиационно-опасных объектов на речной бассейн Московского региона: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — М., 2007.
87. *Борзилов В. А., Коноплев А. В., Бобовникова Ц. Я. и др.* Экспериментальное исследование смыва радионуклидов на стоковых площадках в 30-километровой зоне ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыль-

- ской аварии. I Всесоюзная конференция, Обнинск, 1988. — Т. 1. — СПб.: Гидрометеиздат, 1988. — С. 377—380.
88. Вакуловский С. М., Новицкий М. А., Мазурин Н. Ф. и др. Предварительные результаты модельных исследований смыва стабильных и радиоактивных аналогов ^{90}Sr и ^{137}Cs с покрытых снегом территорий // Метеорология и гидрология. — 2007. — № 8. — С. 46—54.
89. Бадяев В. В., Егоров Ю. А., Казаков С. В. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 216 с.
90. Бакунов Н. А., Саватюгин Л. М., Большиянов Д. Ю. Вынос глобального ^{90}Sr из почвенного покрова со стоком рек, впадающих в Северный ледовитый океан // Водные ресурсы. — 2007. — Т. 34, № 2. — С. 190—193.
91. Вредные вещества в окружающей среде: Радиоактивные вещества / Под общ. ред. В. А. Филова. — СПб.: НПО «Профессионал», 2006. — 332 с.
92. Егоров Ю. А., Леонов С. В. Миграция радионуклидов аварийного выброса в экосистеме водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в послеаварийный период // Экология регионов атомных станций: Сб. статей. — Вып. 1 / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. — М.: Атомэнергопроект, 1994. — С. 89—104.
93. Писарев В. В., Носов А. В., Кузнецова В. М. и др. Изучение загрязнения Киевского водохранилища за период с 1986 по 1987 г. // Чернобыль 88. — Т. 5. — Ч. 2. — М.: Энергоатомиздат, 1989. — С. 159—175.
94. Носов А. В. Прогноз и оперативный контроль радиационной обстановки и микроклимата в районе расположения предприятий ЯТЦ: Дис. ... д-ра физ.-мат. наук. — М., 2005.
95. Носов А. В. Исследование состояния речной сети в районе г. Северска после радиационной аварии на Сибирском химическом комбинате 6 апреля 1993 г. // Атомная энергия. — 1997. — Т. 83, вып. 1. — С. 49—54.
96. Носов А. В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. — 1997. — № 12. — С. 84—91.
97. Nossov A. V., Brown J. E., Martynova A. M., Bobrovitskaya N. N. Studies of Radiocesium Migration in Water and Bedload of the Yenisei River on the Results of Field Experiments in 2000 (STREAM Project) // The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic, St. Petersburg, Russia, 16—20 June 2002: Extended Abstracts / P. Strand, T. Jolle (eds.). — Osteras, Norway, 2002. — P. 283—286.
98. Bobrovitskaya N. N., Denison F., Nossov A. V. et al. Operational models / Ed. by J. Brown, NRPA. — [S. l.], 2001. — 57 p. — (STREAM Deliverable report for project ERB IC 15-CT98-0219 in the EC's Copernicus Programme).

99. Носов А. В., Чионов В. Г., Мещеряков Д. С. и др. Анализ содержания глобального ^{90}Sr в воде и донных отложениях водоемов // Атомная энергия. — 2006. — Т. 100, вып. 6. — С. 471—478.
100. Носов А. В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. — 1997. — № 12. — С. 84—91.
101. Носов А. В., Аишанин М. В., Иванов А. Б., Мартынова А. М. Радиоактивное загрязнение Енисея, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината // Атомная энергия. — 1993. — Т. 74, вып. 2. — С. 144—149.
102. Kuznetsov V. Yu., Bolshiyarov D. Yu., Strukov V. N., Maksimov F. E. Plutonium in Lakes' Sediments from the North-West of Eastern Siberia: Report on the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. — St. Petersburg, Russia, 16—20 June 2002. — P. 253—254.
103. Трапезников А. В., Юшков П. И., Позолотина В. Н. и др. Радиоэкологические исследования рек Теча и Исеть на Южном Урале // Гигиена населенных мест. — Вып. 36. — Киев, 2000. — С. 385—404.
104. Павлоцкая Ф. И. и др. Миграция плутония в наземных экосистемах. Естественные и трансурановые радионуклиды в окружающей среде: Препринт. — Свердловск: УНЦ АН СССР, 1986. — 76 с.
105. Крышев И. И., Алексахин Р. М., Рябов И. Н. и др. Радиоактивное загрязнение районов АЭС. — М.: Ядерное общество СССР, 1990. — 150 с.

Глава 3

Математическое моделирование миграции радионуклидов в реках и водоемах

Математические модели — необходимый инструмент при прогнозировании миграции радионуклидов в водной среде. К настоящему времени в России и за рубежом накоплен существенный опыт построения моделей для расчетов переноса и рассеивания загрязняющей примеси в реках и водоемах. Значительное развитие работы в области моделирования миграции техногенных радионуклидов в водных объектах получили в связи с Чернобыльской катастрофой.

Процесс построения модели можно условно разделить на следующие этапы.

1. Постановка задачи. Определение целей моделирования, выделение конечного числа процессов и характеристик, наиболее существенных для моделирования миграции радионуклидов, определение перечня характеристик объекта, которые получены в результате измерений и могут быть использованы при моделировании, выбор необходимой разрешающей способности модели во времени и пространстве.
2. Построение концептуальной модели. Определение структуры моделируемой системы — выделение ее компонентов с учетом целей моделирования и имеющихся данных об объекте, описание рассматриваемого объекта и учитываемых процессов, оценка их пространственных и временных границ, выявление наиболее существенных внутренних и внешних параметров и связей между ними.
3. Построение математической модели. Установление математических соотношений между выделенными параметрами модели и количественная оценка этих параметров.
4. Реализация модели в виде компьютерной программы или нахождение решения в аналитической форме.
5. Оценка чувствительности модели к входным параметрам. Выявление параметров, в наибольшей степени влияющих на конечные результаты расчетов, чтобы выяснить, какие из них необходимо определить с наиболее высокой степенью точности.
6. Проверка модели. На этом этапе оценивается, насколько адекватно модель может воспроизводить реально наблюдающиеся процессы. Чаще всего для этого сравнивают расчетные данные с результатами измерений

содержания радионуклидов в воде и донных отложениях в соответствующие моменты времени. Для оценки согласия модельных и экспериментальных данных могут использоваться различные статистические критерии. Часто в практике моделирования используются термины «валидация модели» и «верификация модели». Под валидацией модели в данной работе понимается сравнение результатов моделирования с экспериментальными данными или данными наблюдений. Верификация модели — это моделирование различных ситуаций (как правило, упрощенных или экстремальных) и экспертная качественная оценка результатов моделирования.

При выборе (построении) модели следует учитывать цели моделирования, тип водного объекта, характеристики источников радионуклидов, характер водопользования, требуемую точность оценки. Нужно иметь в виду, что модель должна с необходимой разрешающей способностью отражать основные процессы, влияющие на миграцию радионуклидов в данном типе водного объекта с учетом характеристик источников радиоактивности. В то же время неточность входных данных при использовании излишне сложных и подробных моделей может приводить к менее точным результатам по сравнению с более простыми моделями. Поэтому применять сложные модели следует только в том случае, если есть достаточно надежные входные данные, а более простые модели не позволяют проводить расчеты с требуемой точностью.

Помимо этого следует учитывать, что использование экспертно определяемых параметров, а также эмпирических параметров может существенно снизить точность прогноза. Поэтому оптимальным представляется ориентация модели на использование измеряемых параметров, значения которых в то же время могут быть оценены при помощи подмоделей или путем привлечения типичных для соответствующего типа водоемов значений. Это позволяет получать результаты расчета при использовании приближенных (ориентировочных) значений входных параметров и дает возможность уточнять результаты прогнозирования по мере получения дополнительной информации (данных измерений).

3.1. Классификация моделей

Классификация математических моделей может проводиться с различных точек зрения. В зависимости от этого одна и та же модель водного объекта может быть отнесена к различным типам. Если в основе классификации лежат соотношения, которые выражают зависимость состояния системы от параметров, то выделяют:

- детерминированные модели, в которых состояние системы в заданный момент времени однозначно определяется через входные параметры: параметры системы, начальные и граничные условия;
- статистические модели, в которых описывается носящая вероятностный характер зависимость между состоянием системы и входными параметрами; в этих моделях зависимость прогнозируемых величин от входных параметров определяется с помощью методов математической статистики по данным многолетних наблюдений за водным объектом.

По ряду причин статистическое моделирование применимо не к каждому водному объекту ввиду отсутствия достаточного объема статистически достоверных данных наблюдений. Кроме того, статистические данные за прошедшие годы могут быть неприменимы в настоящем из-за изменения гидравлических и морфометрических характеристик водного объекта. В данной главе рассматриваются только детерминированные модели. Различают имитационное и аналитическое моделирование.

3.1.1. Имитационные модели

В настоящее время в литературе встречаются различные определения термина «имитационное (численное) моделирование». Авторы под этим термином подразумевают вычисление численных значений характеристик развивающегося во времени процесса путем воспроизведения его течения на компьютере с помощью математической модели. В таком виде определение имитационного моделирования предложено, например, в [35]. То есть в этом виде моделей моделирование строится на основе воспроизведения алгоритма функционирования исследуемой системы путем последовательного выполнения при помощи компьютера большого количества элементарных вычислительных операций. Для этого составляется система уравнений, описывающая поведение системы, а затем решение этой системы уравнений находится при помощи численных методов (они кратко описаны ниже).

Имитационные модели позволяют наиболее подробно описать моделируемый водный объект, но в то же время являются самыми сложными и требуют наибольшего количества входных данных. В частности, для имитационного моделирования переноса радионуклидов водным потоком в полном объеме необходимо знать поле скоростей течений. Если в модели учитывается перенос радионуклидов, связанный с сорбцией на взвешях или перемещением с загрязненными донными отложениями, нужно знать реальные скорости переноса активности, обусловленной этими процессами. Если нет достоверных данных измерений, для расчета поля скоростей течения и параметров переноса радионуклидов с взвешенными и донными

наносами применяются гидравлические модели (как правило, тоже имитационные). В свою очередь, имитационные модели также могут быть классифицированы по сложности, связанной с размерностью. Эта классификация приведена ниже.

3.1.2. Аналитические модели

Аналитическими называются модели реального объекта, основанные на алгебраических, дифференциальных или других уравнениях и предусматривающие осуществление однозначных вычислительных процедур, приводящих к их точному решению. То есть определяется аналитическое выражение, позволяющее для любых значений входных параметров и любых начальных условий определить искомые величины в любой момент времени. Как правило, модели переноса и миграции радионуклидов в водных объектах основаны на достаточно сложных системах дифференциальных уравнений в частных производных, которые в общем виде не имеют точного аналитического решения и обычно решаются численно с использованием компьютера. Однако введение дополнительных упрощающих предположений (в зависимости от характеристик источника и водного объекта) — консервативных упрощений — часто позволяет упростить сложную исходную систему уравнений и получить аналитическое решение.

Аналитические модели, как правило, имеют небольшую размерность. При этом на практике аналитическое решение зачастую столь громоздко, что проще найти численное решение исходной системы уравнений. Кроме того, применять аналитические модели следует с осторожностью — необходимо внимательно анализировать, насколько обоснованы упрощающие предположения. Иначе упрощенная модель не будет иметь ничего общего с моделируемым объектом.

Необходимо отметить, что аналитические решения удобны для анализа. С их помощью можно уточнять необходимые для описания миграции параметры и оценивать их величины, что можно затем использовать при построении сложных имитационных моделей.

3.1.3. Камерные модели

Особый класс составляют камерные модели (модели с сосредоточенными параметрами). В настоящее время именно камерные модели наиболее часто применяются для расчета миграции радионуклидов в водных объектах. В этих моделях моделируемый объект разделяется на камеры. Примером может служить модель небольшого однородного водоема с двумя камерами: толща воды и донные отложения. Предполагается, что объемная (удельная) активность

радионуклида (концентрация загрязняющего вещества) и другие параметры в каждой камере описываются средними для нее значениями. Так же определяются скорости переноса радионуклидов между камерами. Камерные модели могут относиться как к аналитическим, так и к имитационным. Например, для упомянутой двухкамерной модели решение может быть найдено аналитически. В то же время модификация такой модели, в которой исследуемый участок реки будет поделен на отрезки, водная часть каждого из которых будет описана двумя камерами (вода и донные отложения), потребует численного решения и может быть отнесена к имитационным.

3.1.4. Размерность имитационных моделей

Как уже указывалось, имитационные модели можно классифицировать по сложности, связанной с размерностью.

Трехмерные модели. Модели этого класса требуют наибольших вычислительных ресурсов и наибольшего количества входных данных. Такие модели используются для моделирования течений с большой вертикальной изменчивостью (моря, эстуарии, глубокие стратифицированные озера и водохранилища). Как правило, трехмерные модели помимо основной модели массопереноса радионуклидов в водном объекте включают в себя гидравлическую модель, которая рассчитывает связь высоты столба воды и компонент скоростей водных потоков в зависимости от времени и пространственных координат, а иногда и модель переноса взвесей и донных отложений. Применение трехмерных моделей часто необходимо для моделирования быстротекущих процессов в каком-либо водном объекте. Но использование такой модели для моделирования в многолетнем масштабе процессов распространения радионуклидов на протяженной реке с каскадом водохранилищ недостаточно эффективно.

Двумерные плановые модели. В этих моделях переменные усреднены по глубине водоема. Они используются для описания миграции радионуклидов в прибрежной зоне моря, водохранилищах, мелких озерах, на участках речных русел и поймы вблизи источников сбросов или зон существенного загрязнения донных отложений.

Двумерные вертикальные модели. В этих моделях переменные усреднены по ширине потока. Модели используются для описания транспорта радионуклидов в узких глубоких водохранилищах, речных руслах, иногда вблизи гидротехнических сооружений.

Одномерные русловые модели. Модели этого типа описывают динамику средних по сечению русла характеристик потока. Такие модели используются для описания переноса радионуклидов в речных руслах на расстояниях, существенно превышающих ширину русла.

Для реального применения на практике необходима иерархическая система моделей миграции радионуклидов в водоемах и водотоках, различающихся размерностью, набором учитываемых процессов и способом их учета.

Прежде чем перейти к описанию моделей, отметим следующее.

- Все описанные в данной главе модели используют параметры, имеющие физический смысл. В то же время существует достаточно большое количество моделей (например, модели ECOLAKE [1], MARTE [2]), которые используют не имеющие физического смысла калибруемые параметры (например, математические скорости).
- Во всех описанных в данной главе моделях не учитывалось влияние биоты на миграцию радионуклидов, так как, как правило, оно пренебрежимо мало.

3.2. Перенос загрязняющих примесей при ламинарном и турбулентном течении

Уравнение переноса загрязняющих примесей в водном потоке при ламинарном режиме течения для несжимаемой жидкости в декартовой системе координат имеет вид

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] + \frac{r}{\rho}, \quad (3.1)$$

где ρ — плотность воды; x, y, z — система прямоугольных координат (x — продольная, y — поперечная, z — вертикальная); u, v, w — проекции вектора скорости на оси системы координат; D — коэффициент молекулярной диффузии; r — источник примеси.

Уравнение (3.1) выражает условие сохранения массы примеси в движущемся потоке воды при наличии молекулярной диффузии [3].

Уравнение переноса примесей при турбулентном режиме течения можно получить из (3.1), предположив, что:

а) составляющие мгновенной скорости можно представить в виде суммы средней по времени и флуктуационной (пульсационной) составляющих (1.31);

б) концентрация диффундирующего вещества также может быть представлена подобным образом: $C = \bar{C} + C'$, где C' — флуктуационная составляющая; $\bar{C}$ — усредненное по времени значение (период осреднения

велик по сравнению с характерным временем флуктуаций, но мал по сравнению с характерным временем моделируемой дисперсии).

Если предположить, что плотность и коэффициент молекулярной диффузии постоянны, и учесть условие неразрывности $\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0$, уравнение (3.1) примет вид

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = & - \frac{\partial}{\partial x} (\bar{u}' \bar{C}') - \frac{\partial}{\partial y} (\bar{v}' \bar{C}') - \\ & - \frac{\partial}{\partial z} (\bar{w}' \bar{C}') + D \left[\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right] + \frac{r}{\rho}. \end{aligned} \quad (3.2)$$

В соответствии с гипотезой Фика — Бусинеска

$$\left\{ \rho (\bar{u}' \bar{C}') = -\rho E_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}; \rho (\bar{v}' \bar{C}') = -\rho E_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}; \rho (\bar{w}' \bar{C}') = -\rho E_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \right\},$$

где E_x, E_y, E_z — коэффициенты турбулентной дисперсии. Только для изотропной турбулентности они одинаковы для всех координатных направлений.

В окончательном виде уравнение турбулентной дисперсии имеет вид

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} \right) + \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \right) + D \left[\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right] + \frac{r}{\rho}. \end{aligned} \quad (3.3)$$

Необходимо остановиться на физическом смысле и способе определения коэффициентов D, E_x, E_y, E_z . D — это коэффициент молекулярной диффузии. Молекулярная диффузия в жидкостях подробно описана в литературе. Частицы одной жидкости диффундируют в другую жидкость, при этом поток пропорционален градиенту концентрации примеси. Коэффициент молекулярной диффузии в воде имеет порядок 10^{-6} м²/с [5]. Следует отметить, что при турбулентном режиме течения (а течения в реальных водных объектах часто можно считать турбулентным) появляется турбулентная дисперсия с коэффициентами E_x, E_y, E_z , которая значительно превышает молекулярную диффузию. Значения коэффициента турбулентной дисперсии, как правило, имеют порядок 10^{-4} м²/с и более. Поэтому молекулярной

диффузией для турбулентного потока обычно пренебрегают, если не рассматривается диффузия в придонном слое (где турбулентность гасится). В общем случае коэффициенты турбулентной дисперсии неодинаковы по направлениям и изменяются в пространстве [34].

3.3. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах

подавляющее большинство моделей переноса и миграции радиоактивных веществ в поверхностных водах основывается на упрощенном уравнении турбулентной дисперсии (3.3) без учета механизма молекулярной диффузии:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{r}{\rho} - \lambda C, \end{aligned} \quad (3.4)$$

где C — содержание радионуклидов в воде, Бк/м³; λ — постоянная распада, с⁻¹; другие входящие в уравнение параметры определены в пояснениях к (3.1) и (3.3).

В общем виде уравнение (3.4) может быть решено только численными методами. Для получения аналитических решений может оказаться необходимо введение упрощающих предположений (например, прямая береговая линия, однородный стационарный поток, простые граничные условия по дну водоема). Полученные в результате модели пригодны только в том случае, если указанные упрощения правильно отражают реальную ситуацию.

При моделировании рассеяния и миграции радионуклидов в воде приходится сталкиваться с двумя взаимосвязанными факторами. Первый из них заключается в трудности точного моделирования, связанной со сложностью граничных условий и отсутствием значений ряда входных параметров (например, коэффициентов дисперсии). Второй фактор состоит в том, что концентрация радионуклидов в воде при нормальных сбросах и большинстве аварийных сбросов обычно низка, и вопрос о превышении норм возникает редко. Поэтому в тех случаях, когда проблем с предельными концентрациями не ожидается, затраты сил и средств на разработку сложных расчетных моделей для повышения качества прогнозов могут оказаться неоправданными. Это привело к тому, что на практике разработано много относительно простых моделей, основанных на ряде консервативных упрощающих допущений. Однако

следует помнить, что в некоторых случаях они могут оказаться слишком упрощенными (например, чрезмерно консервативными), и тогда потребуются более реалистичные модели.

Выбор соответствующей модели зависит главным образом от конкретной ситуации и от требуемой точности, в частности, от вида источника радионуклидов и расстояния от источника до места, в котором необходим прогноз содержания радиоактивных веществ.

Выделим два вида источников радиоактивных веществ в водных объектах.

- Распределенные (диффузные) источники, при которых поступление радиоактивных веществ в водный объект происходит на значительной части водного объекта. Такие источники характеризуются плотностью поступления радионуклидов в водный объект в $\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ или $\text{Бк}/(\text{м} \cdot \text{с})$. К распределенным источникам относится, например, поступление радионуклидов в водный объект в результате смыва с загрязненных водосборов, а также в результате атмосферного выпадения радионуклидов.
- Локальные источники, которые в целях моделирования можно считать сосредоточенными в определенном месте. К ним относятся загрязненные притоки, а также водовыпуски сточных вод. Часто локальные источники рассматриваются как точечные. Такие источники характеризуются интенсивностью поступления радионуклидов в водный объект в $\text{Бк}/\text{с}$.

3.3.1. Основные фазы рассеивания загрязняющих веществ в поверхностных водах

При моделировании миграции в водных объектах радиоактивных веществ, поступивших от локального источника, обычно рассматривают три стадии рассеивания.

Стадия 1. Первоначальное разбавление. Эта стадия охватывает первоначальное разбавление и перемешивание вод, содержащих радионуклиды. Рассеяние радионуклидов на ближних после сброса участках обусловлено начальным количеством движения и плавучестью вод (сточных или вод бокового притока) из-за разности температур и физико-химических характеристик. При сбросах в реки стадия 1 может распространяться на расстояние, приблизительно в 100 раз превышающее глубину русла, в зависимости от объема и температуры сбрасываемой жидкости и характеристик реки [4]. Первичное разбавление сточных вод зависит от скорости сброса и от расположения выходных патрубков (на поверхности или заглубленных). При заглубленном сбросе могут использоваться диффузоры с одним или несколькими отверстиями.

На начальной стадии может происходить сильное разбавление со значениями коэффициентов разбавления от 10 до 100 (отношение концентрации загрязняющего вещества в сточных водах к максимальной концентрации в воде водного объекта на заданном участке).

Заканчивается стадия 1, как только влияние плавучести и первоначально импульса источника станет незначительным.

Согласно [4] при сбросах сточных вод из заглубленных выпусков в реки и водотоки выравнивание концентрации радиоактивных веществ в воде по глубине происходит на расстоянии $L_x \approx 7H$, где H — глубина реки. Для определения параметров начального разбавления широко используется методика, разработанная Н. Н. Лапшевым [33].

Стадия 2. Достаточное перемешивание. Эта стадия (в литературе иногда именуемая стадией полного перемешивания) протекает от места окончания стадии 1 до створа, где сточные воды, содержащие радиоактивные вещества, перемешиваются по всему поперечному сечению реки или водотока. Например, в случае сброса в реку стадия 2 может распространяться на несколько десятков километров.

Стадия 3. Рассеивание на больших расстояниях. Эта стадия охватывает рассеивание радиоактивных веществ на больших расстояниях за более длительное время и учитывает возможное взаимодействие радионуклидов с веществом взвешенных или находящихся на дне отложений. В ряде водных объектов (например, в водохранилищах и озерах) стадии 2 и 3 могут протекать одновременно.

Таким образом, выбор используемой расчетной модели зависит от того, на каком расстоянии от источника необходим прогноз содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях.

3.3.2. Моделирование миграции радионуклидов на разных стадиях рассеивания

Модели первоначального перемешивания (на ближних участках) описывают рассеивание радиоактивной примеси вблизи места сброса, где разбавление осуществляется главным образом за счет турбулентного перемешивания струй. Если важно знать концентрацию радионуклидов вблизи источника, необходима точная модель для ближних участков. Такая ситуация в основном касается аварийных сбросов. Моделирование первоначальной стадии рассеяния представляет собой наиболее сложную задачу. Как правило, требуются трехмерные или двумерные модели, а также наибольшее количество входных данных.

Если полученные в ходе моделирования решения для ближней зоны предполагается использовать только в качестве источника для расчета содержания радионуклидов в воде и донных отложениях на значительных расстояниях от места сброса, то весьма вероятно, что результаты расчетов могут оказаться нечувствительными к вариациям первоначального перемешивания, и точного моделирования ближних участков не потребуется [4].

На второй стадии обычно используются более простые двумерные или даже одномерные модели.

Наконец, при моделировании содержания радиоактивных веществ в воде рек и водотоков на больших расстояниях от точечного источника обычно используются одномерные модели с учетом эффектов разбавления от впадающих рек и эффектов выведения активности в результате сорбции и седиментации загрязненной взвеси на плесовых участках русла со спокойным течением.

На процессы очистки воды, связанные с седиментацией взвешенных наносов, влияют скорость седиментации частиц и сорбция радионуклидов между твердой и жидкой фазами. Как показано в главе 2, сорбция зависит от природы радионуклида и взвешенных веществ. Некоторые нуклиды, такие как ^{90}Sr , слабо сорбируются, и механизмом их выведения с осаждающейся взвесью часто можно пренебречь. Большинство радионуклидов сильно сорбируется и накапливается в донных отложениях. Учет процессов выведения активности из воды в донные отложения, связанных с седиментацией загрязненной взвеси, делает модели более реалистичными. Процессы сорбции радионуклидов твердой фазой при моделировании обычно описывают мгновенной линейной изотермой Генри с постоянными коэффициентами распределения K_d (см. главу 2).

3.4. Модели переноса и миграции радионуклидов в водоемах и водохранилищах

3.4.1. Трехмерное гидравлическое моделирование

В главе 1 упоминалась трехмерная океаническая модель «Princeton Ocean Model» [30]. Напомним: несмотря на то что она является океанической, ее можно успешно применять к крупным пресноводным водоемам. Она основана на уравнениях (1.35) и (1.37) и позволяет учитывать все основные процессы и факторы, которые могут оказаться существенными для расчета полей течений, температур и солености:

- конвекция, диффузия, вязкость, турбулентность, солнечное излучение учитываются за счет явного включения в основные уравнения; в модель включен учет всех термодинамических факторов;
- придонное трение учитывается за счет граничного условия на нижней границе;
- поток тепла, массы и солёности за счет испарения и поступления осадков учитывается за счет задания граничного условия на верхней границе;
- ветровое воздействие также учитывается за счет задания граничного условия на верхней границе;
- задание граничных условий на боковых границах позволяет учитывать наличие течений, источников пресной воды, точек сброса сточных вод, отличающихся по температуре и химическому составу, приливные явления.

Последнее, в частности, позволяет использовать эту модель для моделирования начального рассеяния.

3.4.2. Модели рассеивания радионуклидов в воде озёр и прибрежных зон морей

Рассмотрим использование модели «Princeton Ocean Model» [30] (см. также главу 1) для моделирования переноса примеси в крупных озёрах и прибрежных зонах морей. В этой трехмерной модели при расчете поля скоростей учитываются градиенты температуры, солёности и плотности воды. Поле температуры и солёности моделируется при помощи (1.37).

При помощи аналогичного уравнения может моделироваться концентрация консервативной несорбируемой примеси:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \vartheta h}{\partial t} + \frac{\partial h u \vartheta}{\partial x} + \frac{\partial h v \vartheta}{\partial y} + \frac{\partial \vartheta \omega}{\partial \sigma} = \\ = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_H}{h} \frac{\partial \vartheta}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(H A_H \frac{\partial \vartheta}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H A_H \frac{\partial \vartheta}{\partial y} \right), \end{aligned} \quad (3.5)$$

где A_H — коэффициент горизонтальной диффузии, $\text{м}^2/\text{с}$; K_H — коэффициент вертикальной диффузии, $\text{м}^2/\text{с}$; ϑ — концентрация консервативной несорбируемой примеси.

Более общая запись уравнения (3.5) для примеси нейтральной плавучести имеет вид

$$\begin{aligned} \frac{\partial \vartheta h}{\partial t} + \frac{\partial h u \vartheta}{\partial x} + \frac{\partial h v \vartheta}{\partial y} + \frac{\partial \vartheta \omega}{\partial \sigma} = \\ = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{E_z}{h} \frac{\partial \vartheta}{\partial \sigma} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(H E_x \frac{\partial \vartheta}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H E_y \frac{\partial \vartheta}{\partial y} \right) + F_\vartheta - \lambda h \vartheta, \end{aligned} \quad (3.6)$$

где E_x, E_y, E_z — коэффициенты турбулентной дисперсии; $h\vartheta$ — член, описывающий неконсервативность; F_ϑ — источник. В частности, для температуры в рассматриваемой модели добавляется член $F_\vartheta = -\frac{\partial R}{\partial z}$, где R — поток коротковолновой энергии (солнечная энергия).

Обратим внимание на то, что в (3.6) в отличие от (3.4) учитывается пространственная и временная изменчивость высоты столба воды.

Очевидно, что уравнение (3.6) может быть использовано для моделирования переноса радионуклидов в воде крупных озер и морских заливов в том случае, если не учитывается взаимодействие с донными отложениями. Помимо этого данная модель пригодна во всех случаях, когда требуется трехмерное моделирование, имеются достаточно подробные входные данные и можно пренебречь сорбцией радионуклидов на твердых частицах.

3.4.3. Стационарная трехмерная модель точечного источника

Рассмотрим более простую стационарную аналитическую модель точечного источника. Она может быть применена в случае стационарного сброса жидких стоков в открытое водное пространство при условии, что береговая линия прямая (ее направление совпадает с осью x), течение в водном объекте направлено вдоль береговой линии [4], глубина H постоянна, а турбулентной дисперсией в направлении потока можно пренебречь. В этом случае уравнение турбулентной дисперсии может быть записано в виде

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C, \quad (3.7)$$

где C — объемная активность радионуклида в воде, зависящая от x , y и z , Бк/м³; u — скорость потока вдоль береговой линии, м/с; E_y — поперечный (в горизонтальной плоскости) коэффициент турбулентной дисперсии, м²/с; E_z — вертикальный коэффициент турбулентной дисперсии, м²/с; λ — постоянная радиоактивного распада, с⁻¹.

Пусть точечный источник имеет мощность W (Бк/с) и расположен в точке $(0, y_s, z_s)$, где y_s — удаленность источника от берега, м; z_s — заглубление источника от свободной поверхности, м. Граничные условия предполагают отсутствие потока радионуклидов через границы береговой зоны и дна.

Уравнение (3.7) в общем виде решается численными методами, но в случае точечного источника может быть решено аналитически методом зеркальных изображений [4]. Решение имеет следующий вид:

$$C(x, y, z) = \frac{W}{2\pi i \sigma_y \sigma_z} f_1(\sigma_z, z, z_s, H) f_2(\sigma_y, y, y_s) \exp\left(\frac{-\lambda x}{u}\right), \quad (3.8)$$

где

$$f_1(\sigma_z, z, z_s, H) = \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{(2mH + z_s - z)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(2mH - z_s - z)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\},$$

$$f_2(\sigma_y, y, y_s) = \exp\left[-\frac{(y_s - y)^2}{2\sigma_y^2}\right] + \exp\left[-\frac{(y_s + y)^2}{2\sigma_y^2}\right],$$

$$\sigma_y = \sqrt{\frac{2E_y x}{u}}, \quad \sigma_z = \sqrt{\frac{2E_z x}{u}}.$$

Следует отметить, что (3.8) применимо в тех случаях, когда продольной турбулентной дисперсией можно пренебречь по сравнению с адвекцией.

Поскольку при построении этой модели сделаны предположения о том, что источник точечный и береговая линия является прямой, реально данная модель может быть применена в следующих случаях:

- если течение предполагается стационарным и может быть представлено осредненными величинами, а береговая линия принята условно прямой (без мысов, влияющих на перемешивание или приводящих к образованию областей рециркуляции);
- при не сильно искривленной береговой линии; в этом случае y и y_s заменяются соответствующими расстояниями по нормали к берегу, однако такая подстановка неприменима, если острые мысы задерживают поток, вызывая изменения направления параллельного берегу течения в сторону от берега;
- на достаточном удалении от места сброса, когда сброс можно считать точечным источником.

Для применения модели требуется знать значение коэффициентов турбулентной дисперсии E_y и E_z . В некоторых ситуациях значения E_y и E_z могут

различаться на несколько порядков. Значение E_z для прибрежной зоны обычно лежит в диапазоне от 1 до 30 $\text{см}^2/\text{с}$. Стратификация снижает значение коэффициента E_z до нижних значений его диапазона изменений и может создать эффективную границу дисперсии. Это означает, что ограничивающей глубиной для вертикального рассеивания радиоактивной примеси может стать глубина термоклина, а не дно водного объекта. Подробнее о моделировании стратифицированных водоемов см. ниже, в подразделе 3.6.3.

3.4.4. Двумерная плановая нестационарная модель (x, y, t) вертикального линейного источника для мгновенных и зависящих от времени сбросов радионуклидов в озеро

Предполагается, что озеро имеет прямую береговую линию, постоянную глубину, стационарный однонаправленный поток, параллельный берегу. Также предполагается, что дисперсия в продольном и поперечном направлениях постоянна, а содержание радионуклида в воде равномерно по глубине. Рассмотрим часть большого озера (рис. 3.1).

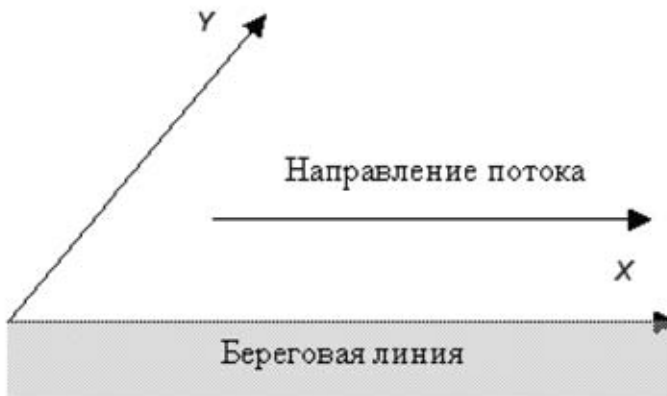


Рис. 3.1. Условная схема водного объекта

Для этого случая уравнение турбулентной дисперсии может быть записано в следующем виде:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \lambda C. \quad (3.9)$$

Данная модель предназначена для моделирования разовых (аварийных) сбросов радиоактивной примеси в большие озера и водохранилища при условии выполнения названных предположений.

Начальные и граничные условия записываются следующим образом:

$$C = 0 \text{ при } t = 0;$$

$$C = 0 \text{ при } x = -\infty;$$

$$\partial C / \partial y = 0 \text{ при } y = 0.$$

Решение уравнения (3.9), описывающее содержание радионуклида в воде, обусловленное мгновенным сбросом активности, в момент времени $t = 0$ от точечного источника с координатами $x = 0, y = y_s$ определяется уравнением

$$C = \frac{M}{4\pi\sqrt{E_x E_y} t H} \exp\left\{-\left[\frac{(x-ut)^2}{4E_x t} + \lambda t\right]\right\} \times \\ \times \left\{\exp\left[\frac{-(y-y_s)^2}{4E_y t}\right] + \exp\left[\frac{-(y+y_s)^2}{4E_y t}\right]\right\}, \quad (3.10)$$

где C — объемная активность радионуклида в воде, Бк/м³; M — сброшенная активность, Бк; H — глубина, м.

Если источник не является мгновенным, а описывается функцией $f(\tau)$, решение (3.9) может быть представлено с помощью интеграла свертки:

$$C(t) = \int_0^t \frac{f(\tau)}{4\pi\sqrt{E_x E_y} H(t-\tau)} \exp\left\{-\left[\frac{[x-u(t-\tau)]^2}{4E_x(t-\tau)} + \lambda(t-\tau)\right]\right\} \times \\ \times \left\{\exp\left[\frac{-(y-y_s)^2}{4E_y(t-\tau)}\right] + \exp\left[\frac{-(y+y_s)^2}{4E_y(t-\tau)}\right]\right\} d\tau, \quad (3.11)$$

где $f(\tau)$ — функция, описывающая источник поступления радионуклидов, Бк/с.

3.4.5. Стационарная двумерная плановая (x, y) модель линейного источника

В этой модели шлейф воды, содержащий радионуклиды после стадии первоначального рассеяния, считается равномерно перемешанным по вертикали. Модель разработана Бруксом [31]. Она построена для описания

рассеивания загрязняющей примеси в однородном стационарном канале от стационарного источника, который представляет собой линию длиной b в направлении оси y , расположенную в точке $x = 0$. Предполагается, что поток направлен вдоль оси x , а продольной дисперсией можно пренебречь по сравнению с адвективным переносом. В этом случае (3.4) сводится к виду

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \lambda C. \quad (3.12)$$

Пусть $C(0, y) = C_0$ при $y \in [-b/2, b/2]$ (непосредственно вблизи источника), $\sigma(x)$ — стандартное отклонение шлейфа, вычисляемое по формуле

$$\sigma^2(x) = \frac{1}{C_0 b} \int_{-\infty}^{\infty} y^2 C(x, y) dy, \quad (3.13)$$

$L(x)$ — ширина радиоактивного шлейфа, обычно принимаемая равной $2\sqrt{3}\sigma$ или 4σ . При x , равном 0, $L = b$.

В модели сделано предположение, что коэффициент дисперсии увеличивается по мере распространения шлейфа в соответствии со степенным законом с показателем степени $4/3$ [4]:

$$E_y = AL^{4/3}, \quad (3.14)$$

где A — параметр рассеяния. Согласно [26] значение A находится в диапазоне $(1-2) \cdot 10^{-2} \text{ см}^{2/3} \text{ с}^{-1}$.

Согласно [17] формула (3.14) достаточно хорошо согласуется с наблюдаемыми данными при L от 10 до 10 000 м. По данным [4], есть некоторые основания предполагать, что E_y примерно постоянна при ширине шлейфа, превышающей 50 м, особенно в прибрежной зоне.

Решение уравнения (3.12) для оси шлейфа ($y = 0$), т. е. выражение максимальной концентрации для заданного x , имеет вид

$$C_{\max}(x) = C_0 \operatorname{erf} \left\{ \frac{\sqrt{3/2}}{\sqrt{\left[1 + \frac{2}{3} \beta_1 \left(\frac{x}{b} \right)^3 \right] - 1}} \right\} \exp(-\lambda x / u), \quad (3.15)$$

где

$$\beta_1 = \frac{12E_{y0}}{Ub}. \quad (3.16)$$

Здесь E_{y0} — коэффициент поперечной дисперсии около линейного источника ($x = 0$), который берется по данным полевых исследований либо из литературных источников. Согласно [4] значения E_{y0} могут изменяться от 0,005 до 0,02 см^{2/3}с⁻¹.

Ширина шлейфа может быть определена из выражения

$$L(x) = b \left[1 + \frac{2}{3} \beta_1 \frac{x}{b} \right]^{3/2}. \quad (3.17)$$

Существуют практические трудности, которые следует отметить в связи с любым использованием модели турбулентной дисперсии, зависящей от масштаба длин, как это имеет место в случае степенного закона с показателем степени 4/3 (3.14). Во-первых, определение масштаба длин до некоторой степени произвольно. Кроме того, наблюдаемый диапазон параметров дисперсии, например E_{y0} , обычно широк, и если использовать предельные значения диапазона, то можно получить значительное расхождение в прогнозах. Замечено, что неправильный выбор масштаба длин может привести к тому, что дисперсия окажется завышенной почти на порядок величины [16].

3.4.6. Модель идеального смешения

Эта модель может использоваться в водоемах и водохранилищах, где отсутствует стратификация и наблюдается хорошее перемешивание водных масс. Предполагается, что в водоем сбрасываются сточные воды, содержащие радионуклиды, которые мгновенно смешиваются с водами водоема.

Дифференциальное уравнение, описывающее баланс радиоактивной примеси в водоеме с учетом выноса радионуклидов за пределы водоема и радиоактивного распада, имеет вид

$$V \frac{dC}{dt} = -\lambda CV - qC + W, \quad (3.18)$$

где C — объемная активность радионуклида в воде, Бк/м³; q — проточность водоема, м³/с; W — скорость поступления радионуклида в водоем со сбросными водами, Бк/с; V — эффективный объем водоема, м³.

При определении эффективного объема водоема V должны учитываться только его активные участки без учета застойных зон.

Решение уравнения (3.18) при начальном условии $C(t) = 0$ при $t = 0$ имеет вид [25]

$$C(t) = \frac{W}{V\lambda + q} \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\lambda + \frac{q}{V} \right) t \right] \right\}. \quad (3.19)$$

Для стационарных условий при $t \rightarrow \infty$ установившаяся объемная активность радионуклида в воде C_s определяется из соотношения

$$C_s = \frac{W}{V\lambda + q}. \quad (3.20)$$

3.5. Модели переноса и миграции радионуклидов в реках

Вид уравнений, описывающих перенос и рассеивание радионуклидов в воде рек, может совпадать с аналогичными уравнениями для водоемов и водохранилищ. Однако разница в морфометрических характеристиках рек (переменные: глубина, ширина русла, параметры течения), а также различия в краевых условиях определяют различия в решениях дифференциальных уравнений для рек и водоемов.

3.5.1. Стационарная двумерная модель миграции радионуклидов в реке с учетом поперечной дисперсии

Модель построена на основании следующих упрощающих предположений:

- скорость u (вдоль русла реки), поперечная дисперсия E_y и глубина H являются функцией только y (координаты поперек течения);
- скорость v (в поперечном сечении реки) и продольная дисперсия E_x равны нулю;
- ширина русла и его профиль постоянны;
- сброс загрязненных сточных вод, содержащих радионуклиды, стационарен и происходит в створе $x = 0$ с интенсивностью W (Бк/с);
- шлейф загрязненной воды ниже сброса стационарен;
- рассматривается полное перемешивание в вертикальном направлении z ;
- потери и приток воды отсутствуют;
- взаимодействие с донными отложениями и взвесью не учитывается — радионуклиды считаются примесью нейтральной плавучести.

Эта модель может быть использована для расчета установившейся объемной активности радионуклидов в воде реки ниже точки стационарного сброса радионуклидов.

В этом случае (3.4) может быть записано следующим образом:

$$h(y)u(y)\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y}\left(h(y)E_y(y)\frac{\partial C}{\partial y}\right) - \lambda h(y)C. \quad (3.21)$$

Далее определяется $q(y)$ — суммарный расход воды от ближнего берега до y :

$$q(y) = \int_0^y u(\vartheta)h(\vartheta)d\vartheta. \quad (3.22)$$

Выражение (3.21) преобразуется к виду

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial q}\left(u(y)h^2(y)E_y(y)\frac{\partial C}{\partial q}\right) - \frac{\lambda}{u(y)}C. \quad (3.23)$$

Предположим, что скорость u может быть заменена на усредненное значение $\bar{u}$, а переменный дисперсионный параметр $u(y)h^2(y)E_y(y)$ может быть заменен на средневзвешенное значение $\overline{u(y)h^2(y)E_y(y)}$, определяемое из выражения

$$\overline{u(y)h^2(y)E_y(y)} = \frac{1}{Q} \int_0^Q u(y)h^2(y)E_y(y)dq \equiv K,$$

где Q — полный расход реки.

В этом случае (3.23) сводится к уравнению

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial q}\left(K\frac{\partial C}{\partial q}\right) - \frac{\lambda}{u}C. \quad (3.24)$$

Граничные условия к уравнению (3.24) заключаются в отсутствии потока радионуклидов через границы у ближнего и дальнего берегов. Если источник расположен в точке с координатами $x = 0, y = y_s$ (или, что эквивалентно, $q = q_s$) и представляет собой точку в двумерной геометрии (или вертикальную линию в трехмерной геометрии) с постоянной мощностью сброса радиоактивности W (Бк/с), то решение (3.24) может быть записано в общем виде:

$$C(x, y) = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 x K}{Q^2} \right) \cos \left(\frac{n \pi q_s}{Q} \right) \cos \left(\frac{n \pi q}{Q} \right) \right] e^{-\frac{\lambda x}{u}}, \quad (3.25)$$

где q — суммарный поток в пределах $y = 0$ и y ; Q — полный расход реки; u — средняя скорость по сечению потока; K — коэффициент дисперсии, определяемый усреднением $u h^2 E_y$.

Отметим, что точечный источник находится в точке y_{sr} , чему соответствует суммарный поток q_s .

Более реальный случай может характеризоваться непрерывным линейным источником (плоским источником для трехмерной геометрии), равномерно распределенным между координатами y_{s1} и y_{s2} (связанным с полными расходами q_{s1} и q_{s2}). Решение для этого случая может быть получено путем интегрирования в пределах $q_{s1} < q_s \leq q_{s2}$.

В результате имеем:

$$C(x, q) = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 x K}{Q^2} \right) \frac{\sin n \delta}{n \delta} \cos \frac{n \pi q}{Q} \times \right. \quad (3.26)$$

$$\left. \times \cos \frac{n \pi}{2} \left(\frac{q_{s1} + q_{s2}}{Q} \right) \right] e^{-\frac{\lambda x}{u}},$$

$$\text{где } \delta = \frac{\pi}{2} \left(\frac{q_{s2} - q_{s1}}{Q} \right).$$

Часто форма русла неизвестна, как и распределение скорости течения $u(y)$ и $E(y)$. В этом случае обычно считают русло прямоугольным с шириной B , а скорость u — не зависящей от y и равной $\bar{u}$. Для этого случая (3.25) и (3.26) могут быть записаны следующим образом:

$$C(x, y) = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 x E_y}{\bar{u} B^2} \right) \cos \frac{n \pi y}{B} \cos \frac{n \pi y_s}{B} \right] e^{-\frac{\lambda x}{u}}, \quad (3.27)$$

$$C(x, y) = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 x E_y}{\bar{u} B^2} \right) \frac{\sin n \delta}{n \delta} \cos \frac{n \pi y}{B} \times \right. \quad (3.28)$$

$$\left. \times \cos \frac{n \pi}{2} \left(\frac{y_{s1} + y_{s2}}{B} \right) \right] e^{-\frac{\lambda x}{u}}.$$

Необходимо остановиться на физическом смысле коэффициента K . Выше были рассмотрены коэффициенты молекулярной диффузии и турбулентной дисперсии, однако K — это осредненный по глубине коэффициент перемешивания, который, как правило, больше, чем коэффициенты турбулентной дисперсии, так как включает в себя кроме турбулентной дисперсии еще и дисперсию вследствие конвекции (так называемую дисперсию за счет сдвига).

Понять смысл сдвиговой дисперсии можно на примере «облака» меченого вещества на поверхности воды. Если диаметр облака настолько мал, что скорости воды в его центре и по периметру одинаковы, то облако будет передвигаться потоком, а его размеры будут расти под влиянием одной турбулентной дисперсии. Как только облако увеличится настолько, что скорости в пределах его площади станут различными, форма его искажится, а размеры начнут возрастать быстрее.

Ниже в данной работе везде используется термин «турбулентная дисперсия». При этом подразумевается, что данный процесс включает в себя все указанные выше виды дисперсии и перемешивания, а коэффициент турбулентной дисперсии позволяет описать сумму этих процессов. Методы его определения приведены в главе 4.

3.5.2. Двумерная модель источника, зависящего от времени

В тех случаях, когда сброс радиоактивных веществ в реки и водотоки осуществляется дискретно, через большие промежутки времени или в виде однократных залповых сбросов (например, при возникновении аварийных ситуаций), необходимы модели, учитывающие зависимость содержания радионуклидов в воде от времени. Представленная ниже модель может быть применена для прямого русла прямоугольного сечения со стационарным потоком, параллельным берегу (вдоль оси x). Соответствующее двумерное уравнение, получаемое в предположении полного перемешивания в вертикальном направлении, имеет вид

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \lambda C, \quad (3.29)$$

где E_x и E_y — осредненные по вертикали коэффициенты турбулентной дисперсии в направлениях осей x и y .

В отличие от (3.12) и (3.21) в (3.29) учитывается продольная (в направлении перемещения потока) турбулентная дисперсия, которая может быть значима для зависящих от времени сбросов наряду с продольной адвекцией и поперечной дисперсией. В отличие от модели (3.21) в (3.29) значения u и E_y считаются не зависящими от y .

Для точечного источника, расположенного в точке $x = 0$, $y = y_s$ прямо-угольного русла, в случае мгновенного сброса радионуклида решение, определяющее зависимость от времени t содержания радионуклида в на-правлениях x и y , имеет вид

$$C(x, y, t) = \frac{M}{(4\pi E_x t)^{1/2} A} \times \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 E_y t}{B^2}\right) \cos \frac{n\pi y_s}{B} \cos \frac{n\pi y}{B} \right] \exp\left[\frac{-(x-ut)^2}{4E_x t} - \lambda t\right], \quad (3.30)$$

где A — площадь поперечного сечения русла, м^2 ; B — ширина реки, м ; u — средняя скорость течения, м/с ; M — мгновенно сброшенная актив-ность, Бк.

Начальные и граничные условия записываются следующим образом:

$$C = 0 \text{ при } t = 0;$$

$$C = 0 \text{ при } x = -\infty;$$

$$\partial C / \partial y = 0 \text{ при } y = 0.$$

На **рис. 3.2** приведена схема перемещения загрязненной воды от берего-вого источника при залповом сбросе в соответствии с (3.30) [24].

В общем случае расчеты для сброса, зависящего от времени, можно полу-чить, используя интеграл свертки:

$$C(x, y, t) = \int_0^t C_1(x, y, t - \tau) f(\tau) d\tau, \quad (3.31)$$

где C — концентрация радионуклида в момент времени t ; $C_1(x, y, t)$ — вы-ражение, вычисленное по (3.30) при $M = 1$ (мгновенный единичный сброс); $f(\tau)$ — функция, описывающая источник поступления активности в зависимости от времени, Бк/с.

Как правило, для решения (3.31) требуется численное интегрирование. Следует отметить, что бесконечные ряды в приведенных формулах быстро сходятся за исключением участков вблизи источника. Однако это ограни-чение не имеет большого значения, так как вблизи источника воздействие дальнего берега обычно несущественно. В результате решение вблизи источника можно получить, используя (3.10). То есть вблизи источника бесконечный ряд не оценивается, и тем самым можно избежать трудно-стей со сходимостью.

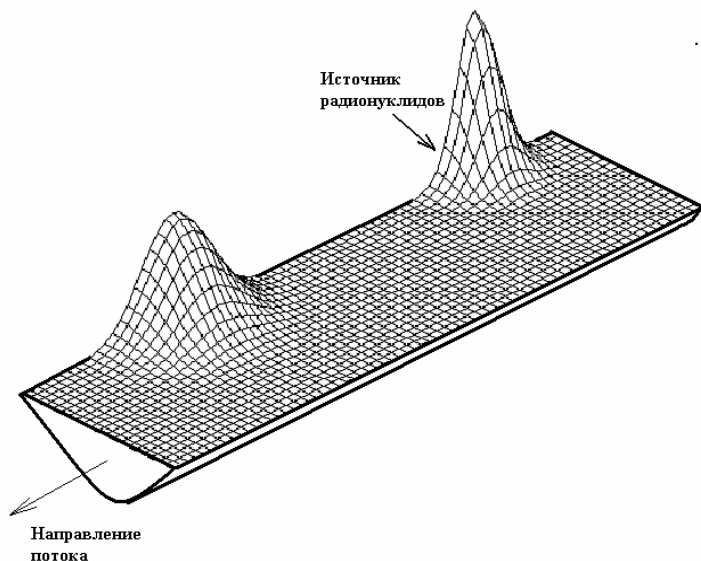


Рис. 3.2. Схема перемещения загрязнения от берегового источника при береговом залповом сбросе (двумерная модель)

Модель применяется для однонаправленных рек (для неприливых рек), для которых можно пренебречь влиянием взвесей и донных отложений на процессы перераспределения активности радионуклидов.

Следует отметить, что принятое в модели пренебрежение перемешиванием вследствие изгибов русла реки может приводить к увеличению погрешностей расчетов. Методика определения ряда параметров, входящих в модель, приведена в главе 4.

3.5.3. Двумерная модель стационарного источника

Рассмотрим применение предыдущей модели для расчета концентрации радионуклидов в шлейфе загрязненной воды в реке для стационарного источника $f(t)=W$. Поскольку рассчитывается концентрация радионуклидов в воде шлейфа, влиянием дальнего берега можно пренебречь. В этом случае решение (3.29) может быть записано следующим образом [15]:

$$C(x, y) = \frac{W}{2\pi H \sqrt{E_x E_y}} \exp\left(\frac{ux}{2E_x} - \frac{\lambda_i x}{u}\right) K_0\left[\frac{u}{2E_x} \sqrt{x^2 + \frac{E_x}{E_y}(y - y_s)^2}\right], \quad (3.32)$$

где K_0 — модифицированная функция Бесселя второго рода, нулевого порядка. Численные значения K_0 могут быть получены из специальных таблиц или с помощью пакетов компьютерной математики, например «Maple» [14].

3.5.4. Модель идеального (поршневого) вытеснения

Использовать сложные двумерные модели рек на практике целесообразно только в районе действия источника загрязнения (впадения загрязненного притока). Для большинства рек и водотоков на большом удалении от источника загрязнения вклад процессов турбулентной дисперсии часто бывает мал по сравнению с адвективным переносом загрязняющей примеси, и дисперсионными процессами можно пренебречь [7]. Для расчета содержания радионуклидов в воде рек при стационарных сбросах активности на удаленных расстояниях оправданно применение модели идеального (поршневого) вытеснения, в которой пренебрегают поперечной и продольной дисперсией загрязняющего вещества. В моделях идеального вытеснения предполагается, что элемент объема воды движется без смешения с соседними элементами. В этом случае уравнение (3.29) еще более упрощается:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - kC, \quad (3.33)$$

где k — коэффициент, учитывающий распад радионуклида и выведение активности из воды вследствие сорбции дном реки, с^{-1} . Определение этого коэффициента для двухкамерной модели «вода — донные отложения» описано ниже в подразделе 3.6.5. При отсутствии учета взаимодействия с дном $k = \lambda$, где λ — постоянная распада, с^{-1} .

На **рис. 3.3** показана на качественном уровне схема движения загрязненных вод в реке от двух источников сброса в соответствии с уравнением (3.33).

В условиях стационарных сбросов в реку и при одном точечном источнике радионуклидов, находящемся в створе $x = 0$, решение уравнения (3.33) имеет вид

$$C(x) = C_0 \exp(-kx / V). \quad (3.34)$$

C_0 можно оценить по формуле полного смешения

$$C_0 = \frac{CQ + C_n Q_n}{Q + Q_n},$$

где Q — расход воды в реке, $\text{м}^3/\text{с}$; $Q_{\text{п}}$ — расход сточных вод или расход загрязненного притока, $\text{м}^3/\text{с}$; C — объемная активность радионуклида в реке, $\text{Бк}/\text{м}^3$; $C_{\text{п}}$ — содержание радионуклида в сточных водах или в притоке, $\text{Бк}/\text{м}^3$.

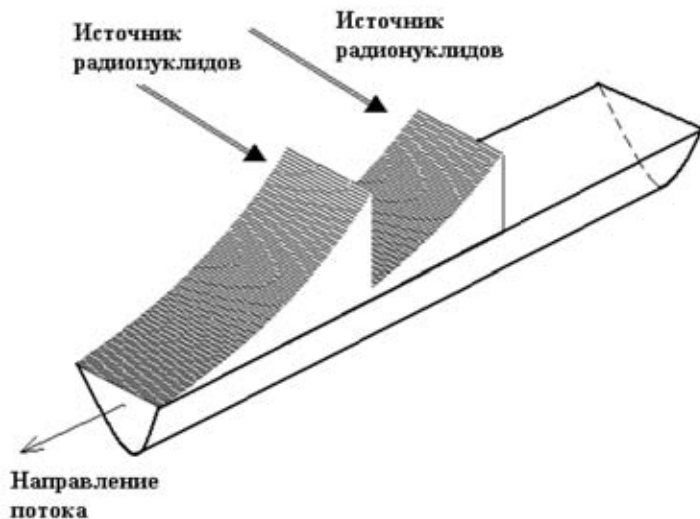


Рис. 3.3. Схема движения в реке загрязнения от двух источников сброса (одномерная модель)

Модель поршневого вытеснения была использована для оценки содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях Исети ниже впадения Миасса, а также для Тобола и Иртыша [13].

3.5.5. Одномерная нестационарная модель переноса радионуклидов в реке с учетом продольной дисперсии

В этой модели, как и в предыдущей, предполагается, что концентрация радиоактивных веществ по водному сечению реки распределена равномерно. Коэффициент продольной турбулентной дисперсии E_x и скорость течения u не зависят от времени и пространственных координат. Отсутствуют распределенные источники активности по длине реки. В этом случае (3.4) сводится к уравнению

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda C, \quad (3.35)$$

где u — осредненная по рассматриваемому участку реки скорость течения, $\text{м}/\text{с}$.

В интервале $0 \leq x \leq \infty$ и $0 \leq t \leq \infty$ начальные условия определяются выражением

$$C(x, 0) = C_\Phi,$$

где C_Φ — фоновая концентрация радионуклида в реке.

Граничные условия к (3.35) можно записать в виде

$$C(0, t) = f(t) \text{ и } C(x, t) \neq \infty,$$

где $f(t)$ — функция, определяющая эпюру сброса сточных вод.

Подробно решение уравнения (3.35) при различных эпюрах выпуска приведено в [36].

Рассмотрим основные варианты.

1. В случае стационарных сбросов $f(t) = C_0$. Под C_0 понимается средняя концентрация радионуклида в воде в начальном створе при $t \geq 0$.

В этом случае решение уравнения (3.35) имеет вид

$$C(x, t) = \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} + \left(C_0 - \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} \right) \exp \left[\left(\frac{u}{2E_x} - \sqrt{\frac{u^2}{4E_x^2} + \frac{1-2\lambda t}{2E_x t}} \right) x \right]. \quad (3.36)$$

2. Если $f(t) = C_0 [1 - \exp(-mt)]$, где m — постоянный коэффициент, решение (3.35) имеет вид

$$C(x, t) = \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} + \left[C_0 \left(1 - \frac{1}{2mt+1} \right) - \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} \right] \times \\ \times \exp \left[\left(\frac{u}{2E_x} - \sqrt{\frac{u^2}{4E_x^2} + \frac{1+2\lambda t}{2E_x t}} \right) x \right]. \quad (3.37)$$

3. В наиболее общем случае $f(t) = C_0 + \sum_{n=1}^{\infty} (a_n \cos \omega t + b_n \sin \omega t)$.

В этом случае решение уравнения (3.35) имеет вид

$$C(x, t) = \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} + \left[C_0 - \frac{C_\Phi}{1+2\lambda t} + \sum_{n=1}^{\infty} \left(\frac{a_n}{1+4\omega^2 t^2} + \frac{2b_n \omega t}{1+4\omega^2 t^2} \right) \right] \times \\ \times \exp \left[\left(\frac{u}{2E_x} - \sqrt{\frac{u^2}{4E_x^2} + \frac{1+2\lambda t}{2E_x t}} \right) x \right]. \quad (3.38)$$

3.6. Камерные модели

Процессы сорбции радионуклидов взвесью и частицами донных отложений (см. главу 2) в значительной степени определяют механизмы миграции и перераспределения радиоактивных веществ между водной массой и донными отложениями. Для большинства радионуклидов, таких как ^{134,137}Cs, ^{141,144}Ce, трансурановых элементов и ряда других радионуклидов отсутствие в моделях механизмов, учитывающих сорбцию и седиментацию загрязненной взвеси, сорбцию донными отложениями и диффузию вглубь дна, приводит к погрешностям в расчетах. Кроме того, прогноз содержания радионуклидов в донных отложениях водных объектов необходим при расчетах дозовых нагрузок на население (облучение, связанное с пребыванием на пляже и загрязненной пойме) и гидробионты. Чтобы ввести в рассмотрение механизмы миграции радионуклидов на взвесьях и в донных отложениях водных объектов, применяют камерные модели. Этот класс моделей в наибольшей степени используется в практике прогнозирования. Основы построения камерных моделей миграции радионуклидов в водных объектах были заложены R. S. Booth [20]. Дальнейшее развитие камерные модели загрязняющих веществ в водных объектах получили в [29; 37].

Камерные модели водоемов отражают баланс вещества и активности при ее перераспределении и выведении из рассматриваемых камер. В качестве камер наиболее часто рассматривают водную массу водного объекта и донные отложения, которые, в свою очередь, могут рассматриваться также состоящими из отдельных камер.

В общем виде изменение концентрации радионуклида в двухкамерной модели идеального смешения, рассматривающей воду и донные отложения, описывается системой дифференциальных уравнений вида

$$\frac{d(V_j C_j)}{dt} = \sum_{k=1}^n P_{jk}^{\text{пост}} - \sum_{k=1}^m P_{jk}^{\text{вывед}}, \quad (3.39)$$

где j — индекс, принимающий следующие значения: 1 — вода, 2 — слой донных отложений; C_j — объемная активность (концентрация) радионуклида в j -й камере; V_j — объем j -й камеры; $P_{jk}^{\text{пост}}$ — поток, определяющий поступление радионуклида в j -ю камеру; $P_{jk}^{\text{вывед}}$ — поток, определяющий выведение радионуклида из j -й камеры; k — индекс, определяющий порядковый номер учитываемого процесса.

Если размеры камер не изменяются, уравнение (3.39) принимает вид

$$\frac{dC_j}{dt} = \frac{\Omega}{V_j} \left(\sum_{k=1}^n q_{jk}^{\text{пост}} - \sum_{l=1}^m q_{jk}^{\text{вывед}} \right), \quad (3.40)$$

где Ω — площадь дна; $q_{jk}^{\text{пост}}$ — удельный поток, определяющий поступление радионуклида в j -ю камеру; $q_{jk}^{\text{вывед}}$ — удельный поток, определяющий выведение радионуклида из j -й камеры.

Если упрощенно рассматривать водоем в качестве прямоугольного параллелепипеда, символьное уравнение (3.40) принимает вид

$$\frac{dC_j}{dt} = \frac{1}{h_j} \left(\sum_{k=1}^n q_{jk}^{\text{пост}} - \sum_{l=1}^m q_{jk}^{\text{вывед}} \right), \quad (3.41)$$

где h_1 — средняя глубина водоема; h_2 — средняя глубина слоя донных отложений.

По существу, уравнение (3.41) описывает процессы миграции радионуклидов в единичном столбе воды с неподвижной границей между водой и дном. В реальных водоемах неподвижная граница может существовать только при отсутствии заиливания.

В тех случаях, когда темп осадконакопления велик и границу нельзя считать неподвижной, для расчетов можно использовать линейную зависимость нарастания донных отложений в водоеме, считая постоянной скорость заиливания W_c . Для камеры «вода» зависимость от времени средней глубины будет определяться выражением $h_1(t) = h_1^0 - W_c t$, а для камеры «донные отложения» — $h_2(t) = h_2^0 + W_c t$. Здесь h_1^0 и h_2^0 — первоначальные глубина водоема и толщина слоя донных отложений при $t = 0$.

При неизменной площади дна зависимости от времени объемов камер «вода» и «донные отложения» будут иметь вид

$$\begin{cases} V_1(t) = \Omega(h_1^0 - W_c t), \\ V_2(t) = \Omega(h_2^0 + W_c t). \end{cases} \quad (3.42)$$

Из (3.39) с учетом (3.42) для камер «вода» и «донные отложения» можно получить систему дифференциальных уравнений, в которой последние члены учитывают эффект от движения границы, разделяющей среды:

$$\begin{cases} \frac{dC_1}{dt} = \frac{1}{h_1(t)} \left(\sum_{k=1}^n q_{1k}^{\text{пост}} - \sum_{l=1}^m q_{1l}^{\text{вывед}} \right) + \frac{C_1 W_c}{(h_1^0 - W_c t)}, \\ \frac{dC_2}{dt} = \frac{1}{h_2(t)} \left(\sum_{k=1}^n q_{2k}^{\text{пост}} - \sum_{l=1}^m q_{2l}^{\text{вывед}} \right) - \frac{C_2 W_c}{(h_2^0 + W_c t)}. \end{cases} \quad (3.43)$$

На практике скорость заиливания водоемов невелика и составляет до нескольких миллиметров в год, поэтому последним членом в первом уравнении часто пренебрегают. Во втором уравнении пренебрежение последним членом может вызвать незначительное завышение результатов расчета содержания радионуклидов в донных отложениях, что также допустимо в практических расчетах. Поэтому в моделях, разрабатываемых для инженерных оценок содержания радионуклидов в воде и донных отложениях, чаще всего, чтобы не усложнять модель, используют уравнение (3.41) для постоянной границы, хотя в модели рассматриваются механизмы миграции радионуклидов, связанные с осадконакоплением загрязненной взвеси.

Ниже рассматривается ряд камерных моделей миграции радионуклидов в водоемах и реках, используемых на практике.

3.6.1. Двухкамерная модель миграции радионуклидов для мелководных водоемов и водохранилищ

В нормативном документе [9], разработанном группой авторов (А. В. Носовым, О. В. Войцеховичем, А. И. Никитиным и др.), предложена двухкамерная модель миграции радионуклидов в мелководных (с глубинами до 20 м — отсутствует стратификация) слабопроточных водоемах. В ней рассматриваются две камеры: толща воды и эффективный слой донных отложений. Модель описывает процессы радиоактивного распада, сорбцию и десорбцию радионуклидов на взвешах и донных отложениях, осаждение и взмучивание загрязненной взвеси, вынос радионуклидов за пределы водоема за счет проточности и технологических потерь, испарение, фильтрацию радионуклидов в дно и борта водоема, диффузионный перенос радионуклидов между слоем воды и донными отложениями. На **рис. 3.4** приведена схема учитываемых механизмов миграции радионуклидов. В модели приняты следующие консервативные предположения:

- радиоактивные вещества, внесенные в водоем, распределяются по всему объему водной массы мгновенно и равномерно (возможно разделение водоема на несколько частей и применение модели к части водоема, при этом поступление радионуклидов из других частей водоема может быть учтено источником поступления активности);

- в процессах взаимодействия с водой главную роль играет эффективный слой донных отложений, толщина которого определяется экспериментально или оценивается расчетным путем;
- процессы сорбции, десорбции радионуклидов взвесью и донными отложениями мгновенны, обратимы и описываются линейной функцией с постоянными коэффициентами распределения;
- миграция радионуклидов на взвесьх полидисперсного гранулометрического состава описывается процессами, определяемыми для монодисперсной взвеси характерного размера с эквивалентными сорбционными и водно-физическими свойствами;
- механизмы переноса радионуклидов в водоеме описываются уравнениями первого порядка с постоянными коэффициентами, динамические факторы (течения) на величину диффузионного коэффициента массообмена радионуклидов не влияют;
- не учитывается биологический перенос радиоактивных веществ, поскольку активность, накапливаемая абиотическими компонентами водоема, значительно превышает содержание радионуклидов в биомассе [10];
- в рассматриваемом масштабе времени процессы осадконакопления не приводят к изменению глубины водоема и толщины эффективного слоя донных отложений.

Система дифференциальных уравнений, описывающая изменение концентрации радионуклида в воде и эффективном слое донных отложений водоема, имеет вид

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{\partial C_w}{\partial t} &= -\lambda C_w - \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{H} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \frac{\beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ &- \frac{Q}{V} C_w - \frac{Q_\phi}{V} C_w \alpha_{Pw} - K_\Pi \frac{Q_\Pi}{V} C_w \alpha_{Pw} + F, \\ \frac{\partial C_b}{\partial t} &= -\lambda C_b + \frac{\nu C_w \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ &- \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h}, \end{aligned} \right. \quad (3.44)$$

где C_w и C_b — полные объемные активности радионуклидов в воде и в эффективном слое донных отложений соответственно, Бк/м³; λ — постоянная распада радионуклида, с⁻¹; H — средняя глубина водоема, м; Q — расход проточных вод, м³/с; V — объем водоема или его части (камеры, ячейки), м³; Q_ϕ — потери воды на фильтрацию, м³/с; Q_Π — потери воды на испарение, м³/с; K_Π — коэффициент распределения радионуклида между водой и паром над зеркалом водоема, равный единице для трития

и нулю для всех остальных радионуклидов, б/р; F — интенсивность источника поступления радионуклидов в водоем, Бк/(м³·с); h — толщина эффективного слоя донных отложений, м; β — коэффициент диффузионного массообмена между водной массой и эффективным слоем донных отложений, м/с; γ — коэффициент диффузионного массообмена между эффективным слоем и нижележащими донными отложениями; ν — эквивалентная скорость осаждения взвеси, м/с; ψ — интенсивность размывания (размыва) донных отложений, м/с; m — объемная масса скелета донных отложений, кг/м³; W_c — скорость заиливания водоема, м/с; α_{pw} , α_{pb} — доли радионуклида в растворе соответственно для воды и поровой воды эффективного слоя, б/р; α_{Tw} , α_{Tb} — доли сорбированного твердой фазой радионуклида соответственно в воде и эффективном слое, б/р.



Рис. 3.4. Схема учитываемых в двухкамерной модели процессов миграции радионуклидов

Объемная масса донных отложений определяется как отношение воздушно-сухой массы отложений к объему первоначальной пробы с учетом воды. Между объемной массой m и плотностью донных отложений ρ существует зависимость

$$m = \rho(1 - \varepsilon), \quad (3.45)$$

где ε — пористость донных отложений.

Интенсивность взмучивания ψ может быть оценена из баланса осаждающейся взвеси и скорости заиливания водоема [11]:

$$\psi = v \frac{S_1}{m} - W_c, \quad (3.46)$$

где S_1 — мутность воды, $\text{кг}/\text{м}^3$.

Доля радионуклида в воде и в донных отложениях, находящихся в различных состояниях (в растворе и в сорбированном состоянии), вычисляется следующим образом [29].

В воде в растворенном виде

$$\alpha_{pw} = \frac{1}{1 + S_1 k_{dw}}, \quad (3.47)$$

где k_{dw} — коэффициент распределения радионуклида между водой и взвесью, $\text{м}^3/\text{кг}$.

В воде в сорбированном на взвеси состоянии:

$$\alpha_{Tw} = \frac{S_1 k_{dw}}{1 + S_1 k_{dw}}. \quad (3.48)$$

В слое донных отложений в растворенном виде (поровая вода):

$$\alpha_{pb} = \frac{1}{1 + m k_{db}}, \quad (3.49)$$

где k_{db} — коэффициент распределения радионуклида между поровой водой и твердой фазой в донных отложениях, $\text{м}^3/\text{кг}$.

В слое донных отложений в сорбированном состоянии:

$$\alpha_{Tb} = \frac{m k_{db}}{1 + m k_{db}}. \quad (3.50)$$

Поясним описываемые системой уравнений (3.44) процессы выведения и перераспределения радионуклидов между водной камерой и камерой донных отложений: $\lambda C_w, \lambda C_b$ описывают радиоактивный распад радионуклидов в рассматриваемых камерах; $\psi C_w \alpha_{Tw}$ — удельный поток радионуклидов из воды в донные отложения, вызванный осаждением загрязненной взвеси; $\psi C_b \alpha_{Tb}$ — удельный поток радионуклидов из донных отложений в воду, связанный со взмучиванием (эрозией) донных отложений; $\beta(\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w)$ — удельный поток радионуклидов, обусловленный диффузионным массообменом растворенных форм радионуклидов между водной массой и донными отложениями; $\gamma \alpha_{pb} C_b$ — удельный поток, обусловленный диффузионным массообменом растворенных форм долгоживущих радионуклидов между донными отложениями эффективно-го слоя и нижележащими отложениями¹; $W_c C_b \alpha_{Tb}$ — удельный поток радионуклидов, связанный с осадконакоплением (заилением) водоема; $\frac{Q}{V} C_w$ — вынос активности из водоема с проточными водами; $\frac{Q_\phi}{V} C_w \alpha_{pw}$ — вынос растворенных радионуклидов с фильтрацией в дно и борта водоема; $K_{II} \frac{Q_{II}}{V} C_w \alpha_{pw}$ — вынос «летучих» радионуклидов (например, трития) с испаренной водой.

Источник поступления радионуклидов в модели рассматривается в форме суперпозиции мгновенного и хронического поступления радионуклида в водоем, задаваемого в экспоненциальной форме, что позволяет рассматривать наиболее характерные случаи загрязнения водоемов. При этом предполагается, что разовое поступление радионуклидов может описывать аварийные ситуации, связанные с аэрозольными выпадениями радионуклидов на поверхность водоемов, и залповые сбросы жидких отходов. Хроническое загрязнение водоемов при нормальной работе предприятий ядерного топливного цикла обусловлено регламентированными сбросами технологических вод, содержащих радиоактивные вещества, а при аварийных ситуациях может быть вызвано поступлением радионуклидов в водоем в результате промывания загрязненных водосборов, речных пойм и русел рек. Функция, задающая источник поступления радионуклидов в водоем, имеет вид

¹ Этот механизм рассматривается только для долгоживущих радионуклидов с периодом полураспада более 30 лет. В [9] он не включен в рассмотрение.

$$F = \frac{A_0}{V} \delta_+(t) + \frac{P_0}{V} \exp(-\mu t), \quad (3.51)$$

где A_0 — суммарное разовое поступление радионуклида в водоем за счет атмосферных выпадений на зеркало водоема или залпового сброса сточных вод, Бк; $\delta_+(t)$ — односторонняя импульсная функция, описывающая мгновенный источник поступления радионуклида в водоем; V — объем водоема, м^3 ; P_0 — начальная скорость поступления радионуклида при хроническом сбросе, Бк/с; μ — коэффициент снижения поступающей активности, с^{-1} .

Если хроническое загрязнение водоема связано с аэрозольным загрязнением водосборных площадей, то начальная скорость поступления радионуклида определяется выражением

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

где F_s — площадь водосбора водоема, м^2 ; χ — коэффициент смыва, с^{-1} ; σ — плотность радионуклидного загрязнения водосбора, Бк/ м^2 .

Для этого случая значение μ в формуле (3.51) имеет смысл коэффициента самоочищения загрязненного водосбора. Значение этого коэффициента определяется по формуле

$$\mu = \lambda + \chi + \varphi,$$

где φ — коэффициент выноса радионуклида при ветровом подъеме, с^{-1} .

Обозначим $\frac{A_0}{V} = C_0$, $\frac{P_0}{V} = \omega_0$, тогда выражение (3.51) может быть записано в виде

$$F = C_0 \delta_+(t) + \omega_0 \exp(-\mu t). \quad (3.52)$$

Систему дифференциальных уравнений (3.44) можно упростить, введя в рассмотрение коммуникационные константы переноса радионуклидов

$$\begin{aligned}
 \lambda_1 &= \lambda + \frac{Q}{V} + \frac{\nu\alpha_{Tw}}{H} + \frac{\beta\alpha_{Pw}}{H} + \frac{Q_\phi\alpha_{Pw}}{V} + \frac{Q_\Pi\alpha_{Pw}K_\Pi}{V}, \\
 \lambda_2 &= \lambda + \frac{\psi\alpha_{Tb}}{h} + \frac{\beta\alpha_{Pb}}{h} + \frac{W_c\alpha_{Tb}}{h} + \frac{\gamma\alpha_{Pb}}{h}, \\
 \lambda_{12} &= \frac{\beta\alpha_{Pb}}{H} + \frac{\psi\alpha_{Tb}}{H}, \\
 \lambda_{21} &= \frac{\beta\alpha_{Pw}}{h} + \frac{\nu\alpha_{Tw}}{h}.
 \end{aligned} \tag{3.53}$$

Тогда система уравнений (3.44) примет вид

$$\begin{cases} \frac{dC_w}{dt} = -\lambda_1 C_w + \lambda_{12} C_b + \delta_+(t)C_0 + \omega_0 \exp(-\mu t), \\ \frac{dC_b}{dt} = -\lambda_2 C_b + \lambda_{21} C_w. \end{cases} \tag{3.54}$$

Начальные условия к системе уравнений (3.52) в общем виде определяются следующим образом:

$$\text{при } t = 0 \left\{ C_w = C_{\text{фон}}, C_b = C_{\text{дон}} \right\}, \tag{3.55}$$

где $C_{\text{фон}}$ и $C_{\text{дон}}$ — начальные удельные активности в воде и донных отложениях соответственно.

Решение системы дифференциальных уравнений (3.54) с начальными условиями (3.55) может быть найдено в аналитической форме при условии, что входящие в уравнения коммуникационные константы не зависят от времени. Эту систему с указанными начальными условиями удобно решить методом преобразования Лапласа [19; 22]. В окончательном виде зависимость от времени объемной активности радионуклида в воде водоема будет определяться следующей формулой [9]:

$$C_w(t) = A_B \exp(-N_1 t) - B_B \exp(-N_2 t) + C_B \exp(-\mu t), \text{ Бк/м}^3, \tag{3.56}$$

$$\text{где } N_1 = \frac{1}{2}(\lambda_1 + \lambda_2 - p); N_2 = \frac{1}{2}(\lambda_1 + \lambda_2 + p); p = \sqrt{(\lambda_1 - \lambda_2)^2 + 4\lambda_{12}\lambda_{21}}.$$

Размерные коэффициенты A_B , B_B и C_B определяются из следующих выражений:

$$A_B = \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{\text{фон}})(\lambda_2 - N_1) + \lambda_{12} C_{\text{дон}} + \frac{\omega_0 (\lambda_2 - N_1)}{(\mu - N_1)} \right],$$

$$B_B = \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{\text{фон}})(\lambda_2 - N_2) + \lambda_{12} C_{\text{дон}} + \frac{\omega_0 (\lambda_2 - N_1)}{(\mu - N_1)} \right], \quad (3.57)$$

$$C_B = \frac{\omega_0 (\lambda_2 - \mu)}{(\mu - N_1)(\mu - N_2)}.$$

Изменение во времени объемной активности радионуклида в эффективном слое донных отложений можно определить по формуле

$$C_b(t) = A_d \exp(-N_1 t) - B_d \exp(-N_2 t) + D_d \exp(-\mu t) + G_d \exp(-\lambda_2 t), \text{ Бк/м}^3, \quad (3.58)$$

где N_1 и N_2 определены в экспликации к формуле (3.56).

Размерные коэффициенты A_d , B_d , D_d и G_d рассчитываются из следующих соотношений:

$$\begin{aligned} A_d &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{\text{фон}}) \lambda_{21} + \frac{C_{\text{дон}} \lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_1)} + \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_1)} \right], \\ B_d &= \frac{1}{p} \left[(C_0 + C_{\text{фон}}) \lambda_{21} + \frac{C_{\text{дон}} \lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_2)} + \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_2)} \right], \\ D_d &= \frac{\omega_0 \lambda_{21}}{(\mu - N_1)(\mu - N_2)}, \\ G_d &= C_{\text{дон}} \left[1 + \frac{\lambda_{12} \lambda_{21}}{(\lambda_2 - N_1)(\lambda_2 - N_2)} \right]. \end{aligned} \quad (3.59)$$

Формулы (3.56)—(3.59) позволяют рассчитать среднюю объемную активность радионуклида в воде и донных отложениях водоемов в зависимости от времени.

Методы определения значений параметров данной двухкамерной модели описаны в главе 4.

Если параметры модели зависят от времени, можно разбить временной период моделирования на дискретные временные интервалы и для каждого интервала определить усредненные значения параметров. При этом результаты расчета $(i - 1)$ -го интервала будут использоваться как начальные данные для i -го.

Двухкамерная модель идеального смешения с подвижными границами донных отложений приведена в [32]. В ней предполагается, что при постоянной скорости заилиения граница дна перемещается по линейному закону. Система уравнений для такой модели имеет вид

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{\partial C_w}{\partial t} &= -\lambda C_w - \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{H(t)} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H(t)} + \frac{\beta}{H(t)} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \\ &\quad - \frac{Q}{V(t)} C_w - \frac{Q_\phi}{V(t)} C_w \alpha_{pw} - K_{II} \frac{Q_n}{V(t)} C_w \alpha_{pw} + \frac{C_w W_c}{H(t)} + F, \\ \frac{\partial C_b}{\partial t} &= -\lambda C_b + \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{h(t)} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h(t)} - \frac{\beta}{h(t)} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \\ &\quad - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h(t)} - \frac{\gamma \alpha_{pb} C_b}{h(t)} - \frac{C_b W_c}{h(t)}, \\ H(t) &= H_0 - W_c t, \\ h(t) &= h_0 + W_c t, \\ V(t) &= \Omega H(t), \end{aligned} \right. \quad (3.60)$$

где Ω — площадь дна.

Система дифференциальных уравнений (3.60) может быть решена только численными методами.

3.6.2. Трехкамерная модель миграции радионуклидов в замкнутых и слабопроточных водоемах

Экспериментальные исследования на водоемах после аварии на Чернобыльской АЭС показали, что особую роль в перераспределении радионуклидов между водной массой и дном играет верхний, подвижный слой донных отложений толщиной 3—12 мм. За счет процессов сорбции и седиментации загрязненной взвеси верхний слой быстро накапливает активность, определяя в дальнейшем процессы обмена радиоактивной примеси между водой и нижележащими донными отложениями [18]. Чтобы учесть влияние этого слоя, в [19] предложена трехкамерная модель, в которой донные отложения представлены последовательно соединенными камерами верхнего обменного и эффективного нижележащего слоев. Такая модель позволяет включить в рассмотрение дополнительную информацию о внутренней структуре обменных процессов «вода — дно водоема» и дать более обоснованное и наглядное их описание.

По сравнению с двухкамерной моделью, приведенной выше, в рассматриваемой модели добавлена третья камера — обменный (интерфейсный) слой на границе воды и донных отложений. Процессы, описываемые данной моделью, схематически изображены на **рис. 3.5**. При построении модели были приняты упрощающие предположения, аналогичные двухкамерной модели, приведенной в подразделе 3.6.1.



Рис. 3.5. Схема учитываемых в трехкамерной модели процессов миграции радионуклидов

В результате введения третьей камеры система уравнений (3.44) преобразуется к виду

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dC_w}{dt} &= -\lambda C_w - \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{H} - \frac{\vartheta}{H} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \\ &+ \frac{C_{b1} \psi \alpha_{Tb1}}{H} - \frac{Q}{V} C_w - \frac{Q_\Phi}{V} C_w \alpha_{Pw} - K_{II} \frac{Q_n}{V} C_w \alpha_{Pw} + F, \\ \frac{dC_{b1}}{dt} &= -\lambda C_{b1} - \frac{C_{b1} \psi \alpha_{Tb1}}{h_{b1}} - \frac{C_{b1} \xi_c \alpha_{Tb1}}{h_{b1}} - \frac{\beta}{h_{b1}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) + \\ &+ \frac{\vartheta}{h_{b1}} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \frac{C_w \alpha_{Tw} \nu}{h_{b1}}, \\ \frac{dC_{b2}}{dt} &= -\lambda C_{b2} + \frac{C_{b1} \xi_c \alpha_{Tb1}}{h_{b2}} + \frac{\beta}{h_{b2}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) - \frac{\gamma \alpha_{pb2} C_{b2}}{h_{b2}}, \end{aligned} \right. \quad (3.61)$$

где C_{b1}, C_{b2} — объемная активность радионуклидов в обменном (интерфейсном) и эффективном слое донных отложений соответственно, Бк/м³; h_{b1}, h_{b2} — толщина обменного и эффективного слоя донных отложений, м; m_{b1}, m_{b2} — объемная масса обменного и эффективного слоев донных отложений, кг/м³; ϑ — коэффициент диффузионного массообмена между водной массой и донными отложениями, м/с; β — коэффициент массообмена при диффузии радионуклидов между обменным и эффективным слоем, м/с; ξ_c — скорость поступления частиц из обменного слоя в эффективный; $\alpha_{pb1}, \alpha_{pb2}$ — доля радионуклида в растворе обменного и эффективного слоев соответственно, б/р; $\alpha_{Tb1}, \alpha_{Tb2}$ — доля радионуклида, сорбированного твердой фазой в обменном слое и эффективном слое, б/р. Остальные обозначения совпадают с обозначениями двухкамерной модели, описанной выше.

Значения величин α_{pbi} и α_{Tbi} можно найти из следующих соотношений:

$$\alpha_{pbi} = \frac{1}{1 + m_{bi} k_{di}}, \quad \alpha_{Tbi} = \frac{m_{bi} k_{di}}{1 + m_{bi} k_{di}}, \quad (3.62)$$

где i — индекс, принимающий следующие значения: 1 — для обменного слоя, 2 — для нижележащего эффективного слоя донных отложений; k_{di} — коэффициент распределения радионуклида между поровой водой и твердой фазой в обменном и эффективном слоях донных отложениях, м³/кг.

В качестве источника загрязнения, как и в описанной выше двухкамерной модели, рассматривается комбинация разового и хронического поступления, задаваемая в экспоненциальной форме (3.52).

Для описания скорости взмучивания в трехкамерной модели использовалось осредненное по времени уравнение баланса массы наносов.

Для обменного слоя при $m_{b1} = \text{const}$ уравнение баланса массы имеет вид

$$m_{b1} \frac{dh_{b1}}{dt} = \upsilon S_1 - \psi m_{b1} - \xi_c m_{b1}, \quad (3.63)$$

где S_1 — мутность воды, кг/м^3 ; υS_1 — удельный поток осаждающейся взвеси из воды в обменный слой; ψm_{b1} — удельный поток взвеси из обменного слоя в воду в результате взмучивания; $\xi_c m_{b1}$ — удельный поток частиц из обменного слоя в эффективный.

Так как в модели предполагается, что толщина обменного слоя постоянна и определяется средними гидрометеоусловиями, то $\frac{dh_{b1}}{dt} = 0$, и из (3.63) можно получить следующую оценку для скорости взмучивания:

$$\psi = \frac{\upsilon S_1}{m_{b1}} - \xi_c.$$

Поскольку на границе обменного и эффективного слоев существует равенство потока наносов

$$\xi_c = \frac{W_c m_{b2}}{m_{b1}}, \quad (3.64)$$

в окончательном виде скорость взмучивания определяется выражением

$$\psi = \frac{\upsilon S_1 - W_c m_{b2}}{m_{b1}}. \quad (3.65)$$

С учетом (3.64) и (3.65) система уравнений, описывающая миграцию радионуклидов в трехкамерной модели, принимает вид

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dC_w}{dt} &= -\lambda C_w - \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{H} - \frac{\vartheta}{H} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \\ &+ \frac{C_{b1} \alpha_{Tb1}}{H m_{b1}} (\nu S_1 - W_c m_{b2}) - \frac{Q}{V} C_w - \frac{Q_\phi}{V} C_w \alpha_{pw} - K_{II} \frac{Q_u}{V} C_w \alpha_{pw} + F, \\ \frac{dC_{b1}}{dt} &= -\lambda C_{b1} - \frac{C_{b1} \alpha_{Tb1} \nu S_1}{h_{b1} m_{b1}} - \frac{\beta}{h_{b1}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) + \\ &+ \frac{\vartheta}{h_{b1}} (C_w \alpha_{pw} - C_{b1} \alpha_{pb1}) + \frac{C_w \alpha_{Tw} \nu}{h_{b1}}, \\ \frac{dC_{b2}}{dt} &= -\lambda C_{b2} + \frac{C_{b1} \alpha_{Tb1} W_c m_{b2}}{h_{b2} m_{b1}} + \frac{\beta}{h_{b2}} (C_{b1} \alpha_{pb1} - C_{b2} \alpha_{pb2}) - \frac{\gamma \alpha_{pb2} C_{b2}}{h_{b2}}. \end{aligned} \right. \quad (3.66)$$

Начальные условия к (3.66) имеют вид

$$\text{при } t = 0 \{ C_w = C_\Phi, C_{b1} = C_{Д1}, C_{b2} = C_{Д2} \}, \quad (3.67)$$

где C_Φ , $C_{Д1}$ и $C_{Д2}$ — начальные удельные активности в воде, обменном слое и слое донных отложений соответственно.

Запись системы дифференциальных уравнений (3.66) можно упростить, введя в рассмотрение коммуникационные константы переноса радионуклидов:

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= \lambda + \frac{Q}{V} + \frac{\nu \alpha_{Tw}}{H} + \frac{\vartheta \alpha_{pw}}{H} + \frac{Q_\phi \alpha_{pw}}{V} + \frac{Q_u \alpha_{pw} K_{II}}{V}, \\ \lambda_2 &= \lambda + \frac{\alpha_{Tb1} \nu S_1}{h_{b1} m_{b1}} + \frac{\vartheta \alpha_{pb1}}{h_{b1}} + \frac{\beta \alpha_{pb1}}{h_{b1}}, \\ \lambda_3 &= \lambda + \frac{\beta \alpha_{pb2}}{h_{b2}} + \frac{\gamma \alpha_{pb2}}{h_{b2}}, \\ \lambda_{12} &= \frac{\vartheta \alpha_{pb1}}{H} + \frac{\alpha_{Tb1}}{H m_{b1}} (\nu S_1) - \frac{W_c m_{b2} \alpha_{Tb1}}{H m_{b1}}, \\ \lambda_{21} &= \frac{\alpha_{Tw} \nu}{h_{b1}} + \frac{\vartheta \alpha_{pw}}{h_{b1}}, \\ \lambda_{23} &= \frac{\beta \alpha_{pb2}}{h_{b1}}, \\ \lambda_{32} &= \frac{\alpha_{Tb1} W_c m_{b2}}{h_{b2} m_{b1}} + \frac{\beta \alpha_{pb1}}{h_{b2}}. \end{aligned} \quad (3.68)$$

В новых обозначениях система дифференциальных уравнений принимает вид

$$\begin{cases} \frac{dC_w}{dt} = -\lambda_1 C_w + \lambda_{12} C_{b1} + C_0 \delta_+(t) + \omega_0 \exp(-\mu t), \\ \frac{dC_{b1}}{dt} = -\lambda_2 C_{b1} + \lambda_{21} C_w + \lambda_{23} C_{b2}, \\ \frac{dC_{b2}}{dt} = -\lambda_3 C_{b2} + \lambda_{32} C_{b1}. \end{cases} \quad (3.69)$$

В системе уравнений (3.69) константы $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ определяют скорость выведения радионуклида из воды, обменного и эффективного слоя донных отложений. Коммуникационные константы $\lambda_{12}, \lambda_{21}, \lambda_{23}, \lambda_{32}$ характеризуют интенсивность обмена радионуклидов между водой и дном водоема.

Система уравнений (3.69) имеет точное аналитическое решение, если входящие в нее параметры и константы переноса не зависят от времени [19]. Следует отметить, что для трехкамерной модели аналитическое решение весьма громоздко, и на практике систему (3.69) проще решать численными методами.

Принятое в модели двухслойное описание донных отложений с верхним обменным слоем позволяет достаточно просто оценивать вторичное загрязнение водной массы, связанное со взмучиванием загрязненных осадков при штормовых условиях, по простой формуле

$$C_w^{\text{втор}} = C_w + C_{b1} \frac{h_{b1} - h'_{b1}}{H}, \quad (3.70)$$

где $C_w^{\text{втор}}$ — объемная активность радионуклида в воде водоема с учетом повышенного содержания загрязненной взвеси при штормовых условиях; h'_{b1} — толщина обменного слоя донных отложений при штормовых гидрометеороусловиях на водоеме, м; остальные параметры определены в экспликации к (3.61).

Методика расчета толщины обменного слоя донных отложений в зависимости от гидрометеороусловий приведена в главе 4. Для максимальной оценки взмучивания следует положить $h'_{b1} = 0$.

В главе 6 приведены результаты валидации трехкамерной модели на экспериментальных данных, которая показала, что расчеты по данной модели в ряде случаев превосходят по точности расчеты, основанные на двухкамерной модели.

3.6.3. Камерная модель стратифицированного водоема

При моделировании глубоких водоемов следует учитывать их стратификацию, т. е. возможное наличие температурного скачка (термоклина), который разделяет толщу воды на два слоя: верхний (эпилимнион) и нижний (гиполимнион). Водобмен между этими слоями, как правило, мал, но оседающие частицы взвеси, сорбирующие радионуклиды, могут переходить из эпилимниона в гиполимнион, перенося определенную долю активности. При этом в осеннее и зимнее время происходит «переворот», т. е. смешение этих слоев. Для моделирования миграции радионуклидов в стратифицированных водоемах обычно используют камерные модели. Например, в [2] производятся консервативные оценки — вместо объема воды всего водоема предлагается использовать при расчетах только объем эпилимниона. С другой стороны, в [4] предлагается модель, в которой толща воды разделена на две камеры: эпилимнион и гиполимнион. Предполагается, что период стратификации начинается в момент 0 и длится t_1 . В момент t_1 происходит мгновенное равномерное смешивание вод эпилимниона и гиполимниона («переворот»). Водоем остается полностью перемешанным до момента t_2 (продолжительность цикла составляет один год), после чего он вновь мгновенно становится стратифицированным.

Для каждой из камер в период стратификации и для всего водоема в период, когда он является полностью перемешанным, по аналогии с (3.18) можно записать:

$$V \frac{dC}{dt} = -\lambda CV - qC + qC^{\text{input}}, \quad (3.71)$$

где C^{input} — объемная активность радионуклида во втекающих водах. (3.71) можно представить в виде

$$\frac{dC}{dt} = -aC + b, \quad (3.72)$$

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

Решение этого уравнения имеет вид

$$C = \frac{a - [a - bC(0)]e^{-bt}}{b}. \quad (3.73)$$

Таким образом,

$$\begin{cases}
 C_E = \frac{a_E - [a_E - b_E C(0)] e^{-b_E t}}{b_E}, \\
 C_H = \frac{a_H - [a_H - b_H C(0)] e^{-b_H t}}{b_H}, \\
 t \in (0, t_1). \\
 \\
 C_T = \frac{a_T - [a_T - b_T C_T(t_1)] e^{-b_T (t-t_1)}}{b_T}, \\
 C_T(t_1) = \frac{V_H C_H(t_1) + V_E C_E(t_1)}{V_H + V_E}, \\
 t \in (t_1, t_2).
 \end{cases} \quad (3.74)$$

Здесь индекс E обозначает эпилимнион, индекс H — гипolimнион, а индексом T обозначены величины, относящиеся ко всему объему водоема в то время, когда он полностью перемешан.

Поскольку в этой модели не учитывается сорбция радионуклидов на взвеси и их накопление в донных отложениях, то в ней не рассматриваются оседание взвеси и взаимодействие с донными отложениями в стратифицированном водоеме. Однако при применении камерных моделей, учитывающих миграцию радионуклидов на взвесах и в донных отложениях (см. ниже в настоящей главе), такая проблема может появиться. В этом случае необходимо принять дополнительные консервативные предположения, например:

- донные отложения взаимодействуют только с гипolimнионом;
- процессы оседания и взмучивания взвесей между гипolimнионом и эпилимнионом учитываются только в период полного перемешивания.

3.6.4. Камерная модель CASTEAUR

В четырехкамерной модели CASTEAUR [23], как и в трехкамерной модели [19], предложен пространственный принцип выделения камер в донных отложениях:

- водная масса (столб воды);
- интерфейсный слой — очень тонкий слой только что осевших взвесей;
- активный слой, образованный в результате консолидации интерфейсного слоя; находящаяся в активном слое поровая вода участвует в диффузионном массообмене радионуклидами с водной массой;

- пассивный слой, образованный в результате консолидации активного слоя; консолидация донных отложений в этом слое уже настолько сильна, что поровая вода, находящаяся в этом слое, не участвует в обменных реакциях.

В каждой из камер отдельно рассматриваются радионуклиды, находящиеся в растворенном и сорбированном состоянии.

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

В модели учитывается наличие нескольких фракций частиц, различающихся по диаметру, объемному весу и, как следствие, по скорости осаждения, а также по другим свойствам. В частности, доля растворенных в воде радионуклидов (в определенной камере на определенном участке реки) в отличие от (3.47) вычисляется по формуле

$$\alpha_{Pw} = \frac{1}{1 + \sum_m K_{dm} m_m},$$

где K_{dm} — коэффициент распределения для m -й фракции; m_m — объемный вес m -й фракции.

Моделирование построено аналогично модели [20] — река разбивается на последовательные участки. Через скорости перехода учитывается взаимодействие между участками реки (влияние участков выше по течению на участки ниже по течению) и взаимодействие между камерами в рамках одного участка. Каждый участок описывается длиной, шириной, уклоном, углом линии берега, расходом воды, глубиной, источниками (воды, взвесей и радионуклидов).

При этом гидравлическая модель оценивает зависимость высоты столба воды от времени и пространственной координаты, модель переноса взвесей и донных отложений рассчитывает запасы и потоки взвесей и донных наносов, а модель миграции радионуклидов использует результаты их расчетов для определения пространственно-временного распределения активности радионуклидов в сорбированной и растворенной формах.

Модель CASTEUR была достаточно успешно использована для моделирования переноса радионуклидов в реке Тече.

Как всякая сложная модель, CASTEUR для успешного применения требует большого количества входных параметров. Эта особенность проявляется в случае, когда в модели реки учитывается сразу несколько фракций

взвешенных частиц. При этом 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 CASTEUR позволяет моделировать перенос «горячих» (топливных) частиц, появление которых связано с радиационными авариями.

3.6.5. Двухкамерная стационарная модель миграции радионуклидов в однородном потоке

Рассмотрим двухкамерную модель переноса радиоактивной примеси в двумерном однородном потоке, которую можно использовать для прогноза и реконструкции уровней загрязнения воды, донных отложений и пойменных почв реки при хронических сбросах сточных вод, содержащих радионуклиды.

Модель основана на двумерном уравнении турбулентной дисперсии (см. подраздел 3.5.1) и учитывает взаимодействие радиоактивных веществ между водной массой (раствор, взвесь) и донными отложениями [8].

При построении модели приняты следующие предположения:

- обмен радиоактивной примеси между водой и донными отложениями пропорционален концентрации радионуклидов в жидкой и твердой фазах;
- сорбция-десорбция радионуклидов между раствором и твердой фазой считается мгновенной, равновесной и подчиняется линейной изотерме с постоянным коэффициентом распределения;
- обмен между дном и водной массой происходит в пределах равнодоступного эффективного верхнего слоя донных отложений толщиной h ;
- в объеме воды радиоактивная примесь переносится потоком воды и рассеивается за счет турбулентной дисперсии; радиоактивная примесь распределена равномерно по глубине реки, и учитывается только поперечная составляющая турбулентной дисперсии; дисперсия в продольном направлении пренебрежимо мала по сравнению с адвективным переносом;
- морфометрические характеристики русла постоянны на всем рассматриваемом участке реки;
- общий расход боковых притоков пренебрежимо мал по сравнению с расходом основного русла;
- отсутствуют рассредоточенные источники радиоактивности.

В этом случае поле концентрации загрязняющих веществ в двумерном потоке при постоянном сбросе радиоактивных веществ из точечного

источника с координатами $x = 0$, $y = y_s$ описывается следующей системой уравнений [8]:

$$\left\{ \begin{aligned} & E_y \frac{\partial^2 C_w}{\partial y^2} - u \frac{\partial C_w}{\partial x} - \lambda C_w - \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \\ & + \frac{\beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) + F = 0, \\ & \frac{\partial C_b}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ & - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h} = 0, \end{aligned} \right. \quad (3.75)$$

где u — скорость потока, м/с; E_y — коэффициент турбулентной дисперсии в поперечном направлении, м²/с; остальные входящие в систему уравнений параметры описаны в экспликации к (3.44).

С использованием коммуникационных констант система уравнений (3.75), описывающая перенос радионуклидов в реке ниже точечного источника сброса, может быть записана в виде

$$\left\{ \begin{aligned} & E_y \frac{\partial^2 C_w}{\partial y^2} - u \frac{\partial C_w}{\partial x} - \lambda_1 C_w + \lambda_{12} C_b = 0, \\ & \lambda_{21} C_w - \lambda_2 C_b = 0. \end{aligned} \right.$$

Значения коммуникационных констант переноса λ_1 , λ_2 , λ_{12} и λ_{21} определяются из формул:

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= \lambda + \frac{v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{\beta \alpha_{Pw}}{H}, \\ \lambda_2 &= \lambda + \frac{\psi \alpha_{Tb}}{h} + \frac{\beta \alpha_{Pb}}{h} + \frac{W_c \alpha_{Tb}}{h} + \frac{\gamma \alpha_{Pb}}{h}, \\ \lambda_{12} &= \frac{\beta \alpha_{Pb}}{H} + \frac{\psi \alpha_{Tb}}{H}, \\ \lambda_{21} &= \frac{\beta \alpha_{Pw}}{h} + \frac{v \alpha_{Tb}}{h}. \end{aligned} \quad (3.76)$$

Значения α_{Tw} , α_{Tb} , α_{Pw} , α_{Pb} определяющие долю радионуклида в сорбированном состоянии на взвешях и частицах донных отложений, а также в растворе, находятся из соотношений (3.47)—(3.50).

В окончательном виде уравнение, описывающее шлейф загрязненной воды от стационарного источника сбросов, в предложенной модели имеет вид

$$E_y \frac{\partial^2 C_w}{\partial y^2} - u \frac{\partial C_w}{\partial x} - k C_w = 0, \quad (3.77)$$

где k — коэффициент, учитывающий процессы взаимодействия между водной массой и дном реки, а также распад, с^{-1} . Его значение в стационарных условиях определяется по формуле

$$k = \lambda_1 - \frac{\lambda_{12}\lambda_{21}}{\lambda_2}. \quad (3.78)$$

Граничные и начальные условия для уравнения (3.77) имеют вид

$$\begin{cases} C_w(0, y_s) = C, \\ \frac{\partial C_w(x, 0)}{\partial y} = 0, \\ \frac{\partial C_w(x, B)}{\partial y} = 0, \end{cases} \quad (3.79)$$

где B — ширина реки.

Решение уравнения (3.77) с краевыми условиями (3.79) может быть получено в виде ряда [4]

$$C(x, y) = C_0 \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 x E_y}{B^2 V}\right) \cos\left(\frac{y_s n \pi}{B}\right) \cos\left(\frac{y n \pi}{B}\right) \right] \times \exp\left(-\frac{kx}{V}\right). \quad (3.80)$$

В условиях стационарного сброса радионуклидов значение C_0 определяется из соотношения $C_0 = \frac{R_0}{Q}$, где R_0 — мощность сброса стационарного источника, Бк/с; Q — расход воды в реке, $\text{м}^3/\text{с}$.

Сравнивая формулу (3.80), описывающую шлейф загрязненной воды ниже источника сброса в двухкамерной модели, учитывающей взаимодействие с донными отложениями, и решение (3.25) модели рассеяния радиоактивной

примеси без учета взаимодействия с дном, можно видеть, что отличие состоит только в коэффициенте k . В двухкамерной модели, в которой механизмы миграции описываются реакциями первого порядка с постоянными коэффициентами, вместо постоянной распада радионуклида λ вводится интегральный коэффициент k , дополнительно учитывающий вместе с распадом и выведение активности из воды в донные отложения по длине реки [34].

Концентрация радионуклида в донных отложениях определяется из системы уравнений (3.75) и имеет вид

$$C_b(x, y) = \frac{\lambda_{21} C_w(x, y)}{\lambda_2}. \quad (3.81)$$

Значения λ_{21} и λ_2 определены в (3.76).

Описанная модель может быть успешно применена для прогноза радионуклидного загрязнения пойменных участков рек. Для этого следует схематично рассмотреть механизм загрязнения поймы. Радионуклидное загрязнение поймы рек происходит, как правило, под влиянием весенних и зимних паводков. В период половодья загрязнение пойменной почвы, как и донных отложений, в основном связано с выносом и переотложением загрязненной взвеси. Чтобы оценить возможность использования модели для расчета загрязнения пойменной почвы в период половодья необходимо сопоставить временной масштаб осаждения взвеси со временем затопления поймы. Характерное время осаждения взвеси t_{sed} можно определить по формуле [8]

$$t_{\text{sed}} = \frac{H}{v},$$

где H — глубина потока, м; v — скорость осаждения взвеси характерного размера, м/с.

В наибольшей степени перенос радионуклидов из воды в дно связан с мелкими, илистыми частицами размером 0,01—0,05 мм. Такие частицы имеют наибольшую удельную поверхность. Скорость осаждения частиц размером 0,04—0,05 мм в турбулентном речном потоке находится в пределах 50—100 м/сут. Нетрудно видеть, что при глубине затопления 1—10 м характерное время оседания составит от 0,5 до 5 ч, что, как правило, во много раз меньше времени стояния воды при затоплении поймы в период весеннего половодья, которое на реках может превышать несколько десятков суток. Более крупные частицы имеют более высокую скорость осаждения, соответственно и характерное время оседания у них еще меньше. Поэтому приблизительно процесс загрязнения почвы в период

паводков можно считать установившимся и для оценки концентрации радионуклидов в верхнем слое почвы использовать рассматриваемую модель. При этом почву следует рассматривать в качестве донных отложений с соответствующими физическими и сорбционными характеристиками.

Двумерная стационарная модель миграции радионуклидов в реке была использована для расчета уровней радиоактивного загрязнения воды, донных и пойменных отложений в Енисее и речной системе Исеть — Тобол — Иртыш [8; 13]. Эта модель также была применена для определения мощности источника поступления радиоактивных веществ в Дон [12], связанного с протечками жидких радиоактивных отходов из хранилища Нововоронежской АЭС [12]. В последнем случае решалась обратная задача, и по результатам измерения содержания радионуклидов в донных отложениях оценивался источник поступления активности.

3.6.6. Двухкамерная модель миграции радионуклидов в реке с учетом продольной дисперсии и переменных морфометрических, гидрологических и сорбционных характеристик

Рассмотрим предложенную в [11] модификацию двухкамерной модели (3.44), учитывающую процессы конвекции и турбулентной дисперсии и предназначенную для моделирования распространения радионуклидов по длине реки. Эта модель в дополнение к процессам, описываемым моделью (3.44), позволяет описать процессы конвекции и турбулентного перемешивания в реках с изменяемыми по длине русла и во времени параметрами (морфометрическими, гидрологическими, сорбционными характеристиками и др.). В модели предполагается следующее:

- процесс взаимообмена радиоактивной примеси между водой и донными отложениями пропорционален концентрации радионуклидов в жидкой и твердой фазах;
- сорбция-десорбция радионуклидов между раствором и твердой фазой считается мгновенной, равновесной и подчиняется линейной изотерме с постоянным коэффициентом распределения;
- процесс обмена между дном и водной массой происходит в пределах равнодоступного верхнего слоя донных отложений толщиной h ;
- в объеме воды радиоактивная примесь переносится потоком воды и рассеивается за счет продольной турбулентной дисперсии; радиоактивная примесь распределена равномерно по створу реки, и учитывается только продольная составляющая конвективной дисперсии.

Система дифференциальных уравнений, описывающая продольный перенос радионуклидов по длине реки с учетом взаимодействия с донными отложениями, имеет вид

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial (AC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - E_x A \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - \frac{AC_w v \alpha_{Tw}}{H} - \\ & - \frac{AK_{\Pi} Q_{\Pi} C_w \alpha_{Pw}}{H} + \frac{AC_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \frac{A\beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) + F, \\ & \frac{\partial C_b(x, t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ & - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h} - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h}, \end{aligned} \right. \quad (3.82)$$

где t — время, с; x — координата вдоль русла, м; A — площадь сечения русла, м²; H — средняя глубина, м; Q — расход проточных вод, м³/с; E_x — коэффициент продольной дисперсии, м²/с; γ — коэффициент массопереноса радионуклидов, содержащихся в поровой воде между эффективным слоем донных отложений и толщей дна, м/с; Q_{Π} — потери воды на испарение с единицы площади поверхности, м/с. Остальные обозначения совпадают с обозначениями в экспликации к (3.44).

Модель (3.82) была использована авторами для моделирования установившегося распределения радионуклидов в Тече [27].

Аналитическое решение системы уравнений (3.82), полученное с учетом упрощающих предположений, было использовано для уточнения ряда параметров и в конечном счете для численного решения уравнений (3.82) в общем виде без упрощений (также см. главу 6).

На первом этапе были приняты дополнительные упрощающие предположения, которые позволили найти аналитическое решение данной системы уравнений.

1. Концентрация радионуклидов в воде и донных отложениях в любом створе реки по длине русла не зависит от времени.
2. Морфометрические характеристики русла постоянны на всем рассматриваемом участке реки. Общий расход боковых притоков пренебрежимо мал по сравнению с расходом основного русла. Расход воды по длине реки от истока до устья монотонно возрастает по линейному закону.
3. Поступление радионуклидов с водосбора пренебрежимо мало по сравнению с основным источником загрязнения, который условно расположен в «нулевой точке» (при $x = 0$).
4. Поперечное сечение русла реки является прямоугольным.

5. Продольной турбулентной дисперсией можно пренебречь.

Предполагалось, что площадь сечения реки A не зависит от времени и координаты, а зависимость расхода воды по длине реки имеет вид $Q(x) = AV(x) = A(a + bx)$, где $V(x)$ — зависимость средней скорости течения от расстояния, м/с; a и b — параметры линейной функции.

С учетом введенных консервативных предположений система уравнений (3.82) упростилась и, по сути, стала двухкамерной моделью поршневого вытеснения, описанной выше, с учетом взаимодействия с донными отложениями. Решение упрощенной системы уравнений (3.82) с учетом нулевых начальных условий имеет вид

$$C_w(x) = \frac{C_0(a + bx)^{\frac{k}{b}}}{a^{\frac{k}{b}}}, \quad (3.83)$$

где C_0 и k определяются из (3.78) и (3.79).

В дальнейшем функциональная зависимость (3.83), выражающая аналитическое решение, в сочетании с результатами измерений содержания радионуклидов в воде и донных отложениях использовалась для того, чтобы с помощью статистических методов многофакторной нелинейной регрессии уточнить значения параметров C_0 и k для Течи. Уточненные параметры миграции радионуклидов, в свою очередь, использовались в качестве входных параметров при нахождении численного решения системы (3.82) без указанных выше дополнительных упрощающих предположений.

Сравнение результатов расчета содержания долгоживущих ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Течи с данными измерений показало, что в модели не задействован достаточно важный механизм миграции радионуклидов. Даже варьирование параметров (3.82) для указанных радионуклидов (в рамках их неопределенности) не позволило получить результаты расчета, приближающиеся к экспериментальным данным. Авторами была выдвинута гипотеза, что этим механизмом может являться подрусловой сток. Согласно [28] подрусловой сток реки может достигать 30% основного стока реки. Введение в правую часть первого уравнения системы (3.82) дополнительного члена, описывающего обмен радионуклидов

между основным и подрусловым потоком, $-\frac{A\xi\alpha_{pw}C_w}{H}$, где ξ — коэффи-

циент массообмена растворенных в воде радионуклидов между основным и подрусловым потоками (м/с), привело результаты расчетов в соответствие с экспериментальными данными [27]. В окончательном виде дополненная система уравнений имеет вид

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial (AC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - E_x A \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - \frac{AC_w \nu \alpha_{Tw}}{H} - \frac{A \xi \alpha_{Pw} C_w}{H} + \\ & + \frac{AC_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \frac{A \beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{AK_{II} Q_{II} C_w \alpha_{Pw}}{H} + F, \\ & \frac{\partial C_b(x, t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ & - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h} - \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h}. \end{aligned} \right. \quad (3.84)$$

3.6.7. Двумерная конечно-элементная модель FETRA

В заключение рассмотрим известную модель, широко применяемую за рубежом. В работах [6; 21] описана модификация нестационарной двумерной плановой конечно-элементной модели переноса взвеси и радионуклидов FETRA (Finite-Element Transport Model), которая может быть использована для моделирования не только рек, но и прибрежных вод озер и морей, а также достаточно перемешиваемых эстуариев. Она включает в себя подмодели:

- переноса взвесей;
- переноса растворенных радионуклидов;
- переноса радионуклидов, сорбированных на взвесах.

Модель переноса загрязненной взвеси учитывает процессы осаждения и взмучивания для связанных и несвязанных наносов. Отдельные фракции взвеси моделируются независимо (компьютерный код FETRA позволяет учитывать три фракции). Ниже приводятся основные уравнения в обозначениях, принятых в настоящей работе.

Основное уравнение переноса j -й фракции взвеси записывается следующим образом:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \vartheta_j}{\partial t} + \frac{\partial u \vartheta_j}{\partial x} + \frac{\partial v \vartheta_j}{\partial y} + \frac{\partial \vartheta_j (\omega - \omega_{sj})}{\partial z} = \\ & = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial \vartheta_j}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial \vartheta_j}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial \vartheta_j}{\partial z} \right), \end{aligned} \quad (3.85)$$

где ϑ_j и ω_{sj} — концентрация j -й фракции в воде и скорость ее осаждения; $\varepsilon_x, \varepsilon_y, \varepsilon_z$ — коэффициенты диффузии по направлениям; u, v, ω — компоненты скорости течения.

Здесь в отличие от «Princeton Ocean Model» не учитывается зависимость глубины и уровня свободной поверхности от x , y и t . При этом $\frac{\partial \omega_{sj}}{\partial z} = 0$.

Граничные условия:

$$\vartheta_j (\omega - \omega_{sj}) - \varepsilon_z \frac{\partial \vartheta_j}{\partial z} = 0 \Big|_{z=h},$$

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial \vartheta_j}{\partial z} \right) = \gamma_j - \psi_j \Big|_{z=0}.$$

Здесь предполагается, что все осевшие на дно частицы вновь вовлекаются в поток (нулевое осадконакопление), γ_j, ψ_j — осадчение и взмучивание, $\text{кг/м}^2 \cdot \text{с}$.

На боковых границах (берег реки, эстуария, границы прибрежной зоны) граничные условия задаются одним из следующих способов:

$$\vartheta_j = \vartheta_{0j} \text{ или } \vartheta_j v - \varepsilon_y \frac{\partial \vartheta_j}{\partial y} = F_j,$$

где F_j — боковой источник j -й фракции взвеси.

В данной модели предполагается, что скорость ω пренебрежимо мала, а концентрация загрязняющей примеси и компоненты скоростей записываются следующим образом. Разложение концентрации и горизонтальных компонент скорости:

$$\vartheta_j = \overline{\vartheta_j} + \vartheta'_j, u = \overline{u} + u', v = \overline{v} + v',$$

где первые слагаемые — усредненные по глубине значения, вторые — пространственные флуктуации. При этом

$$\frac{\partial \vartheta'_j}{\partial x} = \frac{\partial \vartheta'_j}{\partial y} = 0.$$

Подставляем ϑ_j в (3.85) и интегрируем по глубине водного объекта. В результате с учетом граничных условий, уравнения неразрывности, а также выражения $\frac{\partial \vartheta'_j}{\partial x} = \frac{\partial \vartheta'_j}{\partial y} = \frac{\partial \vartheta'_j}{\partial z} = 0$ получаем

$$\begin{aligned}
 & -h \left(\frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial t} + u \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial x} + v \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial y} \right) + h \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial x} \left(\int_0^h u' \vartheta_j' dz \right) - \\
 & - \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_0^h v' \vartheta_j' dz \right) - \left\{ \omega_{sj} \left(\bar{\vartheta}_j + \vartheta_j' \right) + \varepsilon_z \left[\frac{\partial \left(\bar{\vartheta}_j + \vartheta_j' \right)}{\partial z} \right] \right\} \bigg|_{z=0} = 0.
 \end{aligned} \tag{3.86}$$

Далее,

$$\begin{cases} \int_0^h u' \vartheta_j' dz = h \overline{u' \vartheta_j'} = -D_x h \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial x}, \\ \int_0^h v' \vartheta_j' dz = h \overline{v' \vartheta_j'} = -D_y h \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial y}, \end{cases}$$

где D_x и D_y — коэффициенты дисперсии.

Пусть

$$\begin{cases} K_x = D_x + \varepsilon_x, \\ K_y = D_y + \varepsilon_y. \end{cases}$$

Тогда в окончательном виде основное уравнение будет иметь вид

$$\begin{aligned}
 & \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial t} + \left(\bar{u} - \frac{D_x}{h} \frac{\partial h}{\partial x} \right) \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial x} + \left(\bar{v} - \frac{D_y}{h} \frac{\partial h}{\partial y} \right) \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial y} = \\
 & = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial \bar{\vartheta}_j}{\partial y} \right) + \frac{\gamma_j - \psi_j}{h}.
 \end{aligned} \tag{3.87}$$

Следует отметить, что в [6] приводится ряд эмпирических формул для определения значений параметров γ_j, ψ_j в реках.

Аналогичным образом выводится уравнение переноса растворенных в воде радионуклидов:

$$\begin{aligned}
 & \frac{\partial C_w}{\partial t} + \frac{\partial u C_w}{\partial x} + \frac{\partial v C_w}{\partial y} + \frac{\partial C_w \omega}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial C_w}{\partial y} \right) + \\
 & + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial C_w}{\partial z} \right) - \lambda C_w - \sum_j K_j \left(C_w - \frac{C_j}{K_{dj}} \right),
 \end{aligned} \tag{3.88}$$

где C_w — концентрация растворенного радионуклида в воде на единицу массы воды; C_j — концентрация сорбированного на j -й фракции взвеси радионуклида на единицу массы взвеси; K_j — скорость сорбции-десорбции радионуклида для j -й фракции взвеси; K_{dj} — коэффициент распределения «вода — j -я фракция взвеси».

$$K_{dj} \equiv \frac{\alpha_{Tj}}{\alpha_{Tw} \vartheta_j},$$

где α_{Tj} — доля радионуклида, сорбированного на j -й фракции взвеси; α_{Tw} — доля растворенного в воде радионуклида.

Уравнение для переноса сорбированных взвесью радионуклидов выглядит следующим образом:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_j \vartheta_j}{\partial t} + \frac{\partial u C_j \vartheta_j}{\partial x} + \frac{\partial v C_j \vartheta_j}{\partial y} + \frac{\partial C_j \vartheta_j (\omega - \omega_{sj})}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial C_j \vartheta_j}{\partial x} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial C_j \vartheta_j}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial C_j \vartheta_j}{\partial z} \right) - \lambda C_j \vartheta_j + \sum_j K_j \vartheta_j (C_w K_{d1} - C_j). \end{aligned} \quad (3.89)$$

Отличительной особенностью этой модели является то, что в ней не делается предположения о постоянном равновесии между растворенными и сорбированными радионуклидами, процессы сорбции и десорбции моделируются динамически с помощью скоростей K_j .

Литература

1. Raskob W., Popov A., Zheleznyak M. J., Heiling R. Radioecological Models for Inland Water Systems / Forschungzentrum, FZKA 6089. — Karlsruhe, 1998. — 225 p.
2. Monte L., Fraracangeli S., Quaggia S. et al. A predictive model for the behaviour of dissolved radioactive substances in stratified lakes // J. of Environmental Radioactivity. — 1991. — № 13. — P. 297—308.
3. Дейли Дж., Харлеман Д. Механика жидкости. — М.: Энергия, 1971.
4. Учет параметров гидравлической дисперсии радиоактивных веществ при выборе площадок для АЭС / МАГАТЭ. — Вена, 1987. — 115 с. — (Сер. изданий по безопасности; 50 SG-S6).
5. Кюнж Ж. А., Холли Ф. М., Вервей А. Численные методы в задачах речной гидравлики. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 256 с.

6. Onishi Y., Trent D. Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide Transport. — Washington D.C., 1979. — (Surface Waters, NUREG/CR-1034).
7. Кононович А. Л., Носов А. В. Продольный перенос вредных примесей речным потоком // Атомная энергия. — 2001. — Т. 90, вып. 1. — С. 35—38.
8. Носов А. В. Использование двумерной стационарной модели миграции радионуклидов для прогноза содержания ^{137}Cs в речной системе Енисея // Атомная энергия. — 2002. — Т. 93, вып. 2. — С. 137—143.
9. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС: Методические указания. РД 52.26 174-88. — М.: ГК СССР по Гидрометеорологии, 1988. — 49 с.
10. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 77 с.
11. Крылов А. Л., Жилина Н. И., Казаков С. В. и др. Компьютерное моделирование последствий поступления радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Изв. Рос. акад. наук. Энергетика. — 2004. — № 3. — С. 74—81.
12. Носов А. В. Оценка источника поступления радиоактивных веществ в реку по данным измерения загрязнения донных отложений // Атомная энергия. — 2005. — Т. 99, вып. 3. — С. 221—228.
13. Крышев А. И., Носов А. В. Радиоэкологическая модель переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в речной системе «Исеть — Тобол — Иртыш» // Изв. вузов. Ядерная энергетика. — 2005. — № 3. — С. 16—25.
14. Дьяконов В. П. Maple 9 в математике, физике и образовании. — М.: СОЛОН-Пресс, 2004.
15. Safety report series № 19. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment / IAEA. — Vienna, 2001.
16. Okubo A. A new set of oceanic diffusion diagrams / Cheaseapeake Bay Inst., Johns Hopkins Univ. — Baltimore, Matyland, 1968. — (Rep. 38).
17. Yudelson J. M. A survey of ocean diffusion studies and data / W. M. Keck lab. of hydraulics and water resources, California Inst. of Technology. — Pasadena, California, September 1967. — (Tech. Mem. 67-2).
18. Носов А. В. Оценка толщины обменного слоя донных отложений в замкнутых и слабопроточных водоемах // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 10. — С. 108—110.
19. Носов А. В. Прогноз содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях водоемов в зоне воздействия АЭС: Дис. ... канд. физ.-мат. наук. — М., 1990. — 160 с.
20. Booth R. S. A systems analysis model for calculating radionuclide transport between receiving water and bottom sediments // Environmental tox-

- icity of aquatic radionuclides: Models and Mechanisms / Ed. M. W. M. Miller. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1976. — P. 133—164.
21. Onishi Y., Thompson F. Mathematical simulation of sediment and radionuclide transport in coastal waters. — Vol. 1: Testing of the sediment/radionuclide transport model FETRA. PNL-5088-1 / Pacific Northwest Laboratory. — Richland, Washington, 1984.
 22. Деч Г. Руководство к практическому применению преобразования Лапласа и Z-преобразования. — М.: Наука, 1971. — 288 с.
 23. Boyer P., Ternat F. CASTEAUR v0.1 — Modèles abiotiques: Report IRSNSDEI/SECRE n°2005-01. — [S. l.], 2005.
 24. Йоланкаи Г. Математическая модель качества воды реки Шайо // Сборник докладов симпозиума по вопросам математического моделирования качества воды водоемов (г. Новосибирск, 1976). — М.: Секретариат СЭВ, 1978. — С. 10—29.
 25. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / Под ред. К. П. Махонько. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — 263 с.
 26. Dittmans J. Temperature distribution in the farfield region — partial mixing: Engineering aspects of heat disposal from power generation. — Ch. 9: Summer Course Notes / Massachusetts Inst. Of Technology, Dept. of Civil Engineering. — Cambridge, Massachusetts, 1971.
 27. Крылов А. Л., Носов А. В., Крышев А. И. и др. Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек // Метеорология и гидрология. — 2007. — № 7. — С. 81—92.
 28. Аполлов Б. А. Учение о реках. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1963. — 418 с.
 29. Di Toro D. M., O'Connor D. J., Thomann R. V. et al. Simplified model of the fate partitioning chemicals in lakes and streams // Modelling the fate of chemicals in aquatic environment. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1982. — P. 165—190.
 30. Mellor G. L. Users guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model, Princeton University [2004] // <http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/FTPbackup/usersguide0604.pdf>.
 31. Brooks N. H. Diffusion of sewage effluent in an ocean current // Proceedings of the conf. Waste disposal in the marine environment. — London: Pergamon Press, 1960.
 32. Кутюрин Г. И., Чионов В. Г., Носов А. В. и др. Использование математической модели миграции радионуклидов в водоеме для прогнозирования содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях брызгальных бассейнов // Сборник трудов ФГУП «Атомэнергопроект». — Вып. 7. — М.: ФГУПАЭП, 2006. — 112 с.

33. Нормативно-техническая документация стран-членов СЭВ и СФРЮ 38.220.56-84. — Т. 1: Безопасность в атомной энергетике. — Ч. 1: Общие положения безопасности АЭС. Методы расчета распространения радиоактивных веществ с АЭС и облучения окружающего населения. — 1-е изд. / Междунар. хоз. объединение «Интератомэнерго». — М.: Энергоатомиздат, 1984.
34. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. проф. А. В. Караушева. — 2-е изд. — Л.: Гидрометеиздат, 1987.
35. Павловский Ю. Н., Белотелов Н. В., Бродский Ю. И. Имитационное моделирование. — М.: Изд. центр «Академия», 2008.
36. Ибад-Заде Ю. А., Гурбанов С. Г., Азизов С. Г., Алескеров В. Г. Гидравлика разноплотностного потока / Под ред. Ю. А. Ибад-Заде. — М.: Стройиздат, 1982.
37. Борзилов В. А., Возженников О. И., Новицкий М. А. и др. Математическая модель поступления и переноса химикатов по большой реке // Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде: Труды советско-американского симпозиума, Айова-Сити, США, октябрь 1987 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1991. — С. 140—159.

Глава 4

Методы оценки и экспериментального определения наиболее важных входных параметров моделей миграции радионуклидов в водных объектах

4.1. Коэффициенты турбулентной дисперсии в реках

4.1.1. Оценка коэффициентов турбулентной дисперсии в реках

Коэффициенты турбулентной дисперсии — важные параметры, определяющие особенности кинематической структуры потока и пространственный шлейф загрязненной радионуклидами или другими веществами воды в реках.

В [35] для оценки коэффициентов турбулентной дисперсии в реках рекомендуются следующие зависимости:

$$E_z = 0,067u_*D, \quad (4.1)$$

где E_z — вертикальный коэффициент турбулентной дисперсии, $\text{м}^2/\text{с}$; u_* — скорость трения потока у дна, $\text{м}/\text{с}$;

$$E_x = \frac{u^2 B^2}{30Hu_*}, \quad (4.2)$$

где E_x — продольный коэффициент турбулентной дисперсии, $\text{м}^2/\text{с}$; u — средняя скорость течения реки, $\text{м}/\text{с}$; B — средняя ширина русла, м ; H — средняя глубина, м ;

$$E_y = \alpha Hu_*, \quad (4.3)$$

где E_y — коэффициент турбулентной дисперсии в поперечном к течению направлении, $\text{м}^2/\text{с}$; α — коэффициент пропорциональности, зависящий от морфометрических характеристик, для малых рек и каналов находится в диапазоне значений 0,1—0,2, для средних и больших рек — 0,6—2,0 [35].

Значение скорости трения у дна в формулах (4.1)—(4.3) определяется из выражения

$$u_* = \sqrt{gHI}, \quad (4.4)$$

где I — гидравлический уклон, б/р.

Для оценок значения величины u_* допустимо использовать зависимость

$$u_* = 0,1u.$$

Следует отметить, что существует большое число эмпирических зависимостей для расчета коэффициентов дисперсии. Одной из наиболее употребляемых является формула Бансала для определения E_y , полученная на основе обобщения данных по рекам США [32]:

$$\lg\left(\frac{E_y}{Hu_*}\right) = -2,7 + 1,5 \lg\left(\frac{B}{H}\right). \quad (4.5)$$

Обзор основных расчетных зависимостей для определения коэффициента продольной дисперсии приведен в [39].

4.1.2. Экспериментальное определение коэффициентов турбулентной дисперсии

Для прямого определения стандартных отклонений σ_y и σ_z , которые характеризуют пространственное распределение загрязнителя в воде, используются различные методы. Они основаны на применении индикаторов — флуоресцентных красителей, радиоактивных веществ или устойчивых стабильных элементов. Если сбросы радиоактивных веществ сочетаются с тепловыми сбросами, для расчетов турбулентной дисперсии можно использовать измерения параметров теплового шлейфа.

Ниже кратко излагается вывод коэффициентов дисперсии по результатам измерений рассеивания индикатора в шлейфе загрязненной воды [1].

Коэффициент поперечной турбулентной диффузии E_y определяется из выражения

$$E_y = \frac{1}{2} \frac{d}{dt} \sigma_y^2, \quad (4.6)$$

где σ_y^2 — дисперсия поперечного распределения концентрации индикатора, которая в стационарном случае может быть связана с шириной шлейфа.

Для стационарных условий уравнение (4.6) может быть заменено:

$$E_y = \frac{\bar{u}}{2} \frac{d}{dx} (\sigma_y^2), \quad (4.7)$$

где $\bar{u}$ — средняя скорость в направлении течения; x — расстояние от источника в продольном направлении.

Подставляя в уравнение (4.7) дискретные значения σ_y^2 , рассчитанные по измеренным профилям концентрации индикатора в двух различных створах, получаем соотношение

$$E_y = \frac{(\sigma_y^2)_2 - (\sigma_y^2)_1}{2(t_2 - t_1)},$$

где $t_2 - t_1 = \frac{x_2 - x_1}{\bar{u}}$.

Приведенное выше уравнение можно переписать в величинах ширины шлейфа индикатора в воде ($L = 4\sigma_y$) следующим образом:

$$E_y = \frac{L_2^2 - L_1^2}{32(t_2 - t_1)}. \quad (4.8)$$

Аналогично измеряется вертикальный коэффициент турбулентной дисперсии E_z . При этом в уравнении (4.7) σ_y следует заменить на σ_z .

В качестве примера рассмотрим использование натуральных измерений интенсивности гамма-излучения в поверхностном слое шлейфа загрязненной радионуклидами воды Енисея ниже сбросов Красноярского ГХК. Для определения E_y воспользуемся натурными исследованиями, выполненными в 1991 г. в период работы прямоточных реакторов¹ [38]. Измерения проводились погруженным радиометром СРП-68-02 на глубине 1 м. Для предварительных расчетов значения коэффициентов распределения при сорбции растворенных в воде радионуклидов взвесью и донными отложениями водоемов можно принять в соответствии с данными табл. 4.1, полученными на основе [14; 23; 35] и обобщения литературных данных (см. главу 2).

¹ В 1992 г. прямоточные реакторы были выведены из эксплуатации.

**Таблица 4.1. Результаты измерения интенсивности гамма-излучения
в верхнем слое воды на глубине 1 м**

Створ № 1 (150 м от сброса)		Створ № 2 (16 км от сброса)	
Расстояние от правого берега, м	Интенсивность излучения, имп./ч	Расстояние от пра- вого берега, м	Интенсивность излучения, имп./ч
0	650	0	19
20	650	5	20
80	560	30	21
160	300	70	21
185	10	130	21
230	2	200	19
400	2	280	16
625	1	290	12
		350	8
		450	6
		500	5
		600	3

За величину L примем ширину шлейфа, в котором значения интенсивности гамма-излучения больше 2 имп./ч. Из данных табл. 4.1 следует, что ширина шлейфа загрязненной воды в первом створе L_1 составляет 185 м, а во втором створе L_2 — 600 м. Средняя скорость воды на исследуемом участке составляет 6,5 км/ч (1,8 м/с). Время добегания загрязненной воды к створу № 1 t_1 составляет $1,1 \cdot 10^{-3}$ сут, а к створу № 2 — 0,12 сут. В соответствии с (4.8) численные значения E_y составляют примерно $1,62 \text{ м}^2/\text{с}$ ($1,4 \cdot 10^5 \text{ м}^2/\text{сут}$).

Следует отметить, что расчет по формуле Бансала (4.5) для Енисея дает значение E_y , равное $3,34 \text{ м}^2/\text{с}$, что примерно вдвое больше, чем данные измерений.

В [2] приведен метод определения E_{xy} , включающий в себя учет конвекции по поперечному сечению. Для этого необходимо знать распределение по створу коэффициентов турбулентной дисперсии и локальных отклонений продольной скорости от средней по створу.

В [3] подробно рассматриваются основные методы радиоизотопных измерений для определения коэффициентов турбулентной диффузии и других гидрологических параметров в реках и водоемах. Следует отметить, что проведение полевых измерений для определения распределения скоростей и коэффициентов перемешивания для всех створов на рассматриваемом участке может оказаться нереалистичным, если участок достаточно протяжен. Кроме того, нужно понимать, что эти измерения необходимо проводить отдельно для различных режимов течения реки (в частности, для межени, паводка). Поэтому в моделях часто используют те или иные эмпирические формулы для определения составляющих коэффициента турбулентной дисперсии.

4.2. Параметры камерных моделей

Параметры камерных моделей в данной главе рассмотрены на примере входных параметров, используемых в трехкамерной модели миграции радионуклидов в водоеме (см. главу 3). С соответствующими ограничениями эти параметры также могут быть использованы в двухкамерных моделях водоема и реки, описанных в той же главе. Входные параметры представленных моделей можно условно разделить на три группы.

К *первой группе* относятся наиболее общие характеристики исследуемых водных объектов. В водоемах это объем воды V и его проточность Q , средняя глубина H , а также составляющие водного баланса Q_{ϕ} и Q_n . В реке это ширина русла B , скорость течения u , средняя глубина H .

Параметры *второй группы* определяют интенсивность переноса радионуклидов между водной массой и дном водного объекта. К параметрам этой группы в трехкамерной модели можно отнести:

- толщину обменного и эффективного слоя донных отложений h_{b1} и h_{b2} ;
- коэффициенты массообмена растворенных радионуклидов между водой и обменным слоем γ , между обменным и эффективным слоями β , а также между эффективным слоем и нижележащими отложениями ϑ ;
- коэффициенты распределения, характеризующие сорбционное равновесие, устанавливающееся между растворенными в воде радионуклидами и частицами взвеси и донных отложений K_{dw} , K_{db} , K_{di} ;
- среднее за рассматриваемый период содержание взвешенных частиц в воде S_1 , а также объемный вес донных отложений для обменного m_{b1} и эффективного m_{b2} слоев;
- параметры, определяющие перенос радионуклида в водном объекте со взвешенными частицами, к которым относится характерный размер взвеси d и скорость осаждения частиц данного размера v .

К *третьей группе* параметров относятся начальная концентрация радионуклидов в воде C_{ϕ} и в донных отложениях C_{d1} , C_{d2} , а также параметры A_{or} , R_{or} , μ , характеризующие источник поступления радионуклидов.

Для оценки содержания радиоактивных веществ в водных объектах на стадии предварительных прогнозов параметры модели, относящиеся к первой, второй и третьей группам, определяются на основании литературных данных и опыта экспериментальных работ на водоемах-аналогах. При прогнозах содержания радионуклидов для водоемов, вовлеченных в хозяйственную деятельность, необходимо уточнение ряда наиболее

важных параметров из натурных и экспериментальных исследований. Ниже рассмотрены наиболее важные входные параметры моделей, приведены способы их расчета и даны ориентировочные значения для практических расчетов.

4.2.1. Толщина обменного слоя донных отложений в водоеме

Наблюдения за поведением радиоактивных веществ в Киевском водохранилище после аварии на Чернобыльской АЭС, а также в озерах-охладителях Калининской АЭС Песьво и Удомля показали, что на участках дна с глубинами 3—6 м толщина обменного слоя донных отложений находилась в пределах десятка миллиметров. Это позволяет предположить, что в заиляемых водоемах для частиц размерами менее 0,1 мм (а именно такие частицы в основном участвуют в переносе загрязняющих радиоактивных веществ) обменный слой образуется в пределах вязкого подслоя [5]. В условиях гладкостенного сопротивления толщина этого подслоя относительно неразмываемых отложений (отмостки) определяется суммой скоростей стоковых и ветроволновых течений. Можно предположить, что по мере осаждения загрязненной взвеси вязкий подслей насыщается радиоактивными веществами, образуя обменный слой донных отложений. Частицы внутри слоя находятся в движении друг относительно друга. При увеличении скорости течения на некоторых участках дна обменный слой становится тоньше, а часть находившихся в нем загрязненных частиц переходит во взвешенное состояние, определяя вторичное загрязнение воды.

Оценим толщину обменного слоя донных отложений водоема в предположении, что толщина этого слоя равна толщине вязкого подслоя:

$$h_{b1} = \delta. \quad (4.9)$$

Толщину вязкого подслоя можно рассчитать по формуле [6]

$$\delta = \frac{k\mu}{u_*'}, \quad (4.10)$$

где μ — кинематическая вязкость воды, м/с; u_*' — скорость трения у дна с учетом воздействия волн, м/с; k — коэффициент, равный 12—30 б/р. Большие значения коэффициента k в формуле (4.10) соответствуют максимальной оценке толщины вязкого подслоя, так как при этом учитывается буферный слой, в котором силы вязкости и турбулентности соизмеримы.

Значение скорости трения у дна u'_* с учетом дополнительного воздействия волн можно определить, воспользовавшись зависимостью Бийкера [7]:

$$u'_* = u_* \left[1 + 0,5 \left(\xi \frac{u_{\text{орб}}}{V_{\text{cp}}} \right)^2 \right]^{0,5}, \quad (4.11)$$

где u_* — скорость трения у дна без учета воздействия волн, м/с; $u_{\text{орб}}$ — амплитуда орбитальной волновой скорости у дна, м/с; V_{cp} — средняя на вертикали скорость течения, м/с; ξ — параметр шероховатости Бийкера, б/р.

Значение ξ определяется из соотношения $\xi = 0,057C_{\text{sh}}$, где C_{sh} — коэффициент Шези, который может быть оценен по одной из формул (1.11)—(1.17).

Для водоемов, дно которых сложено илистыми частицами, значение коэффициента шероховатости составляет примерно 0,017 [8].

Значение u_* можно определить по формуле

$$u_* = \sqrt{gHI}. \quad (4.12)$$

Средняя на вертикали скорость движения водной массы складывается из геометрической суммы скоростей стокового течения и ветрового течения:

$$V_{\text{cp}} = \vec{V}_{\text{ст}} + \vec{V}_{\text{вет}}. \quad (4.13)$$

Скорость стокового течения $V_{\text{ст}}$ определяется по известным зависимостям с использованием морфологических характеристик водоема и данных о проточности [8]. Среднюю на вертикали скорость ветрового течения можно рассчитать по зависимостям, приводимым в [11]. Для случая однонаправленного ветрового течения $V_{\text{вет}}$ определяется по формуле

$$V_{\text{вет}} = k_2 [0,70 - 0,33 \ln(H)] W_{10}^{1,5}, \quad (4.14)$$

где W_{10} — скорость ветра на высоте 10 м от водной поверхности, м/с; H — глубина водоема, м; k_2 — размерный коэффициент, равный 10^{-2} .

Амплитуду орбитальной волновой скорости у дна можно определить, используя зависимость [4; 12]

$$u_{\text{орб}} = \frac{2h}{\tau \operatorname{sh} \left(\frac{2\pi H}{\lambda} \right)}, \quad (4.15)$$

где λ , τ и h — длина, период и высота волн 10%-ной обеспеченности; $\text{sh}(x)$ — гиперболический синус.

При принятых предположениях формулы (4.9)—(4.15) позволяют расчетным путем оценить толщину обменного слоя донных отложений h_{b1} в зависимости от характеристик водоема и гидрометеоусловий. Указанные формулы использовались для сопоставления расчетных значений толщины обменного слоя с результатами измерений, выполненных на Киевском водохранилище после аварии на Чернобыльской АЭС и озерах-охладителях Калининской АЭС. Измерения проводились с помощью вакуумного пробоотборника [13] при метеоусловиях на водоемах, близких к средним в летний период. Для скоростей течения, не превышающих 3—8 см/с, расчетные значения толщины обменного слоя донных отложений находились в согласии с результатами измерений и для глубин 3—7 м составляли 0,3—1,3 см.

4.2.2. Оценка толщины эффективного слоя донных отложений

За эффективный слой донных отложений h_{b2} целесообразно принять такой слой, в котором рассматриваемые радионуклиды присутствуют с заданное заданным уровнем обеспеченности. На проникновение радиоактивных веществ вглубь донных отложений прежде всего влияют процессы диффузии и осадконакопления. Оценим вклад этих процессов.

Натурными исследованиями было установлено, что после попадания радиоактивных веществ в водоемы процессы сорбции и седиментации достаточно быстро (в течение нескольких дней) формируют радиоактивное загрязнение обменного слоя [5]. Так как толщина обменного слоя невелика и теоретически не превышает 0,3—1,4 см, дальнейшую миграцию радиоактивных веществ вглубь донных отложений будем упрощенно рассматривать как диффузию из бесконечно тонкого слоя в полубесконечную пористую среду [15]. В этом случае при постоянном коэффициенте диффузии распределение радионуклидов по вертикальному профилю соответствует нормальному одностороннему закону распределения со средним квадратичным отклонением [16]

$$\sigma_z = 0,85\sqrt{Dt}, \quad (4.16)$$

где D — эффективный коэффициент диффузии радионуклида в донных отложениях, $\text{м}^2/\text{с}$; t — время с начала поступления радионуклидов в водоем, с.

При отсутствии заилиения дна водоема толщину эффективного слоя донных отложений h_{b2} для радионуклидов определим по правилу $3\sigma_z$. В этом случае h_{b2} можно рассматривать как толщину слоя донных отложений, в котором данный радионуклид присутствует с вероятностью 99,7%.

Для принятого условия значение h_{b2} определяется с учетом (4.16) по формуле

$$h_{b2} \approx 2,6\sqrt{Dt}. \quad (4.17)$$

С учетом заилиения величину h_{b2} приближенно определим в предположении независимости протекания процессов диффузии и осадконакопления (заилиения) по формуле

$$h_{b2} \approx 2,6\sqrt{Dt} + W_c t, \quad (4.18)$$

где W_c — скорость осадконакопления, м/с.

Расчеты, выполненные по формуле (4.18) при $D = 1 \cdot 10^{-12}$ м²/с и $W_c = 3,17 \cdot 10^{-11}$ м/с, показали, что при времени прогноза 10 лет значения h_{b2} для долгоживущих радионуклидов, исключая тритий, не превышают 6 см, что подтверждается результатами измерений [17].

Максимальная глубина проникновения радионуклида в донные отложения, которую можно зарегистрировать экспериментально, оценивается по формуле (4.18) при $t = 10T$, где T — период полураспада радионуклида.

4.2.3. Определение коэффициентов массообмена между водой и дном водоема

Коэффициент диффузионного массообмена между водной массой и донными отложениями. Процесс сорбции растворенных в воде радионуклидов частицами обменного слоя донных отложений состоит из ряда последовательных стадий. Основные из них: перенос радионуклидов из водной массы к поверхности дна водоема, диффузия радиоактивной примеси с поровой водой внутри обменного слоя и собственно сорбция радионуклидов твердыми частицами. Учитывая незначительные размеры обменного слоя и то, что частицы внутри слоя могут достаточно интенсивно перемешиваться под действием основного потока, лимитирующей стадией процесса сорбции [18; 19] будем считать вертикальный перенос растворенных радионуклидов из водной массы к дну водоема.

Масштаб величины коэффициента массообмена между водной массой и обменным слоем в трехкамерной модели можно оценить по формуле [20]

$$\gamma = E_z / H, \quad (4.19)$$

где E_z — вертикальная составляющая коэффициента турбулентной дисперсии в водоеме, $\text{м}^2/\text{с}$; H — средняя глубина водоема, м.

В водоемах с глубинами менее 20 м при отсутствии стратификации значения E_z находятся в интервале 10^{-6} — 10^{-5} $\text{м}^2/\text{с}$ [20]. При указанных значениях коэффициента турбулентной дисперсии вероятная величина коэффициента массообмена в соответствии с (4.19) может находиться в пределах 10^{-7} — 10^{-5} $\text{м}/\text{с}$.

Коэффициент массообмена при диффузии радионуклидов между обменным и эффективным слоем. Коэффициент массообмена β численно определяет процесс диффузионного массообмена радионуклидами между обменным и эффективным слоями донных отложений в трехкамерной модели, а также массообмен между водной массой и эффективным слоем отложений в двухкамерных моделях.

Для определения нестационарного коэффициента массообмена $\beta(t)$ предположим, что диффузия радионуклидов вглубь эффективного слоя отложений толщиной h_{b2} происходит при постоянной концентрации радионуклида на поверхности слоя (поверхность раздела «вода — донные отложения» в двухкамерной модели) [21]. Без учета распада, а также в предположении, что эффективный коэффициент диффузии постоянен, вертикальный профиль концентрации радионуклида в жидкой фазе слоя отложений описывается уравнением

$$\frac{\partial C_{\text{ж}}}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_{\text{ж}}(z, t)}{\partial z^2}, \quad (4.20)$$

где D — эффективный коэффициент диффузии, учитывающий процессы сорбции, $\text{м}^2/\text{с}$; $C_{\text{ж}}$ — концентрация нуклида в жидкой фазе (поровой воде) донных отложений, отнесенная к объему пористой среды, $\text{Бк}/\text{м}^3$.

Если начало координаты z поместить на поверхности раздела, а саму ось направить вглубь слоя донных отложений, то краевые условия к уравнению (4.20) будут иметь вид

$$\begin{cases} C_{\text{ж}}(0, t) = C_w \alpha_{p_w} = \text{const}, \\ C_{\text{ж}}(h_{b2}, t) = C_b \alpha_{p_b} = \text{const}. \end{cases} \quad (4.21)$$

Решение дифференциального уравнения (4.20) с краевыми условиями (4.21) имеет вид [22]

$$\frac{C_{\text{ж}}(z, t) - C_b \alpha_{pb}}{C_w \alpha_{pw} - C_b \alpha_{pb}} = \operatorname{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}}\right) - \sum_{n=1}^{\infty} \operatorname{erfc}\left(\frac{2nh_{b2} + z}{2\sqrt{Dt}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{2nh_{b2} - z}{2\sqrt{Dt}}\right). \quad (4.22)$$

При выполнении условия $\sqrt{Dt} \ll 1$ вторым членом правой части в (4.22) можно пренебречь. В этом случае выражение для $C_{\text{ж}}(z, t)$ примет вид

$$C_{\text{ж}}(z, t) = (C_w \alpha_{pw} - C_b \alpha_{pb}) \operatorname{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}}\right) + C_b \alpha_{pb}. \quad (4.23)$$

Дифференцируя обе части (4.23) по z , можно получить

$$\frac{\partial C_{\text{ж}}}{\partial z} = \frac{(C_w \alpha_{pw} - C_b \alpha_{pb})}{\sqrt{\pi}} \frac{1}{\sqrt{Dt}} \exp\left(-\frac{z^2}{4Dt}\right).$$

Диффузионный поток на единицу площади на границе раздела «вода — донные отложения» определяется следующим образом:

$$\begin{aligned} q(z, t)_{z=0} &= -D \frac{\partial C_{\text{ж}}}{\partial z} \Big|_{z=0} = \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}} (C_w \alpha_{pw} - C_b \alpha_{pb}) = \\ &= \beta(t) (C_w \alpha_{pw} - C_b \alpha_{pb}). \end{aligned} \quad (4.24)$$

Из соотношений (4.24) определяется значение нестационарного коэффициента $\beta(t)$ [36]:

$$\beta(t) = \sqrt{\frac{D}{\pi t}}. \quad (4.25)$$

Величину среднего коэффициента массообмена за время τ можно определить по формуле

$$\bar{\beta} = \frac{1}{\tau} \int_0^{\tau} \beta(t) dt = 2 \sqrt{\frac{D}{\pi \tau}}. \quad (4.26)$$

Таким образом, при известном времени прогноза τ и значениях эффективного коэффициента диффузии радионуклида D по (4.26) можно оценить среднее значение $\bar{\beta}$.

Расчеты, выполненные по (4.26), показали, что наиболее вероятные численные значения коэффициента находятся в интервале 0,3—5,0 м/год

в зависимости от величины D и времени усреднения τ . Полученные значения коэффициента массообмена удовлетворительно согласуются с экспериментальными данными, приводимыми в [10; 20], где указанный коэффициент составил 0,2—1,4 м/год.

4.2.4. Оценка коэффициентов распределения радионуклидов при их сорбции взвесью и донными отложениями

В рассматриваемом комплексе моделей процесс сорбции радионуклидов описан линейной изотермой с постоянными коэффициентами распределения. Это дает возможность учитывать наиболее неблагоприятные условия, особенно для тех радионуклидов, у которых может наблюдаться необратимость сорбции, так как в этом случае будет завышена доля наиболее опасной растворимой фазы радионуклидов в воде водоема. Коэффициенты распределения радионуклидов между водой и взвесью k_{dw} , а также между поровой водой и донными отложениями k_{di} и k_{db} относятся к наиболее важным параметрам всех моделей миграции радионуклидов и в значительной степени влияют на конечные результаты прогноза [23].

Для предварительных расчетов значения коэффициентов распределения при сорбции растворенных в воде радионуклидов взвесью и донными отложениями водоемов можно принять в соответствии с данными табл. 4.2, полученными на основе обобщения литературных данных (см. глава 2).

Таблица 4.2. Коэффициенты распределения ряда элементов, м³/кг

Элемент	k_{dw}	k_{db}	
	Взесь	Илистые грунты	Песчаные грунты
C	3,0	2,0	0,20
Na	0,1	0,1	0,01
P	3,0	2,0	0,50
Sc	3,0	2,0	0,20
Cr	20,0	10,0	0,20
Mn	20,0	10,0	0,20
Cu	0,2	0,1	0,01
Fe	10,0	5,0	0,20
Co	30,0	15,0	0,20
Zn	20,0	10,0	0,10
As	0,3	0,2	0,01
Sr	2,0	1,0	0,01
Zr	60,0	30,0	0,60
Nb	60,0	30,0	0,60

Таблица 4.2 (окончание)

Элемент	k_{dw}	k_{db}	
	Взвесь	Илистые грунты	Песчаные грунты
Ru	20,0	20,0	0,20
Ag	0,2	0,1	0,01
Sb	0,3	0,1	0,01
I	0,2	0,1	0,00
Cs	30,0	15,0	0,50
Ce	40,0	20,0	0,50
Eu	30,0	15,0	0,50
Ra	2,0	1,0	0,01
U	2,0	1,0	0,01
Th	2,0	1,0	0,01
Np	20,0	10,0	0,30
Pu	30,0	15,0	0,50
Am	20,0	10,0	0,40
Cm	30,0	15,0	0,50

Для используемых водоемов эти параметры желательно уточнять данными натурных и экспериментальных исследований в соответствии с экспериментальными методами, изложенными в главе 2.

4.2.5. Оценка параметров модели, определяющих интенсивность переноса радионуклидов на взвешенных частицах в водоемах

Мутность воды. Содержание взвешенных частиц в воде (мутность воды) S_1 в значительной степени зависит от гидрометеорологических условий водоема. Мутность определяется известными экспериментальными методами [24]. На стадии предварительных расчетов для выбора содержания взвешенных частиц в воде может оказаться полезной табл. 4.3 [25].

Осаждение взвеси. Значительную роль в самоочищении водной массы от радионуклидов играет процесс выведения активности, связанный с осаждением загрязненных взвешенных частиц. Поток активности из воды в дно водоема зависит от интенсивности переноса, определяемого скоростью осаждения полидисперсной взвеси. В большинстве моделей миграции радионуклидов интенсивность переноса активности приближенно определяется с помощью характерной скорости переноса радионуклидов ψ . За величину ψ целесообразно принять скорость осаждения размерной фракции частиц, которая в наибольшей степени участвует в переносе активности рассматриваемого радионуклида. Поскольку скорость осаждения взвешенных частиц размером более 0,005 мм при нормальных гидрометеорологических условиях на водоеме отличается от гидравлической

крупности не более чем на 10% [26], численное значение ψ можно приближенно определить по гидравлической крупности выбранного размера частиц.

В табл. 4.4 приведено значение гидрологической крупности взвешенных частиц в зависимости от диаметра при температуре воды 15°C [28].

Таблица 4.3. Оценка мутности воды S_1 в проектных расчетах для замкнутых и слабопроточных водоемов, г/м³

Преобладающий тип донных отложений	Средняя глубина, м		
	5	5—10	10—20
Галька, песок	5—10	3—4	1—3
Пески	10—15	5—10	3—6
Заиленные пески	15—25	10—15	5—10
Илы	20—30	15—20	10—15

Примечание. Типизация мутности выполнена на основании анализа данных наблюдений, полученных на озерах и водохранилищах при отсутствии ветроволнового взмучивания.

Таблица 4.4. Соотношение диаметра и гидравлической крупности частиц

d_B , мм	U , м/с	d_B , мм	U , м/с
0,001	0,0000008	0,1	0,008
0,005	0,00003	0,2	0,021
0,010	0,00008	0,5	0,060
0,050	0,002	1,0	0,100

Задача определения характерной скорости переноса ψ рассматриваемого радионуклида в водоеме сводится к экспериментальному нахождению распределения активности по размерным фракциям взвеси, выбору фракции, в наибольшей степени участвующей в переносе активности, и определению для выбранного размера гидравлической крупности. Разделение взвешенных частиц на фракции можно проводить методами, изложенными в [24].

Опыт экспериментальных исследований Киевского водохранилища с 1986 по 1987 гг. [27] свидетельствует о различном характере сорбции радионуклидов различной химической природы. Так, максимум сорбированных ¹⁴⁴Ce, ¹⁰⁶Ru и ⁹⁵Zr смещен в область более крупных частиц размерами 0,1—0,05 мм, а максимум ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs — в область частиц размерами 0,01—0,005 мм.

Для оценочных расчетов можно предположить, что основную активность радионуклидов в водных объектах переносят частицы взвеси размерами 0,005—0,05 мм. При таком предположении численное значение ψ с учетом температурных поправок можно оценить диапазоном величин

$2 \cdot 10^{-5} — 2 \cdot 10^{-3}$ м/с [8]. Аналогичные значения скорости переноса загрязняющих веществ из воды в донные отложения приводятся в [9; 30] для пестицидов и ряда химических загрязняющих веществ.

Скорость осадконакопления. Величина скорости осадконакопления W_c играет важную роль в модели миграции радионуклидов, так как в значительной степени определяет долю активности, практически безвозвратно переходящую из обменного слоя в эффективный слой донных отложений. Как правило, в пределах одного водоема (исключая литодинамические зоны) могут наблюдаться значительные вариации величины скорости осадконакопления $(0,1—15,0) \cdot 10^{-3}$ м/год [31]. Большие значения наблюдаются на глубинах выше средних — в местах разгрузки взвешенного материала.

При прогнозах содержания радионуклидов в водоемах значение W_c желательно уточнять с помощью натурных исследований, однако универсальная методика определения скорости осадконакопления не создана. Трудность в измерении этой величины заключается в том, что установка на дне водоема осадкоуловителей вносит искажения в процессы образования устойчивых к размыву отложений.

Для приближенных расчетов уровней радиоактивного загрязнения водоемов наиболее вероятное значение скорости осадконакопления находится в интервале величин $(0,5—2,5) \cdot 10^{-3}$ м/год [9; 33] и может быть выбрано с учетом значений этого параметра в водоемах-аналогах.

Для рек, если расчеты проводятся без учета различия участков русла, на которых происходит осадконакопление (плесов), с участками размыва (перекатов), значение W_c по мнению авторов, целесообразно принимать равным нулю.

4.2.6. Оценка объемного веса донных отложений в водоемах

Объемный вес донных отложений (наносов) определяется по отношению объема сухого образца отложений к его первоначальному объему, отвечающему естественной влажности. Между объемным весом донных отложений, их удельным весом и пористостью существует зависимость [34]

$$m = \rho(1 - \varepsilon). \quad (4.27)$$

В [5] предложен способ определения объемного веса верхнего обменного слоя донных отложений m_{b1} с помощью вакуумного пробоотборника. На основании экспериментальных работ на ряде водоемов величина объ-

емного веса верхнего слоя донных отложений m_{b1} может быть выбрана из интервала значений 0,03—0,15 кг/м³.

Величина объемного веса эффективного слоя донных отложений m_{b2} зависит от типа отложений и осадочных пород. В табл. 4.5 приводятся характерные значения m_{b2} [25]. Эти данные могут быть использованы для предварительных расчетов.

Таблица 4.5. Объемная масса скелета некоторых донных отложений и осадочных пород, 10³ кг/м³

Донные отложения				Осадочные породы			
Тип отложения	Средняя масса	Максимальная масса	Минимальная масса	Тип осадочных пород	Средняя масса	Максимальная масса	Минимальная масса
Песок	1,58	2,00	1,17	Песок	1,66	1,75	1,58
Ил песчанистый	0,80	1,21	0,34	Супесь	1,62	1,72	1,58
Ил глинистый	0,54	0,93	0,17	Суглинок	1,59	1,74	1,46
Ил торфянистый	0,25	0,46	0,08	Торф	0,20	—	—

4.2.7. Определение параметров, характеризующих источник поступления радиоактивных веществ в водоем

При нормальной эксплуатации предприятий ядерного топливного цикла в водные объекты отводится строго регламентированное нормами сброса малое количество радиоактивных веществ, которое, несмотря на дискретный характер поступления, можно усреднить на временном интервале прогноза и условно считать постоянным. Для рассматриваемого радионуклида скорость поступления в этом случае определяется из условия

$$R(t) = R_0 = \text{const.} \quad (4.28)$$

Аварийное поступление радионуклидов в водный объект A_0 может происходить вследствие аэрозольных выпадений на зеркало водоема A_0^a и залповых сбросов загрязненных радиоактивными веществами вод A_0^b :

$$A_0 = A_0^a + A_0^b, \text{ Бк.} \quad (4.29)$$

Аэрозольные выпадения радионуклидов на зеркало водного объекта можно рассчитать по формуле

$$A_0^a = \int_{\Omega} \sigma(\theta) d\theta \approx \sum_{j=1}^n \sigma_j \Omega_j,$$

где j — индекс загрязненного участка площади зеркала; Ω_j — площадь участка зеркала водоема, м^2 ; σ — плотность аэрозольного выпадения, $\text{Бк}/\text{м}^2$.

Залповый сброс радионуклидов в водоем можно определить по формуле

$$A_0^b = VC^b,$$

где V — объем загрязненных сточных вод, м^3 ; C^b — средняя концентрация радионуклидов в сточных водах, $\text{Бк}/\text{м}^3$.

В соответствии с (3.51) зависимость от времени скорости поступления радионуклидов при хроническом загрязнении водоема может условно описываться выражением

$$R(t) = P_0 \exp(-\mu t), \text{ Бк/с.} \quad (4.30)$$

Как указывалось в главе 3, если хроническое загрязнение водоема связано с аэрозольным загрязнением водосборных площадей, начальная скорость поступления радионуклида определяется выражением

$$P_0 = \int_0^{F_s} \chi \sigma(\theta) d\theta, \text{ Бк/с,} \quad (4.31)$$

где F_s — площадь водосбора водоема, м^2 ; σ — плотность радионуклидного загрязнения водосбора, $\text{Бк}/\text{м}^2$; χ — коэффициент смыва данного радионуклида, с^{-1} .

μ имеет смысл коэффициента самоочищения загрязненного водосбора. Значение этого коэффициента определяется по формуле

$$\mu = \lambda + \chi + \varphi, \quad (4.32)$$

где φ — коэффициент выноса радионуклида при ветровом подъеме, с^{-1} ; λ — постоянная распада, с^{-1} .

В табл. 4.6 приведены экспериментальные значения коэффициента смыва [25; 29; 37] и расчетные значения коэффициента μ для некоторых дозообразующих радионуклидов. В расчетах предполагалось, что величина коэффициента ветрового выноса φ в (4.32) не превышает значения $1 \cdot 10^{-5} \text{ год}^{-1}$.

Таблица 4.6. Значения коэффициентов самоочищения загрязненных водосборов, рассчитанные на основании экспериментальных оценок среднегодового коэффициента смыва

Радионуклид	Среднегодовой коэффициент смыва, 10^{-3} год $^{-1}$	Коэффициент самоочищения загрязненного водосбора, год $^{-1}$
^{90}Sr	2—6	0,03
^{106}Ru	1—2	0,70
^{125}Sb	0,3—1	0,25
^{134}Cs	1—4	0,34
^{137}Cs	1—4	0,03
^{144}Ce	0,5—1	0,88
^{60}Co	0,5—1	0,13
^{239}Pu	0,5—1	0,001

Литература

1. Учет параметров гидрологической дисперсии радиоактивных веществ при выборе площадок для АЭС / МАГАТЭ. — Вена, 1987. — 115 с. — (Сер. изданий по безопасности; 50 SG-S6).
2. Fischer H. B. Longitudinal Dispersion in Laboratory and Natural Streams: Report No. KH-R-12 / W.M. Keck-Laboratory of Hydraulics and Water Resources, California Inst. of Technology. — Pasadena, 1966.
3. Вартазаров С. Я. Применение радиоактивных изотопов в гидравлических и гидрогеологических исследованиях. — М.: Атомиздат, 1967. — 185 с.
4. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод Под ред. А. В. Караушева. — Л.: Гидрометеиздат, 1987. — 287 с.
5. Носов А. В. Оценка толщины обменного слоя донных отложений в замкнутых и слабопроточных водоемах // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 10. — С. 108—110.
6. Гришанин К. В. Динамика русловых потоков. — 2-е изд. — Л.: Гидрометеиздат, 1979. — 311 с.
7. Van de Graaf J., Van Overun J. Evolution of sediment transport in coast engineering practice // Coastal Eng. — 1979. — Vol. 3. — P. 19—28.
8. Справочник по гидравлике. — 2-е изд. / Под ред. В. А. Большакова. — Киев: Вища шк., 1984. — 343 с.

9. *Di Toro D. M., O'Connor D. J., Thomann R. V. et al.* Simplified model of the fate portioning chemicals in lakes and streams // *Modelling the fate of chemicals in aquatic environment*. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1982. — P. 165—190.
10. *Smith J. T., Elder D. G.* A comparison of models for characterizing the distribution of radionuclides with depth in soils // *European J. of Soil Science*. — 1999. — № 50. — P. 295—307.
11. *Судольский А. С.* Обоснование формул расчета скорости ветрового течения в водоемах ограниченных размеров // *Труды ГГИ*. — 1980. — Вып. 263. — С. 86—93.
12. *Карпушев А. В.* Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 270 с.
13. *Носов А. В., Иванов А. Б., Алексеенко В. А. и др.* Методические рекомендации по радиационному контролю водных объектов // *Сборник методик по радиационному контролю*. — М.: Госкомэкологии России, 1998. — С. 30—39.
14. *Coughtrey P. J., Thorne M. C.* Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A Critical Review of Data. — Vol. 1—3. — Rotterdam, 1983.
15. Радиоизотопные методы исследования в инженерной геологии и гидрологии / Под ред. В. И. Ферронского. — М.: Атомиздат, 1977. — 303 с.
16. *Жовинский А. Н., Жовинский В. Н.* Инженерный экспресс-анализ случайных процессов. — М.: Энергия, 1979. — 113 с.
17. *Olsen G. R., Simpson H. J., Peng T.-H. et al.* Mixing and accumulation rate effects on radionuclide depth profiles in Hudson Estuary sediments // *J. of geoph. res.* — 1981. — Vol. 86, № 11. — P. 11020—11028.
18. *Носов А. В., Сухоручкин А. К., Писарев В. В.* Оценка влияния внешней и продольной диффузии на динамику сорбции загрязняющего вещества донными отложениями водоема // *Прогнозирование и регулирование качества воды водоемов: Тезисы доклада*. — Таллин, 1985. — С. 139—141.
19. *Веницианов Б. В., Рубинштейн Р. И.* Динамика сорбции из жидких сред. — М.: Наука, 1983. — 237 с.
20. *Lerman A.* Time to chemical steady-states in Lakes and Ocean // *Nonequilibrium Systems in natural water chemistry*. — Washington, 1971. — P. 30—76.
21. *Носов А. В.* Прогноз содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях водоемов в зоне воздействия АЭС: Дис. ... канд. физ.-мат. наук. — М., 1990. — 160 с.
22. *Лыков А. В.* Теория теплопроводности. — М.: Гос. изд-во техн.-теор. лит., 1952. — 392 с.

23. 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. M. W. M. Miller. — Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1976. — P. 133—164.
24. Быков В. Д., Васильев А. В. Гидрометрия. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 448 с.
25. Носов А. В., Писарев В. В., Войцехович О. В. и др. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС: РД 52.26.174-88. — М.: Госкомгидромет СССР, 1988. — 49 с.
26. Bechteler W. Stochastische modelle zur simulation des transportes suspendierter feststoffe // Die Wasserwirtschaft. — 1981. — 4, Heft 5. — S. 111—119.
27. Войцехович О. В., Каневец В. В., Носов А. В. Гидролитодинамические аспекты радиационного мониторинга водохранилищ днепровского каскада // Изотопы в гидросфере: Тезисы доклада. — М.: ИВП АН СССР, 1989. — С. 100—102.
28. Алексеевский Н. И. Гидрофизика: учебник для студентов вузов. — М.: Изд. центр «Академия», 2006. — 176 с.
29. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Новицкий М. А. и др. Прогнозирование вторичных радиоактивных загрязнений рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 2. — С. 5—13.
30. Борзилов В. А., Возженников О. И., Новицкий М. А. и др. Математическая модель поступления и переноса химикатов по большой реке // Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде: Труды советско-американского симпозиума, Айова-Сити, США, октябрь 1987 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1991. — С. 140—159.
31. Богословский Б. Б., Самохин А. А., Иванов К. Е., Соколов Д. П. Общая гидрология. — Л.: Гидрометеиздат, 1984.
32. Bansal M. K. Dispersion in natural streams / J. Hydr. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng. — 1971. — № HY11. — P. 1867—1896.
33. Kusuda et al. Depositional process of fine sediments // Water Sci. and Technol. — 1982. — Vol. 14, № 4—5. — P. 175—184.
34. Аполлов Б. А. Учение о реках. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1963. — 418 с.
35. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment / IAEA. — Vienna, 2001. — (Safety report series № 19).
36. Франк-Каменецкий Д. А. Диффузия и теплопередача в химической кинетике. 2-е изд. — М.: Наука, 1967. — 491 с.

37. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Новицкий М. А. и др. Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосбора тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 1. — С. 5—13.
38. Носов А. В., Ашанин М. В., Иванов А. Б., Мартынова А. М. Радиоактивное загрязнение Енисея, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината // Атомная энергия. — 1993. — Т. 74, вып. 2. — С. 144—149.
39. Быстров А. В., Клименко О. А. К вопросу определения коэффициента продольной дисперсии в турбулентных потоках // Водные ресурсы. — 1990. — № 5. — С. 174—177.

Глава 5

Программный комплекс «Кассандра»

Водная миграция радиоактивных и других загрязняющих веществ играет существенную роль в задачах охраны здоровья человека и окружающей среды. Реки переносят радиоактивные вещества на большие расстояния от источника. Долгоживущие радионуклиды, накапливаясь в донных отложениях и береговой зоне, могут служить источником облучения населения и гидробионтов в течение длительного времени. Загрязнение радионуклидами рек и водоемов, а также их пойм приводит к облучению населения за счет потребления загрязненной рыбы и питьевой воды, купания, рыбной ловли, пребывания на загрязненной территории, потребления растительной пищи, выращенной на загрязненной территории, потребления мяса и молока животных, водопой и выпас которых происходили на загрязненной территории. Поэтому представляется важным правильно прогнозировать распространение и накопление радионуклидов в воде и донных отложениях рек и водоемов, а также оценивать дозы облучения населения. Для решения этих задач в ИБРАЭ РАН был разработан перспективный программный комплекс «Кассандра» [1]. Он позволяет моделировать распространение, накопление и миграцию радиоактивных веществ в реках и водоемах. Кроме того, «Кассандра» позволяет оценивать дозы облучения населения от водопользования.

Комплекс «Кассандра» применим как для расчета последствий аварийных ситуаций, так и для моделирования загрязнения и оценки доз облучения, являющихся результатом штатных сбросов и выбросов от радиационно-опасных объектов (РОО). «Кассандра» может использоваться на всех стадиях жизненного цикла РОО, включающих стадии проектирования строительства, эксплуатации, и на этапе вывода радиационно-опасных объектов из эксплуатации. Помимо этого, «Кассандра» дает возможность оперативно оценивать последствия радиоактивного загрязнения водных объектов при наличии ограниченной информации о водоеме и об источниках загрязнения, что может быть жизненно важно в кризисных ситуациях. Она позволяет повышать точность прогнозов при появлении дополнительных данных измерений.

В системе «Кассандра» используются двухкамерные модели миграции радионуклидов в водных объектах (см. **рис. 3.4**). Первая камера — водная масса, вторая — слой донных отложений. В водной массе рассматриваются растворенные в воде и сорбированные на взвеси радионуклиды, в донных отложениях — радионуклиды, сорбированные непосредственно в донных отложениях и находящиеся в поровой воде.

Модель водоема позволяет учитывать поступление радионуклидов в водный объект за счет разовых или постоянных сбросов, смыва их с загрязненного водосбора, выпадения из атмосферы и основные процессы миграции радионуклидов, связанные с сорбцией и десорбцией, осаждением и взмучиванием загрязненной взвеси, а также заилием и диффузией. Модель также учитывает проточность и потери воды в водоеме, связанные с испарением и фильтрацией.

Модель реки учитывает все механизмы миграции, перечисленные для водоемов, а также включает в рассмотрение адвективный перенос и турбулентную дисперсию. Кроме того, существует возможность учесть обмен загрязняющей примесью между основным и подрусловым потоками реки.

«Кассандра» интегрирована на базе технологий геоинформационных систем (ГИС) с моделями атмосферного переноса и выпадения радионуклидов. Это означает, что можно подготовить электронную карту окрестностей радиационно-опасного объекта. В этой карте будут храниться пространственно распределенные данные о водных объектах, численности населения и особенностях водопользования.

Кроме того, благодаря ГИС-технологиям «Кассандра» может принимать от моделей атмосферного переноса данные о выпадении радиоактивных веществ на водные объекты и использовать их при моделировании. В частности, «Кассандра» интегрирована с комплексом «Нострадамус», используемым при расчетах атмосферного переноса радиоактивных веществ в ИБРАЭ РАН.

Расчеты могут производиться по отдельным объектам, а также в пакетном режиме — сразу по всем водным объектам, относительно которых имеется минимальный набор необходимых данных. Результаты расчета могут быть переданы в ГИС для отображения на карте.

«Кассандра» успешно прошла валидацию путем сравнения результатов моделирования с экспериментальными данными о радиоактивном загрязнении рек Течи и Плавы, водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и ряда других водоемов, загрязненных в результате аварии 1986 г. [3].

В состав системы входят:

1. Модель миграции радионуклидов в слабопроточных водоемах, которая позволяет рассчитывать аварийное загрязнение водоемов в соответствии с «Методикой прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС» [5].
2. Модель миграции радионуклидов в реках.
3. Модель расчета доз внутреннего и внешнего облучения от водопользования, разработанная в соответствии с «Нормами радиационной безопасности (НРБ-99)». Она позволяет учитывать все основные пути облучения

от водопользования: потребление питьевой воды, рыбы, потребление овощей, выращенных на орошаемых землях, потребление мяса и молока скота, водопой которого происходил из загрязненного водоема, а выпас — на загрязненной пойме. Кроме того, может быть учтено внешнее облучение: при купании, рыбной ловле, плавании на лодке, пребывании на берегу, на заливных и орошаемых землях. «Кассандра» позволяет рассчитывать эквивалентные дозы облучения на отдельные органы и эффективную дозу на все тело для различных групп населения. Это могут быть как различные возрастные группы, так и просто группы населения, различающиеся по рациону питания и видам водопользования. Общая схема расчета доз облучения представлена на **рис. 5.1**.

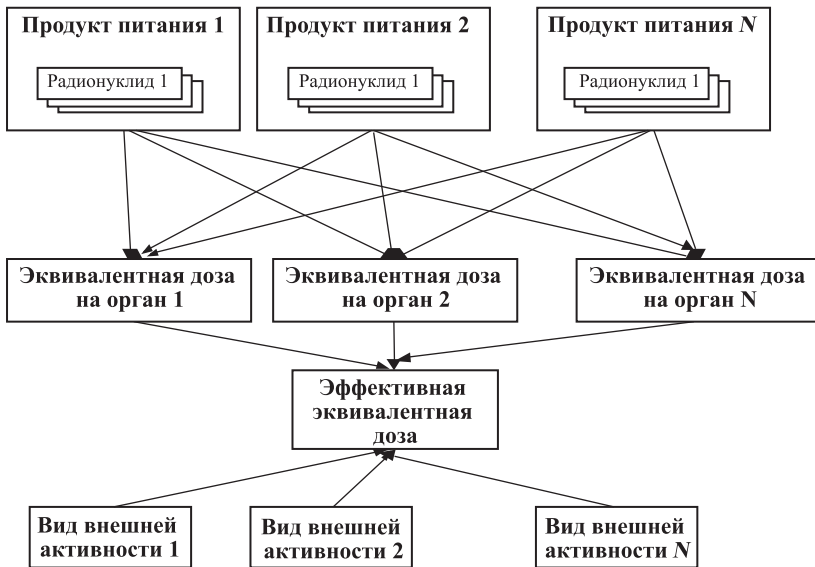


Рис. 5.1. Общая схема расчета доз облучения

4. Географическая оболочка разработана на базе ГИС («Mapinfo»). Функция ГИС в «Кассандре» — хранение пространственно-распределенной информации (о водных объектах, местном населении и характере водопользования), отображение результатов расчетов на карте местности, прием информации об атмосферных выпадениях и расчет поступления радионуклидов от них в водные объекты.

5.1. Модель слабопроточного водоема

Как уже указывалось, моделирование слабопроточного водоема в «Кассандре» осуществляется при помощи двухкамерной модели, которая отражает обменные процессы, протекающие между радионуклидами, растворенными в воде, сорбированными на взвешенных частицах и находящимися в донных отложениях. Модель является дальнейшим развитием модели, описанной в подразделе 3.6.1. Основные механизмы миграции и перераспределения радионуклидов в водоеме изображены на **рис. 3.4**. Система уравнений идентична (3.44).

Для проведения расчетов помимо сведений о водоеме требуется информация о начальном загрязнении воды и донных отложений, а также об источнике радионуклидного загрязнения. В «Кассандре» выражение для источника записывается следующим образом:

$$F = \frac{A_0}{V} \delta_+(t) + \frac{P_0}{V} \exp(-\mu t) + P.$$

Здесь первый член описывает разовое радионуклидное загрязнение водоема за счет атмосферных выпадений и (или) залпового сброса сточных вод, второй член — хроническое загрязнение водоема за счет смыва радионуклидов с загрязненного водосбора, третий член — хроническое загрязнение водоема, связанное с поступлением сточных вод, содержащих радиоактивные вещества. $\delta_+(t)$ — односторонняя импульсная функция; A_0 — суммарное разовое поступление радионуклида в водоем в результате атмосферных выпадений и (или) залпового сброса сточных вод, Бк; μ — коэффициент самоочищения загрязненного водосбора, с^{-1} ; P_0 вычисляется по формуле (4.31).

Решение системы уравнений (3.44) может быть найдено аналитически.

«Кассандра» позволяет проводить оценку максимального содержания радионуклидов в воде, которое связано с ветроволновым взмучиванием загрязненных донных отложений при неблагоприятных гидрометеорологических условиях. При сильном ветре или иных неблагоприятных метеорологических условиях происходит размыв донных отложений и сильно повышается мутность воды. Если донные отложения загрязнены радионуклидами с большими коэффициентами распределения (например, радиоцезием), то концентрация радионуклидов в воде может временно многократно возрасти. Этот факт требуется учитывать, так как он может влиять на дозы облучения от водопользования. В «Кассандре» учет данного фактора также реализован в соответствии с [5]. Оценка влияния ветроволнового

взмучивания производится консервативным образом — оценивается максимально возможная концентрация радионуклидов $C_{w,max}$ в воде исходя из транспортирующей способности потока S_{tr} при штормовых условиях (кг/м^3) [4].

Максимальное содержание радионуклида в воде водоема с учетом ветроволнового подъема части загрязненных донных отложений рассчитывается по формуле

$$C_{w,max} = C_w + C_b \frac{S_{tr} - S_1}{m}, \text{ Бк/м}^3,$$

где C_w — содержание радионуклида в воде при средних гидрометеоусловиях, Бк/м^3 ; C_b — содержание радионуклида в донных отложениях, Бк/м^3 ; S_1 — мутность воды при средних гидрометеоусловиях, кг/м^3 ; m — объемный вес донных отложений, кг/м^3 .

5.2. Модель реки

Основные допущения и предположения, сделанные при построении модели, таковы:

- концентрация радионуклидов, а также все характеристики реки усреднены по поперечному сечению реки, т. е. перемешивание в русле реки в направлении, перпендикулярном течению, происходит мгновенно и равномерно;
- масштаб усреднения вдоль реки принят много большим, чем ширина реки;
- миграция радионуклидов на взвеси полидисперсного гранулометрического состава описывается процессами, определяемыми монодисперсной взвесью характерного размера с эквивалентными сорбционными свойствами;
- процессы сорбции, десорбции радионуклидов взвесью и донными отложениями мгновенны, обратимы и описываются линейной изотермой с постоянным коэффициентом распределения K_d ;
- динамические факторы (течения) на величину диффузионного коэффициента массообмена радионуклидов не влияют;
- в процессах взаимодействия донных отложений с водой главную роль играет эффективный слой донных отложений, толщина которого оценивается либо определяется экспериментально;

- активность биомассы по сравнению с содержанием радионуклидов в донных отложениях пренебрежимо мала.

Модель реки в «Кассандре» базируется на системе уравнений (3.84), дополненной уравнением, описывающим вертикальную миграцию радионуклидов в слое донных отложений с соответствующими граничными условиями. Интенсивность размыва донных отложений учитывается выражением

$$\psi = v \frac{S_1}{m} - W_c.$$

В окончательном виде система дифференциальных уравнений модели реки имеет вид

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial (AC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - E_x A \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - \frac{AC_w v \alpha_{Tw}}{H} - \\ & - \frac{A \xi \alpha_{Pw} C_w}{H} + \frac{AC_b \alpha_{Tb}}{H} \left(v \frac{S_1}{m} - W_c \right) + \frac{A \beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ & - \frac{K_{II} A Q_{II} C_w \alpha_{Pw}}{H} + F, \\ & \frac{\partial C_b(x, t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{v S_1 C_b \alpha_{Tb}}{mh} + \frac{W_c C_b \alpha_{Tb}}{h} - \\ & - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h}, \\ & \frac{\partial C_{bz}(x, z, t)}{\partial t} = -W_c \frac{\partial C_{bz}}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C_{bz}}{\partial z^2} - \lambda C_{bz}, \\ & C_b(x, t) = C_{bz}(x, z, t) \Big|_{z=0}, \\ & \frac{\partial C_{bz}}{\partial z} = 0 \Big|_{z=L}, \end{aligned} \right. \quad (5.1)$$

где L — нижняя граница слоя донных отложений, м; z — координата вглубь слоя донных отложений, м; D — коэффициент диффузии радионуклидов вглубь донных отложений, м²/с; ξ — коэффициент массообмена растворенных в воде радионуклидов между основным и подрусловым потоком, м/с. Подробнее о значении параметра ξ см. в главе 6. Остальные обозначения совпадают с обозначениями в (3.82).

На левой границе (вверх по течению) принимается следующее граничное условие: концентрация радионуклидов в воде и донных отложениях во все моменты времени известна и задана. Граничным условием на правой

границе (вниз по течению) является предположение, что сток каждого радионуклида пропорционален градиенту концентрации на правой границе и расходу воды, но не может быть меньше нуля. Предполагается, что начальная концентрация радионуклидов в воде и донных отложениях задана на всем протяжении расчетного участка.

Таким образом, модель реки, как и описанная выше модель водоема, является камерной. В то же время модель реки можно считать имитационной, поскольку расчет строится на имитации миграции радионуклидов вдоль русла реки, а решение системы уравнений в общем случае может быть найдено только численными методами.

Учет процесса вертикальной миграции радионуклидов по профилю донных отложений может иметь существенное значение при прогнозировании переноса радионуклидов в реках. Чтобы пояснить это, рассмотрим гипотетическую реку, в которую в течение многих лет производились сбросы долгоживущих сильно сорбируемых радионуклидов (например, радиоцезия). После прекращения сбросов моделирование миграции радионуклидов в такой реке при помощи системы дифференциальных уравнений (3.82) предполагает достаточно быстрое передвижение максимально загрязненного пятна донных отложений от места сброса вниз по реке. На практике скорость передвижения загрязненных пятен донных отложений вниз по реке инструментальными методами на временном интервале до 10 лет практически не наблюдается [9; 10]. Чтобы учесть это, система уравнений должна быть дополнена уравнением, учитывающим вертикальную миграцию радионуклида [6].

«Кассандра» позволяет проводить расчеты как с учетом вертикальной миграции радионуклидов, так и для более простых случаев, используя систему дифференциальных уравнений (3.82). В «Кассандре» реализована модель, позволяющая проводить оценки скорости переноса долгоживущих радионуклидов по рекам за большие промежутки времени [11]. Эта модель строится при следующих дополнительных предположениях:

- характеристики потока слабо меняются во времени;
- запас радионуклида в донных отложениях медленно меняется вдоль потока;
- радионуклиды, находящиеся в водной массе и донных отложениях, постоянно находятся в равновесии;
- влияние диффузии радионуклидов вглубь донных отложений пренебрежимо мало;
- из первого уравнения (5.1) исключен член, описывающий испарение (значимый только для трития), так как данная модель предназначена для учета влияния донных отложений.

При этих предположениях система (5.1) сводится к уравнению, в котором отсутствуют члены, описывающие перераспределение радионуклидов между водной массой и донными отложениями, так как предполагается, что они постоянно находятся в равновесии. В результате влияние донных отложений сводится к тому, что перенос радионуклидов вдоль русла осуществляется с некоторым коэффициентом замедления, а также к снижению удельной активности радионуклидов в воде в каждой точке в каждый момент времени [11].

«Кассандра» дает возможность проводить расчеты при разных уровнях детализации входных данных, т. е. могут осуществляться предварительные оценки содержания радионуклидов в воде и донных отложениях для рассматриваемых водных объектов на основании заложенных в системе типичных значений характеристик (сорбционных и других), а при получении дополнительных данных расчеты могут уточняться. Это позволяет использовать «Кассандру» на разных стадиях жизненного цикла радиационно-опасных объектов.

Проиллюстрируем это на примере. Моделирование распространения радионуклидов требует, в частности, информации об объемном весе донных отложений, коэффициентах распределения и т. д. Эти данные, как правило, известны на этапе эксплуатации радиационно-опасного объекта, но на этапе проектирования столь детальная информация может отсутствовать. «Кассандра» содержит базу данных типичных значений параметров, используемых при моделировании. Например, упомянутые параметры могут быть оценены, если известен преобладающий тип донных отложений. Значения этих параметров для каждого типа донных отложений присутствуют в базе данных программного комплекса. Пользователь «Кассандры» может по своему усмотрению выбрать, какие параметры будут оцениваться или рассчитываться (на экране они на сером фоне и недоступны для редактирования), а по каким есть данные измерений — они будут внесены в систему напрямую (на экране они на белом фоне и доступны для редактирования).

На **рис. 5.2** можно видеть: в одном окне вводятся все необходимые данные по слабопроточному водоему, информация о начальном загрязнении и поступлении радионуклидов в водоем и выдаются результаты расчета. Аналогично на экране модели реки (**рис. 5.3**) вся основная информация также размещена в одном окне. «Кассандра» обладает современным дружелюбным пользовательским интерфейсом.

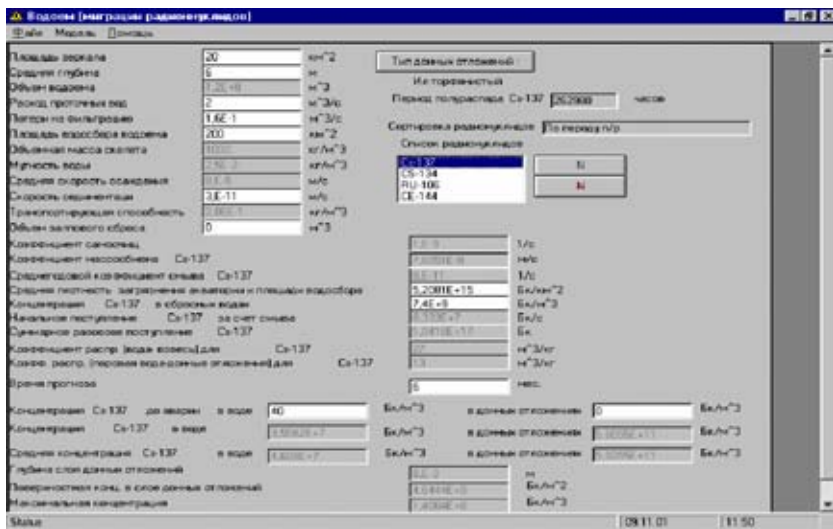


Рис. 5.2. Пример экрана «Моделирование слабопроточного водоема»

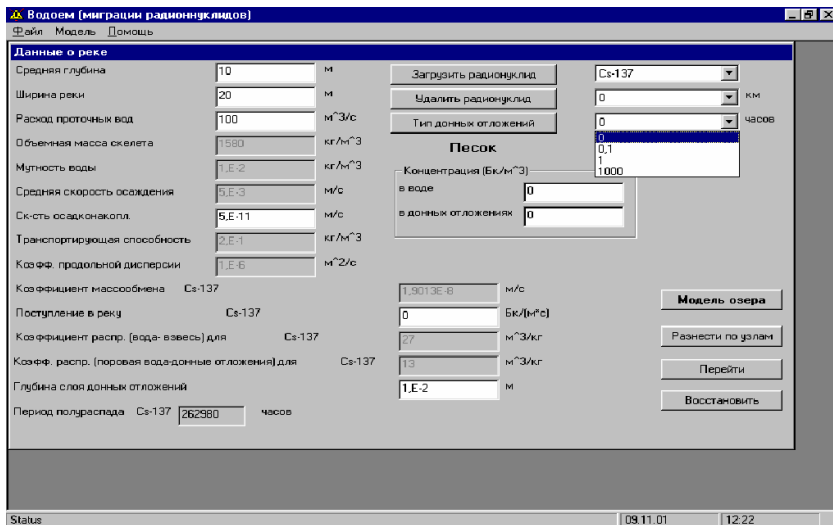


Рис. 5.3. Пример экрана «Моделирование реки»

Другим важным достоинством «Кассандры» является то, что она позволяет регулировать набор учитываемых процессов. Определенный процесс может быть значим в одном случае и незначим в другом. Данные, необходимые для учета того или иного процесса, могут отсутствовать или быть

ненадежными. Часто результат моделирования с учетом ненадежных данных может вносить более существенные погрешности в расчеты, чем полное исключение процесса из рассмотрения. Поэтому при моделировании имеет смысл исключать из рассмотрения незначимые процессы.

Так, при долгосрочном прогнозировании на масштабах времени, которые значительно превышают время установления равновесия между радионуклидами, находящимися в воде и в донных отложениях, а также при прогнозировании загрязнения радионуклидами, слабо сорбирующимися на взвеси, можно использовать упрощенную модель переноса. В противном случае следует использовать основную модель. При этом в некоторых случаях часть процессов может быть исключена из рассмотрения. Например, при отсутствии надежных данных о коэффициенте диффузии в донных отложениях следует исключить из рассмотрения процесс вертикальной диффузии в донных отложениях. В этом случае решение задачи (5.1) сведется к решению системы из двух уравнений, а не из трех, а сама задача станет полностью одномерной. Однако, как уже указывалось, при прогнозировании последствий долговременных сбросов в одном створе учет вертикальной диффузии может быть очень важен, так как пренебрежение им в некоторых случаях дает принципиально неверные результаты.

5.3. Расчет доз облучения от водопользования

Мерой негативного воздействия радиоактивных веществ на здоровье населения является доза облучения. Поэтому для принятия решений помимо прогнозирования содержания радионуклидов в компонентах водных экосистем необходимо оценивать дозовые нагрузки для различных групп населения. Мерой радиоактивного облучения отдельного органа человеческого тела является эквивалентная доза. Эквивалентная доза вычисляется как произведение поглощенной дозы в данном органе на взвешивающий коэффициент для данного вида излучения. Мерой облучения всего организма человека — мерой риска возникновения отдаленных последствий облучения является эффективная (эквивалентная) доза, представляющая собой сумму произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на коэффициенты, учитывающие их радиочувствительность. В целом мерой воздействия радиоактивного облучения на организм человека принято считать эффективную дозу. Более подробно методы оценки последствий радиационного облучения описаны в [7].

Для оценки доз облучения от водопользования и анализа наиболее эффективного метода снижения дозовых нагрузок на население служит предусмотренная в комплексе «Кассандра» модель «Внутреннее и внешнее облучение». Она позволяет оперативно рассчитывать дозы облучения с учетом различных видов водопользования разными группами населения. Учитываемые пути облучения были перечислены выше. Расчеты могут производиться на основании данных о содержании радионуклидов в воде и донных отложениях, полученных от моделей миграции радионуклидов (разделы 5.1 и 5.2) или на основании измеренных данных.

Компьютерная модель состоит из трех основных окон — «Внешнее облучение», «Внутреннее облучение» и «Сводные результаты расчета». Вид последнего окна приведен на **рис. 5.4**. В этом окне приводится эффективная доза, эквивалентные дозы на отдельные органы, вклад в общую дозу отдельных радионуклидов, отдельных продуктов питания, отдельных видов водопользования. Это позволяет выделить основные критические пути облучения.

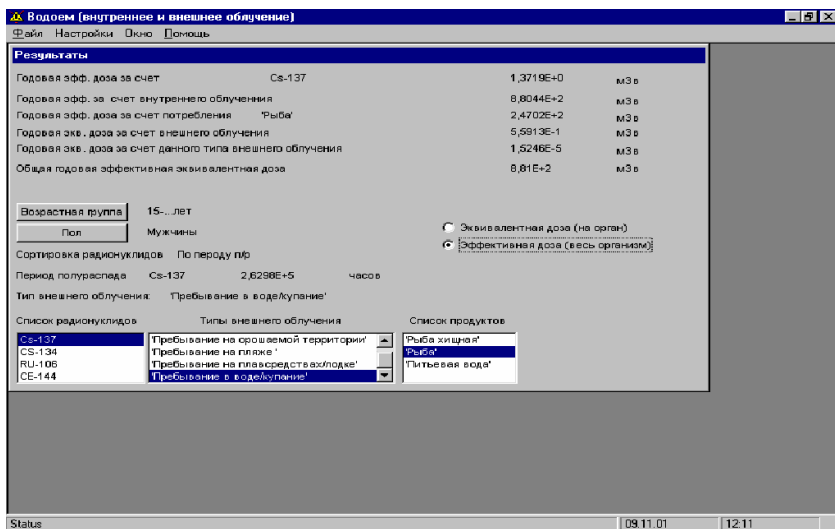


Рис. 5.4. Пример экрана «Расчет доз»

Как и модели миграции радионуклидов в реке и водоеме, описанные выше, модель расчета доз позволяет проводить оценки при наличии минимальной входной информации и повышать точность расчета при появлении дополнительной информации. Например, в случае отсутствия данных измерений о содержании радионуклидов в рыбе необходимая информация будет получена на основании коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе.

5.3.1. Расчет внешнего облучения

Внешнее облучение от фотонного или бета-излучения радионуклида r при купании или нахождении на плавсредствах (лодке) вычисляется по формуле

$$H_{ri} = C_{wr} G_i T_i R_r^v P,$$

где C_{wr} — объемная активность радионуклида r в воде водоема, Бк/л; H_{ri} — доза за период P (год⁻¹) от радионуклида r за счет i -го пути облучения (1 — купание, 2 — нахождение на плавсредствах), Зв/год; G_i — геометрический фактор облучения (при погружении $G_1 = 1$, при нахождении на лодке $G_2 = 0,5$); T_i (соответственно T_1 и T_2) — продолжительность купания и нахождения на лодке в течение периода (года), с·год⁻¹; R_r^v — дозовый коэффициент облучения от воды для радионуклида r , Зв·м³/(Бк·с). Значения этого и других дозовых коэффициентов для различных возрастных групп приведены в [2] и включены в базу данных системы «Кассандра».

Внешнее облучение от донных отложений и пребывания на пляже вычисляется по формуле

$$H_{ri} = C_r^s G_i T_i R_r^s P,$$

где $i = 3$ — пребывание на заливных лугах в пойме рек (на поверхности донных отложений), $i = 4$ — пребывание на пляже, $i = 5$ — пребывание на орошаемой территории; T_i (соответственно T_3, T_4, T_5) — продолжительность соответствующего вида внешней активности в течение периода (года), с·год⁻¹; G_i — геометрический фактор облучения: при пребывании на поверхности донных отложений $G_3 = G_5 = 1$ (при пребывании на заливных лугах в пойме рек и на орошаемой территории), при пребывании на пляже $G_4 = 0,2$; C_r^s — поверхностная активность радионуклида r в донных отложениях, Бк/м²; R_r^s — дозовый коэффициент при облучении от поверхности почвы для радионуклида r , Зв·м³/(Бк·с).

Общее внешнее облучение определяется суммой по всем радионуклидам и путям облучения (видам водопользования).

5.3.2. Алгоритм расчета внутреннего облучения

Эквивалентная годовая доза на орган j от радионуклида r при потреблении питьевой воды, рыбы и другой водной биоты для возрастной группы a вычисляется по формуле

$$H_{iarj}^{in} = A_{iar} R_{arj} P,$$

где H_{iarj}^{in} — эквивалентная доза за период P на орган j от радионуклида r за счет потребления данного продукта (i — номер продукта) для лица возрастной группы a , Зв/год; R_{arj} — дозовый коэффициент при поступлении радионуклида r при заглатывании для органа j лица возрастной группы a , Зв/Бк; A_{iar} — поступление радионуклида r с i -м продуктом для лиц возрастной группы a , Бк/год.

$$A_{iar} = C_{ir} U_{iar},$$

где U_{iar} — годовое потребление i -го продукта (питьевой воды, рыбы и т. д.) лицом возрастной группы a , кг/год; C_{ir} — концентрация радионуклида r в i -м продукте, Бк/кг.

Как указывалось выше, при отсутствии данных измерений о концентрации радионуклида в i -м виде водной биоты эта концентрация может быть консервативно оценена по формуле

$$C_{ir} = K_{ir} C_{wr},$$

где C_{wr} — объемная активность радионуклида r в воде водоема, Бк/л; K_{ir} — коэффициент биоаккумуляции радионуклида r в мышечной ткани рыб, моллюсков и др., (Бк/кг)/(Бк/л). Оценочные значения данного коэффициента предложены в [8].

Эквивалентная доза на орган j для представителя возрастной группы a рассчитывается как сумма доз от всех радионуклидов по всем потребляемым продуктам:

$$H_{ja}^{in} = \sum_i \sum_r H_{jrai}^{in}.$$

Эффективная доза от внутреннего облучения для представителя возрастной группы a рассчитывается по формуле

$$H_a^{in} = \sum_j H_{ja}^{in} K_j,$$

где K_j — взвешивающий коэффициент для данного органа или ткани. Значения этой величины приводятся, например, в [2] и включены в базу данных системы «Кассандра».

Общая эффективная доза от внутреннего и внешнего облучения для представителя возрастной группы a вычисляется по формуле

$$H_a = H_a^{in} + H^{ex}.$$

5.4. Последовательность действий при проведении расчетов при помощи комплекса «Кассандра»

Расчеты на комплексе «Кассандра» можно условно разделить на пять этапов.

Подготовительный этап. Сбор и занесение в базу данных информации о поверхностных водах региона радиационно-опасного объекта (существующего или проектируемого), в частности, информации о водных объектах, местном населении, особенностях водопользования, возможных путях попадания радионуклидов в водоемы. Подготовка электронных карт местности¹.

Определение источника. Определение путей и объемов поступления радионуклидов в водные объекты. В частности, для случаев атмосферного загрязнения поверхностных вод от выпадений радионуклидов «Кассандра» на основании данных о радиоактивном следе и местоположении водных объектов вычисляет поступление радионуклидов на зеркало и водосборы водоемов.

Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях водных объектов. На основании входных параметров, определяющих миграцию радионуклидов в водном объекте, и данных, характеризующих источник поступления активности, расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях в зависимости от времени и пространственных координат. Оценка максимальной объемной активности радионуклидов в воде с учетом ветроволнового взмучивания.

Расчет доз облучения населения. На основе полученных на предыдущем этапе прогнозных значений по содержанию радионуклидов в воде и донных отложениях расчет дозы облучения населения.

¹ В Центре технической поддержки ИБРАЭ РАН Кризисного центра концерна «Росэнергоатом» существует база данных по действующим АЭС России. Это позволяет успешно применять «Кассандру» при проведении учений.

Анализ и интерпретация результатов. Анализ вклада отдельных радионуклидов и различных путей облучения в суммарную дозу облучения населения. Окончательные данные передаются в ГИС для отображения на карте (рис. 5.5).

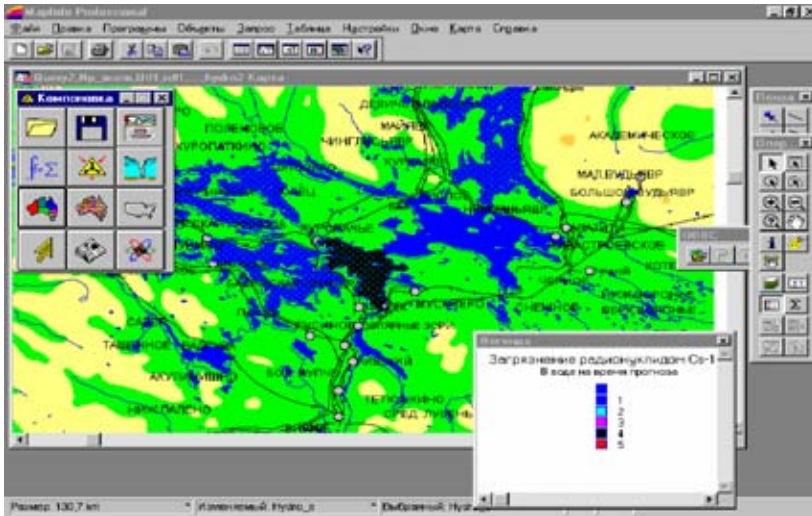


Рис. 5.5. Пример экрана «Отображение на карте результатов расчета»

5.5. Заключение

Кратко представленный в настоящей главе программный комплекс «Кассандра» является удобным инструментальным средством для прогнозирования возможного содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек и водоемов как при нормальной эксплуатации радиационно-опасных объектов, так и при возникновении аварийных ситуаций.

Предусмотренный в комплексе блок расчета доз облучения населения от водопользования позволяет оценивать последствия радиоактивного загрязнения водных объектов для нормальной эксплуатации РОО и аварий.

«Кассандра» позволяет проводить расчеты при разных уровнях детализации входных данных. Это дает возможность использовать комплекс на разных стадиях жизненного цикла радиационно-опасных объектов, включая предпроектную и проектную стадии расчетов.

Комплекс реализован с использованием геоинформационных технологий (ГИС). Это позволяет наполнять электронные карты района расположения

Р00 необходимыми данными о реках, водоемах, местном населении и характеристиках водопользования. Результаты расчетов могут быть представлены на электронной карте.

«Кассандра» может интегрироваться с моделями атмосферного переноса и получать от них необходимые для расчетов данные о выпадении радиоактивных веществ на водные объекты и их водосборы. Это позволяет использовать «Кассандру» при оперативном прогнозировании в кризисных центрах. В настоящее время «Кассандра» успешно применяется в Центре технической поддержки ИБРАЭ РАН Кризисного центра концерна «Росэнергоатом» в ходе учений на АЭС России.

Проверка моделей, включенных в программный комплекс, показала удовлетворительное соответствие результатов расчетов и данных измерений. Расчеты, выполненные в рамках международных проектов, показали, что комплекс «Кассандра» с достаточной степенью точности описывает процессы миграции радиоактивных веществ в реках и водоемах [12—15].

Достоинством комплекса является блочная структура, которая при необходимости позволяет включать в «Кассандру» сторонние модели рек и водоемов.

Литература

1. Крылов А. Л., Жилина Н. И., Казаков С. В. и др. Численное моделирование распространения радиоактивных веществ в поверхностных водоемах при радиационных авариях // Инженерная экология. — 2005. — № 1. — С. 33—41.
2. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1 758-99 / Минздрав России. — М., 1999.
3. Крылов А. Л. Разработка информационно-моделирующей системы «Кассандра» для оценки и анализа последствий радиационного загрязнения водоемов: Дис... канд. физ.-мат. наук. — М., 2002.
4. McDougall S., Hilton J., Jenkins A. A dynamic model of cesium transport in lakes and their catchments // Wat. Res. — 1991. — Vol. 25, Iss. 4. — P. 437—445.
5. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС: Методические указания: РД 52.26 174-88. — М.: ГК СССР по гидрометеорологии, 1988. — 49 с.
6. Кононович А. Л., Носов А. В. Продольный перенос вредных примесей речным потоком // Атомная энергия. — 2001. — Т. 90, вып. 1.

7. Краюшкин И. Е., Хохлов Н. В. Методы оценки медико-биологических последствий радиационного облучения. — М., 1992. — (Препринт / ИБРАЭ РАН; № 43).
8. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment / IAEA. — Vienna, 2001. — (Safety report series; № 19).
9. Носов А. В., Алексеенко В. А. Исследования радиоактивного загрязнения рек и малых водоемов в районах тульского «цезиевого пятна» в 1992 г. // Метеорология и гидрология. — 1996. — № 4. — С. 25—33.
10. Носов А. В., Мартынова А. М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК // Атомная энергия. — 1996. — Т. 1, вып. 3. — С. 226—232.
11. Новицкий М. А. Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле // Метеорология и гидрология. — 1993. — № 1. — С. 80—83.
12. Крылов А. Л., Носов А. В., Крышев А. И. и др. Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек // Метеорология и гидрология. — 2007. — № 7. — С. 81—92.
13. Kryshev I. I., Boyer P., Monte L. et al. Model testing of radioactive contamination by ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ of water and bottom sediments in the Techa River (Southern Urals, Russia) // Science of the Total Environment. — 2009. — Vol. 407, № 7. — P. 2349—2360.
14. Kryshev I. I., Kryshev A. I., Nosov A. V., Krylov A. L. Modelling the radionuclides transfer in the river system Techa — Iset — Tobol — Irtysh — Ob // International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation (23—27 April 2007, Vienna): Book of Extended Synopses. — [S. l.], 2007. — P. 332—333. — (IAEA-CN-145).
15. Крышев А. И., Крылов А. Л., Носов А. В., Бадалян К. Д. Моделирование распределения ^{90}Sr в воде и биоте реки Теча для сценария потенциальной аварии на гидротехнических сооружениях ПО «Маяк» // Труды международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». Москва, 5—6 декабря 2005. — Т. 3. — СПб.: Гидрометеоздат, 2006. — С. 129—135.

Глава 6

Примеры применения моделей для прогнозирования содержания радионуклидов в водных объектах

В данной главе приводится ряд примеров использования моделей миграции радионуклидов в практических задачах. На основании сравнения прогнозной (расчетной) концентрации некоторых радионуклидов в воде и донных отложениях с данными натурных исследований показаны возможности применения предложенных моделей для решения практических задач охраны окружающей среды, возникающих при нормальной эксплуатации предприятий ЯТЦ и в аварийных условиях.

В представленных в главе 3 моделях содержание радионуклидов в донных отложениях рассчитывается в единицах объемной активности — Бк/м³. В натурных исследованиях для донных отложений чаще всего приводится удельная активность (весовая концентрация) в Бк/кг, отнесенная к массе сухой навески. Для перехода от объемной концентрации к весовой можно использовать следующее соотношение:

$$C_d = \frac{C_b \alpha_{tb}}{m_b}, \quad (6.1)$$

где C_d — весовая концентрация радионуклида в слое донных отложений, Бк/кг; C_b — объемная концентрация радионуклида в слое донных отложений, Бк/м³; α_{tb} — доля радионуклида, сорбированного твердой фазой в слое донных отложений, б/р; m_b — объемный вес слоя донных отложений, кг/м³.

6.1. Хроническое поступление радионуклидов при нормальной эксплуатации РОО

6.1.1. Моделирование миграции радионуклидов в реке Тече

В результате выполнения оборонных задач в течение более 50 лет ПО «Маяк» сбрасывало загрязненные радиоактивными веществами сточные воды в реку

Течу. В результате на всем протяжении река и ее водосбор оказались загрязнены долгоживущими радионуклидами. Изучению уровней загрязнения Течи радиоактивными веществами и моделированию их переноса в разное время уделяли внимание многие авторы [7; 10; 17—19].

В настоящее время началом Течи считается дамба 11-го водоема. При проведении модельных расчетов и валидации результатов моделирования использовались данные измерений концентрации радионуклидов в следующих створах Течи: 44-й километр от дамбы (село Муслимово), 78-й километр от дамбы (село Бродкалмак), 207-й километр от дамбы (село Затеченское).

Для расчета содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Течи была использована двухкамерная модель переноса радиоактивной примеси. Она основана на одномерном уравнении турбулентной дисперсии (3.82) и учитывает взаимодействие радиоактивных веществ, находящихся в водной массе (раствор, взвесь) и донных отложениях [4; 37]. Напомним, что в ней приняты следующие упрощающие предположения:

- процесс взаимообмена радиоактивной примеси между водой и донными отложениями пропорционален концентрации радионуклидов в жидкой и твердой фазах;
- сорбция-десорбция радионуклидов между раствором и твердой фазой считается мгновенной, равновесной и подчиняется линейной изотерме с постоянным коэффициентом распределения;
- процесс обмена между дном и водной массой происходит в пределах равнодоступного верхнего слоя донных отложений толщиной h ;
- заиливания русла не происходит;
- в объеме воды радиоактивная примесь переносится потоком воды и рассеивается за счет продольной турбулентной дисперсии; радиоактивная примесь распределена равномерно по створу реки, и учитывается только продольная составляющая конвективной дисперсии;
- поскольку среди моделируемых радионуклидов отсутствует тритий, испарением можно пренебречь.

При этих предположениях система уравнений (3.82) принимает вид

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial (AC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - E_x A \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - \\ & - \frac{AC_w \nu \alpha_{Tw}}{H} + \frac{AC_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \frac{A\beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) + F, \\ & \frac{\partial C_b(x, t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w \nu \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \\ & - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h}, \end{aligned} \right. \quad (6.2)$$

где t — время, с; x — координата вдоль русла, м; A — площадь сечения русла, м²; H — средняя глубина, м; Q — расход проточных вод, м³/с; E_x — коэффициент продольной дисперсии, м²/с; γ — коэффициент массо-переноса радионуклидов, содержащихся в поровой воде между эффективным слоем донных отложений и толщей дна (м/с). Остальные обозначения приведены в экспликации к (3.44). Значения α_{Pw} , α_{Tw} , α_{Pb} и α_{Tb} определяют долю радионуклида в сорбированном на взвешях состоянии и в растворе и находятся из соотношений (3.47)–(3.50).

В общем виде система уравнений (6.2) может быть решена только численными методами. Между тем на практике встречаются ситуации, при которых ее можно решить аналитически. Аналитическое решение может быть получено только при принятии ряда упрощающих предположений, но имеет ряд важных свойств. Прежде всего, она позволяет анализировать решение и определять наиболее важные параметры методами решения обратной задачи. При решении данной задачи были использованы как численное, так и аналитическое решения. Аналитическое решение в сочетании с результатами измерений содержания радионуклидов в воде и донных отложениях использовалось для того, чтобы с помощью статистических методов нелинейной регрессии наилучшим образом количественно оценить наиболее важные параметры миграции радионуклидов в предположении, что аналитическая оценка достаточно хорошо отражает их реальное распределение в воде и донных отложениях. Полученные параметры миграции радионуклидов использовались в качестве входных параметров при нахождении численного решения в общем виде.

Аналитическое решение. Рассматривалась стационарная задача, т. е. находилось распределение содержания радионуклидов в воде и донных отложениях по длине русла реки в условиях постоянно действующего источника радионуклидов. Были приняты следующие консервативные предположения:

- концентрация радионуклидов в воде и донных отложениях в любом створе реки по длине русла не зависит от времени;
- морфометрические характеристики русла постоянны на всем рассматриваемом участке реки; общий расход боковых притоков пренебрежимо мал по сравнению с расходом основного русла; расход воды по длине реки от истока до устья монотонно возрастает по линейному закону;
- поступление радионуклидов с водосбора пренебрежимо мало по сравнению с основным источником загрязнения, который условно расположен в нулевой точке ($x = 0$);
- поперечное сечение русла реки имеет форму прямоугольника.

При постоянной площади поперечного сечения A зависимость расхода воды по длине реки будет иметь вид

$$Q(x) = AV(x) = A(a + bx), \quad (6.3)$$

где $V(x)$ — зависимость средней скорости течения от расстояния, м/с; a и b — параметры линейной функции.

Если дополнительные источники поступления радионуклидов вдоль русла отсутствуют, система уравнений (6.2) с учетом (6.3) примет вид

$$\left\{ \begin{aligned} & -\frac{\partial}{\partial x} \left(V(x)C_w - E_x \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) - \lambda C_w - \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \\ & + \frac{\beta}{H} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) = 0, \\ & -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \frac{\gamma \alpha_{pb} C_b}{h} = 0. \end{aligned} \right. \quad (6.4)$$

При постоянном коэффициенте продольной дисперсии эта система уравнений может быть представлена в виде

$$\left\{ \begin{aligned} & -V \frac{\partial C_w}{\partial x} - b C_w + E_x \frac{\partial^2 C_w}{\partial x^2} - \lambda C_w - \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{C_b \psi \alpha_{Tb}}{H} + \\ & + \frac{\beta}{H} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) = 0, \\ & -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{pb} C_b - \alpha_{pw} C_w) - \frac{\gamma \alpha_{pb} C_b}{h} = 0, \end{aligned} \right. \quad (6.5)$$

или в обобщенном виде

$$\begin{cases} E_x \frac{\partial^2 C_1}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_1}{\partial x} - \lambda_1 C_1 + \lambda_{12} C_2 = 0, \\ \lambda_{21} C_1 - \lambda_2 C_2 = 0, \end{cases} \quad (6.6)$$

где λ_1 , λ_2 , λ_{12} и λ_{21} — константы переноса, определяющие процессы взаимодействия в системе «водная масса — дно реки» с учетом распада, с^{-1} . Формулы для определения λ_1 , λ_2 , λ_{12} и λ_{21} имеют вид

$$\lambda_1 = \lambda + \frac{v\alpha_{Tw}}{H} + \frac{\beta\alpha_{Pw}}{H} + b, \quad (6.7)$$

$$\lambda_2 = \lambda + \frac{\alpha_{Tb}\psi}{h} + \frac{\beta\alpha_{Pb}}{h} + \frac{\gamma\alpha_{Pb}}{h}, \quad (6.8)$$

$$\lambda_{12} = \frac{\beta\alpha_{Pb}}{H} + \frac{\psi\alpha_{Tb}}{H}, \quad (6.9)$$

$$\lambda_{21} = \frac{\beta\alpha_{Pw}}{h} + \frac{v\alpha_{Tw}}{h}. \quad (6.10)$$

В окончательном виде дифференциальное уравнение, описывающее миграцию радиоактивной примеси по длине реки при стационарном сбросе с учетом продольной дисперсии, может быть представлено в виде

$$E_x \frac{d^2 C_1}{dx^2} - V(x) \frac{dC_1}{dx} - kC_1 = 0, \quad (6.11)$$

где k — коэффициент, учитывающий механизмы взаимодействия между водной массой и дном реки, а также распад, с^{-1} . Его значение в стационарных условиях определяется по формуле (3.78)

$$k = \lambda_1 - \frac{\lambda_{12}\lambda_{21}}{\lambda_2}.$$

При рассмотрении малых рек и в ряде случаев, когда рассматриваются участки реки на значительном удалении от точки сброса, продольной дисперсией можно пренебречь по сравнению с конвективным переносом. Для таких случаев уравнение (6.11) еще более упрощается и имеет вид

$$-V(x) \frac{dC_1}{dx} - kC_1 = 0. \quad (6.12)$$

Граничные условия к (6.12) могут быть сформулированы следующим образом:

$$\text{при } x = 0 \quad C_w = C_0 = R_0/Q, \quad (6.13)$$

где R_0 — мощность сброса стационарного источника, Бк/с; Q — расход воды в реке, м³/с.

Из (6.3) скорость течения в зависимости от расстояния определяется линейной функцией:

$$V(x) = (a + bx). \quad (6.14)$$

Решение уравнения (6.12) с учетом (6.13), описывающее изменение содержания радионуклидов в воде по длине реки с начальными условиями (6.14), имеет вид

$$C_w(x) = \frac{C_0(a + bx)^{\frac{k}{b}}}{a^{-\frac{k}{b}}}, \quad \text{Бк/м}^3. \quad (6.15)$$

Концентрацию радионуклида в донных отложениях можно определить из системы уравнений (6.6):

$$C_b(x) = \frac{\lambda_{21}C_w(x)}{\lambda_1}, \quad \text{Бк/м}^3. \quad (6.16)$$

Так как на практике концентрацию радионуклидов в донных отложениях измеряют в Бк/кг по отношению к сухому весу, то с учетом (6.1) содержание радионуклидов в донных отложениях можно определить по формуле

$$C_d(x) = C_0 \frac{\lambda_{21}\alpha_{Tb}}{\lambda_2 m} \frac{(a + bx)^{\frac{k}{b}}}{a^{-\frac{k}{b}}}, \quad \text{Бк/кг}. \quad (6.17)$$

Функция (6.17), описывающая аналитическое решение задачи, была использована для статистической оценки входящих в нее параметров C_0 и k по данным измерений содержания радионуклидов (табл. 6.1). Для этого использовались методы многофакторной нелинейной регрессии. В табл. 6.2 приведены результаты расчета.

Из (6.14) следует, что начальная концентрация C_0 в точке $x = 0$ определяется источником поступления радионуклидов в реку. Коэффициент k в соответствии с (3.78) характеризует интенсивность обмена радионуклидами между основным потоком реки и ее дном, а также распад.

**Таблица 6.1. Содержание радионуклидов в Тече (данные измерений)
[6; 10; 13; 15; 16; 18; 19; 30; 38; 42]**

Расстояние x от начала реки, км	$^{239,240}\text{Pu}$		$^{89,90}\text{Sr}$		^{137}Cs	
	вода, Бк/м ³	дно, Бк/кг	вода, Бк/м ³	дно, Бк/кг	вода, Бк/м ³	дно, Бк/кг
44	0,25	40,0	18 000	670	430	49 000
78	0,13	16,6	14 000	—	310	—
143	0,092	1,04	11 000	150	120	590
207	0,055	0,43	8000	200	70	200

Таблица 6.2. Оценка значений параметров C_0 и k для ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$

Радионуклид	C_0		k	
	величина	стандартная ошибка	величина	стандартная ошибка
$^{239,240}\text{Pu}$	0,5214	0,1	$1,563 \cdot 10^{-6}$	$2,77 \cdot 10^{-7}$
^{137}Cs	1004	156,88	$1,65 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
^{90}Sr	25 926	1236	$7,52 \cdot 10^{-7}$	$5,54 \cdot 10^{-8}$

В рассматриваемой модели численное значение k можно определить расчетным путем по формуле (3.78) с учетом (6.8)—(6.11). Для этого воспользуемся значениями параметров, приведенных в табл. 6.3. Следует отметить, что используемые параметры характерны для рассматриваемых радионуклидов и применялись в моделях переноса радиоактивной примеси в реках и водоемах [2; 5; 8; 9; 12].

Таблица 6.3. Параметры модели

Параметр	Аналитическая модель	Численная модель
Коэффициент распределения ^{90}Sr между водой и взвесью, м ³ /кг	0,03	0,03
Коэффициент распределения ^{90}Sr между поровой водой и твердой фазой донных отложений, м ³ /кг	0,01	0,01
Коэффициент распределения ^{137}Cs между водой и взвесью *, м ³ /кг	10,0	3,21—27
Коэффициент распределения ^{137}Cs между поровой водой и твердой фазой донных отложений *, м ³ /кг	5,0	1,61—13
Коэффициент распределения $^{239,240}\text{Pu}$ между водой и взвесью *, м ³ /кг	15,0	11,2—15
Коэффициент распределения $^{239,240}\text{Pu}$ между поровой водой и твердой фазой донных отложений *, м ³ /кг	7,5	5,6—7,5
Глубина, м	1,0	1,0
Ширина русла*, м	21,0	21,0—32,0
Объемная масса (песчано-илистых) донных отложений, кг/м ³	1000	1000
Постоянная распада ^{90}Sr , с ⁻¹	$7,264 \cdot 10^{-10}$	$7,264 \cdot 10^{-10}$

Таблица 6.3 (окончание)

Параметр	Аналитическая модель	Численная модель
Постоянная распада ^{137}Cs , с^{-1}	$7,672 \cdot 10^{-10}$	$7,672 \cdot 10^{-10}$
Постоянная распада ^{239}Pu , с^{-1}	$9,069 \cdot 10^{-13}$	$9,069 \cdot 10^{-13}$
Средняя толщина обменного слоя донных отложений, м	0,05	0,05
Мутность воды, $\text{кг}/\text{м}^3$	0,039	0,039
Скорость осаждения взвеси характерного размера (0,05 мм), м/с	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Скорость массообмена, м/с	$1,9 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$
Скорость взмучивания, м/с	$3,9 \cdot 10^{-8}$	$3,9 \cdot 10^{-8}$
Коэффициент массопереноса радионуклидов между эффективным слоем донных отложений и толщиной дна, м/с	$1,9 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$
Расход воды в реке, $\text{м}^3/\text{с}$	—	2,23—4,765
Расход воды в районе 44-го километра от начала реки, $\text{м}^3/\text{с}$	2,23	2,23
Наибольший вдоль русла расход воды, $\text{м}^3/\text{с}$	4,765	4,765

* При численном решении исходной системы уравнений (6.2) значение параметра варьировалось вдоль русла реки на основании имеющихся данных измерений и наблюдений.

Проведем сравнительную оценку величины коэффициента k , полученной по экспериментальным данным (табл. 6.2), с его расчетными значениями (табл. 6.4). Для ^{90}Sr значение параметра $k_{\text{м}}$, оцененное на основании экспериментальных данных, чуть ниже, чем $k_{\text{м}}$, полученного расчетным путем (отличие составляет менее 6%). Можно предположить, что на самом деле $k_{\text{с}} = k_{\text{м}}$, а расхождение связано с ошибками измерений и обработки данных. Для ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ значение $k_{\text{с}}$ оказывается существенно выше (более чем в 1,5 и 2 раза соответственно). Это косвенно указывает на то, что в уравнении (6.3) для этих радиоизотопов, возможно, не учтен значимый процесс, влияющий на их обмен между основным водным потоком реки и дном.

Таблица 6.4. Сравнение значений параметра k , оцененных на основании экспериментальных данных, и результатов расчета, с^{-1}

Радионуклид	Значение параметра $k_{\text{м}}$, оцененное на основании экспериментальных данных	Значение параметра $k_{\text{м}}$, определенное по формулам (3.78) и (6.8)—(6.11)
$^{239,240}\text{Pu}$	$1,563 \cdot 10^{-6}$	$7,65 \cdot 10^{-7}$
^{137}Cs	$1,65 \cdot 10^{-6}$	$1,03 \cdot 10^{-6}$
^{90}Sr	$7,52 \cdot 10^{-7}$	$7,95 \cdot 10^{-7}$

Гипотеза авторов состоит в том, что этим процессом может являться взаимодействие загрязняющих веществ между основным и подрусловым стоками реки [1]. На качественном уровне это можно объяснить тем, что ^{90}Sr обладает значительно большей подвижностью, чем ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$. Поэтому можно предположить, что долговременный сброс ^{90}Sr в Течу обусловил

существенно большее загрязнение береговой зоны и подруслового потока этим радионуклидом, чем ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$. При установившихся сбросах подрусловой сток реки будет играть тем большую роль в процессах обмена, чем существеннее разница в содержании рассматриваемых радионуклидов в воде подруслового и основного потоков. Принятая гипотеза в значительной степени объясняет поведение рассматриваемых радионуклидов. В условиях, когда содержание ^{90}Sr в воде основного потока и в его подрусловой части близко по величине, взаимодействие основного и подруслового потоков мало влияет на концентрацию этого радионуклида в речной воде. Для ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ процессы переноса в подрусловой поток существенны и требуют учета при моделировании.

Чтобы учесть процессы взаимодействия радионуклидов между основным и подрусловым потоками реки, в первое уравнение системы (6.2) был добавлен новый член, который в простейшем виде (реакцией первого порядка с постоянным коэффициентом массообмена) учитывает обмен радионуклидов, находящихся в растворенной фазе. В этом случае система уравнений (6.2) может быть записана в следующем виде:

$$\left\{ \begin{aligned} & \frac{\partial (AC_w(x, t))}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(QC_w - E_x A \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) = -\lambda AC_w - \frac{AC_w v \alpha_{Tw}}{H} + \\ & + \frac{AC_b v \alpha_{Tb}}{H} + \frac{A\beta}{H} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{A\xi \alpha_{Pw} C_w}{H} + F(x, t), \\ & \frac{\partial C_b(x, t)}{\partial t} = -\lambda C_b + \frac{C_w v \alpha_{Tw}}{h} - \frac{\psi C_b \alpha_{Tb}}{h} - \frac{\beta}{h} (\alpha_{Pb} C_b - \alpha_{Pw} C_w) - \frac{\gamma \alpha_{Pb} C_b}{h}, \end{aligned} \right. \quad (6.18)$$

где ξ — коэффициент массообмена растворенных в воде радионуклидов между основным и подрусловым потоками, м/с.

Соответственно выражение (6.7) для определения λ_1 примет вид

$$\lambda_1 = \lambda + \frac{v \alpha_{Tw}}{H} + \frac{\beta \alpha_{Pw}}{H} + \frac{\xi \alpha_{Pw}}{H} + b. \quad (6.19)$$

Анализируя с точки зрения выдвинутой гипотезы соотношение между k_s и k_m , приведенными в табл. 6.4, можно предположить, что разность между ними определяет вклад, вносимый искомым процессом обмена. Поэтому с учетом (3.78) и (6.19) формула для определения искомого коэффициента массообмена ξ имеет вид

$$\xi = (k_s - k_m) H / \alpha_{Pw}. \quad (6.20)$$

В соответствии с (6.20) значение коэффициента массообмена ξ для ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ соответственно составляет $8,6 \cdot 10^{-7}$ и $1,3 \cdot 10^{-6}$ м/с. Для ^{90}Sr эта раз-ница оказалась отрицательной, поэтому формально можно предположить, что этот радионуклид поступает в основной поток из более загрязненного подруслового. Так как нет никаких данных о загрязненности подруслового стока Течи, а также учитывая, что различие между k_3 и k_m для ^{90}Sr составляет не более 6%, логично предположить, что различие коэффициентов связа-но с ошибками измерений и обработки результатов, поэтому ξ для этого радионуклида принят равным нулю.

Проверка выдвинутой гипотезы осуществлялась путем сравнения резуль-татов численного моделирования с учетом и без учета массообмена с под-русловым потоком. Расчеты производились на участке Течи от 44-го до 207-го километра. При этом результаты измерений загрязнения воды радионуклидами в районе 44-го километра были использованы в качестве входных параметров. Отметим, что измеренная концентрация радионукли-дов в воде в районе 44-го километра хорошо совпадает со значениями, рассчитанными по формуле (6.17), если использовать значения C_0 и k из табл. 6.2 (расхождение составляет от 0,74 до 4%).

Численное моделирование содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях Течи проводилось с помощью информационно-моделирующего комплекса «Кассандра» [37], который обеспечивает чис-ленное решение системы (6.2) в общем виде без дополнительных упро-щающих предположений (см. главу 5). Поскольку «Кассандра» позволяет производить расчеты при переменных вдоль русла реки параметрах моде-ли, при численных расчетах (в отличие от аналитических) были использо-ваны переменные значения морфометрических характеристик русла, рас-хода воды, коэффициентов распределения («вода — взвесь» и «поровая вода — донные отложения») для ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$. Входные параметры, ис-пользованные при моделировании, приведены в табл. 6.3.

Результаты расчета без учета обмена с подрусловым потоком приведены на **рис. 6.1**, а также в табл. 6.5 и 6.6. Отметим, что совпадение результатов моделирования по ^{90}Sr с измеренными значениями при $\xi > 0$ хуже, чем при $\xi = 0$, и монотонно ухудшается при увеличении ξ .

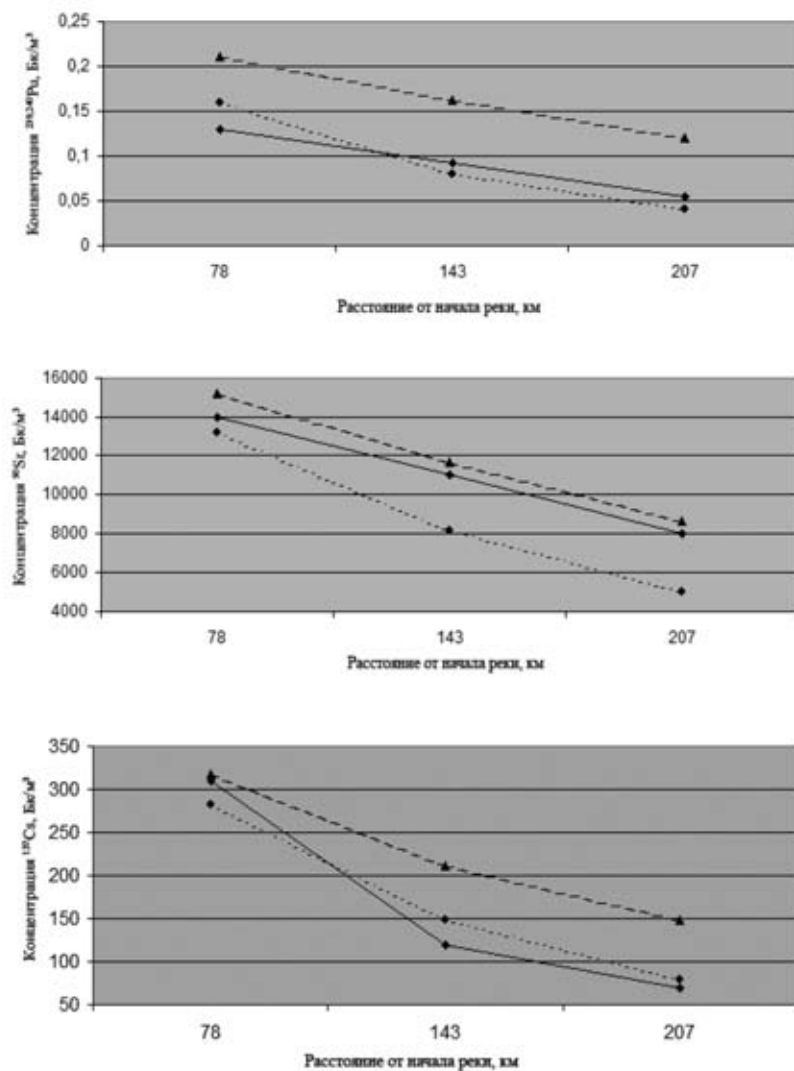


Рис. 6.1. Сопоставление расчетных данных и результатов измерений концентрации радионуклидов в воде Течи (Бк/м³). Сплошной линией показаны результаты измерений, пунктирной — расчет без учета массообмена, а точками — расчет с учетом массообмена

Таблица 6.5. Сопоставление расчетных данных и результатов измерений концентрации радионуклидов в воде Течи, Бк/м³

Характеристика	78-й километр			143-й километр			207-й километр		
	^{239,240} Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Измерения	0,13	14 000	310	0,092	11 000	120	0,055	8000	70
Расчет без учета массообмена	0,211	15 196	318	0,162	11 675	211	0,12	8637	149
Расчет с учетом массообмена	0,16	13 200	283	0,08	8154	149	0,04	5000	79,8

Таблица 6.6. Среднеквадратическое относительное отклонение результатов моделирования от данных измерений концентрации радионуклидов в воде, %

Радионуклид	Без учета массообмена	С учетом массообмена
^{239,240} Pu	88,8	21,6
¹³⁷ Cs	78,5	16,8
⁹⁰ Sr	7,6	26,5 *

* Для ⁹⁰Sr расчеты с учетом массообмена были проведены при $\xi = 5 \cdot 10^{-7}$ м/с.

Таблица 6.7. Расчетные значения коэффициента массообмена

Радионуклид	Расчетные значения коэффициента массообмена ξ , м/с
^{239,240} Pu	$1,563 \cdot 10^{-6}$
¹³⁷ Cs	$8,620 \cdot 10^{-7}$

Отметим, что массообмен с подрусловым потоком может приводить как к отводу радионуклидов из основного потока реки, так и к его вторичному загрязнению ($\xi < 0$). То есть подрусловый поток, если он загрязнен сильнее, чем основное русло, может являться источником загрязнения основного русла.

Результаты расчетов содержания ^{239,240}Pu и ¹³⁷Cs в воде Течи гораздо лучше согласуются с результатами измерений в том случае, когда учитывается массообмен между основным и подрусловым потоками.

При анализе адекватности моделей были использованы только экспериментальные данные по загрязнению воды в Тече, а данные по загрязнению донных отложений не использовались вследствие следующих причин:

- недостаточно надежны экспериментальные значения концентрации радионуклидов в донных отложениях (сильная зависимость коэффициентов распределения от состава отложений и точек отбора проб);

с точки зрения авторов, в ряде точек значения концентраций сильно завышены;

- отсутствуют достоверные данные о реальных значениях коэффициентов распределения рассматриваемых радионуклидов в Тече;
- экспериментальные данные о загрязнении донных отложений в районе 78-го километра от начала реки для ^{90}Sr и ^{137}Cs требуется дополнительно проанализировать на предмет их надежности.

Таким образом, на примере сравнения результатов моделирования миграции радиоактивных веществ в Тече с данными измерений показано, что учет массообмена радиоактивной примеси между основным и подрусловым потоками — достаточно важное звено при разработке адекватных моделей загрязнения рек. Без учета взаимодействия потоков сложно получить результаты моделирования, согласующиеся с данными измерений. Наибольшую актуальность учет массообмена радиоактивной примеси между основным и подрусловым потоками, по мнению авторов, приобретает при разработке моделей загрязнения достаточно протяженных рек, в которые проводились долговременные радиоактивные сбросы [24]. Введение в модель данного процесса снизило среднеквадратическое относительное отклонение расчетных результатов от данных измерений по ^{137}Cs в 4,7 раза, а по $^{239,240}\text{Pu}$ — в 4,1 раза (см. табл. 6.6).

Для проверки выдвинутой гипотезы, объясняющей механизм взаимодействия рассматриваемых радионуклидов между основным и подрусловым потоками, требуются натурные исследования основных гидрологических параметров и загрязненности подруслового стока Течи. Это позволит уточнить найденные расчетным путем коэффициенты массообмена ξ (табл. 6.7). Важность натурных исследований также продиктована тем, что существует возможность загрязнения реки подвижными радионуклидами ^{90}Sr и ^3H , которые могут переноситься с загрязненными подземными водами зоны аэрации от промышленной площадки комплекса ПО «Маяк» на значительные расстояния.

Отдельного изучения требует вопрос возможного вторичного загрязнения речных вод, источником которого является подрусловый поток.

По мнению авторов [24], все рассмотренные аспекты моделирования радиоактивных веществ в реке в дальнейшем можно будет обобщить на химические загрязняющие вещества со сходными физико-химическими свойствами, например, на тяжелые металлы, фенолы и др.

6.1.2. Прогноз содержания радионуклидов в реке на примере Енисея ниже сбросов Красноярского ГХК

С 1958 г. сбросы Красноярского горно-химического комбината являлись основным источником радиоактивного загрязнения Енисея. Два прямых реактора (АД и АДЭ-1) вносили основной вклад в радиоактивность сбросных вод. Сброс охлаждающих активную зону вод с содержанием большого количества радиоактивных веществ осуществлялся через придонный рассеивающий выпуск в 50—100 м от правого берега реки в 6 км выше деревни Атаманово. Поступление радиоактивных веществ в Енисей вызвало появление шлейфа загрязненной воды, который на ближнем к сбросу участке прижимался к правому берегу и прослеживался на сотни километров. В зоне его воздействия оказались загрязненными до высоких уровней донные отложения и пойма Енисея. В 1992 г. реакторы были выведены из эксплуатации, и количество сбрасываемых в реку радионуклидов снизилось более чем в 15 раз [27].

В настоящем разделе показана возможность использования двухкамерной двумерной стационарной модели миграции радионуклидов в потоке (подраздел 3.6.5 главы 3) для расчета переноса радиоактивной примеси в Енисей ниже сбросов Красноярского горно-химического комбината. Показана возможность использования модели для прогноза и реконструкции уровней загрязнения воды, донных отложений и пойменных почв.

Прогноз содержания радионуклидов в воде и донных отложениях. Уравнение, описывающее шлейф загрязненной воды от стационарного источника сбросов, в рассматриваемой модели будет иметь вид (3.77)

$$E_y \frac{\partial^2 C_w}{\partial y^2} - u \frac{\partial C_w}{\partial x} - k C_w = 0,$$

где k — коэффициент, учитывающий механизмы взаимодействия между водной массой и дном реки, а также распад, с^{-1} . Значение этого коэффициента в стационарных условиях загрязнения реки определялось по формуле (3.78):

$$k = \lambda_1 - \frac{\lambda_{12}\lambda_{21}}{\lambda_2}.$$

Значения коммуникационных констант переноса λ_1 , λ_2 , λ_{12} и λ_{21} определялись по формулам (3.76).

Применительно к Енисею объемную активность радионуклидов в воде ниже сброса Красноярского горно-химического комбината можно рассчитать по формуле (3.80):

$$C_w(x, y) = C_0 \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 x E_y}{B^2 V} \right) \cos \left(\frac{y_n \pi}{B} \right) \cos \left(\frac{y \pi}{B} \right) \right] \exp \left(-\frac{kx}{V} \right).$$

В предположении, что сброс радионуклидов постоянен во времени, значение C_0 можно определить из соотношения $C_0 = \frac{R_0}{Q}$, где R_0 — мощность

сброса Красноярского ГХК, Бк/с; Q — расход воды в реке, м³/с.

Содержание радионуклида в донных отложениях Енисея определялось с помощью выражения (3.81), которое с учетом (6.1) имеет вид

$$C_b(x, y) = \frac{\lambda_{21} C_w(x, y) \alpha_{Tb}}{\lambda_2 m_b}, \text{ Бк/кг.} \quad (6.21)$$

Натурные исследования, выполненные в 1990—2000 гг. на Енисее ниже сбросов ГХК, позволяют определить входные параметры модели.

Коэффициент поперечной турбулентной дисперсии E_y , входящий в формулу (3.80), был определен экспериментально по ширине шлейфа загрязненной радионуклидами воды. Численное значение E_y оказалось равным 1,62 м²/с (см. раздел 4.1 главы 4). В табл. 6.8 приведены значения остальных входных параметров модели, принятые в расчетах.

Для определения параметров источника сбросов радионуклидов в реку рассмотрим данные по мощности сброса ГХК ^{137}Cs в Енисей. В табл. 6.9 приведены данные по сбросу радиоактивных веществ в 1986—2000 гг. [9]. Из них следует, что до 1991 г. средний годовой сброс ^{137}Cs за 6 лет составлял примерно $0,74 \cdot 10^{12}$ Бк, а за весь приводимый в таблице период (15 лет) среднегодовой многолетний сброс нуклида составил около $0,4 \cdot 10^{12}$ Бк.

Для сопоставления результатов расчета с данными измерений были выбраны результаты, полученные в экспедиционных исследованиях 1991 г., в период работы промышленных реакторов, и данные измерений 1998 и 2000 гг. после их вывода из эксплуатации [26—28].

Расстояние от сброса ГХК определялось по лоцманской карте. При расчете загрязнения воды в 1991 г. и содержания ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений за точку сброса принимался створ, в котором осуществлялся сброс подогретых вод от промышленных реакторов. При расчете объемной активности радионуклида в воде в 2000 г. расстояние от сброса определялось для современных условий выпуска.

**Таблица 6.8. Входные параметры модели миграции ^{137}Cs
для ближнего к ГХК участка Енисея**

Входные параметры	Принятое значение
Поперечное сечение реки, м ²	1500
Расход воды, м ³ /с	2660
Коэффициент поперечной диффузии, м ² /с	1,62
Коэффициент распределения «вода — взвесь в водной массе», м ³ /кг	110
Концентрация взвеси в водной массе, кг/м ³	$3,4 \cdot 10^{-3}$
Средняя скорость осаждения взвешенных частиц, м/с	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Глубина реки, м	2,5
Коэффициент распределения «вода — донные отложения», м ³ /кг	100
Темп осадконакопления, м/с	$1,62 \cdot 10^{-10}$
Объемный вес донных отложений, кг/м ³	800,0
Толщина активного слоя донных отложений, м	0,05
Коэффициент массопереноса радионуклидов между водной массой и донными отложениями, м/с	$1,85 \cdot 10^{-8}$
Постоянная распада радиоцезия, с ⁻¹	$7,29 \cdot 10^{-11}$
Скорость течения воды, м/с	1,77
Ширина русла реки, м	600

Таблица 6.9. Данные по годовым сбросам ^{137}Cs за период с 1986 по 2000 гг.

Год	Сброс, Бк	Год	Сброс, Бк	Год	Сброс, Бк
1986	$1,00 \cdot 10^{12}$	1991	$0,44 \cdot 10^{12}$	1996	$0,74 \cdot 10^{11}$
1987	$1,00 \cdot 10^{12}$	1992	$0,20 \cdot 10^{12}$	1997	$0,74 \cdot 10^{11}$
1988	$0,74 \cdot 10^{12}$	1993	$0,11 \cdot 10^{12}$	1998	$0,63 \cdot 10^{11}$
1989	$0,73 \cdot 10^{12}$	1994	$0,44 \cdot 10^{11}$	1999	$0,42 \cdot 10^{11}$
1990	$0,56 \cdot 10^{12}$	1995	$0,74 \cdot 10^{11}$	2000	$0,31 \cdot 10^{11}$

В табл. 6.10 и 6.11 приведена расчетная объемная активность ^{137}Cs в воде Енисея от сброса ГХК для условий выпуска 1991 и 2000 гг. без учета фоновой концентрации нуклида от глобальных выпадений. Среднегодовая фоновая концентрация ^{137}Cs в воде по данным измерений составляет примерно $1,5 \text{ Бк/м}^3$ [9]. Из этих данных видно, что на ближнем к сбросу участке реки достаточно велика неравномерность загрязнения по ширине русла. Таким образом, ошибка в выборе точки отбора проб воды по ширине русла неизбежно вносит погрешность, которую сложно отделить при сопоставлении результатов измерения и расчетов.

**Таблица 6.10. Расчетное содержание ^{137}Cs в воде Енисея в 1991 г., Бк/м³
(сброс — $0,44 \cdot 10^{12}$ Бк/год)**

Расчетный створ, расстояние от сброса, км	Расстояние от правого берега, м						
	0	100	200	300	400	500	600
Остров Атаманов- ский, 6	21,5	15,0	5,0	0,7	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 0,1
Остров Березовый, 16	14,1	12,1	7,5	3,4	1,1	0,3	0,1
Остров Тарыгин, 25	11,5	10,3	7,6	4,5	2,2	0,9	0,5
Предивинск, 100	6,1	6,0	5,7	5,3	4,9	4,5	4,4
Казачинское, 180	5,4	5,3	5,3	5,2	5,2	5,2	5,2
Стрелка, 250	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3

**Таблица 6.11. Расчетное содержание ^{137}Cs в воде Енисея в 2000 г., Бк/м³
(сброс — $0,31 \cdot 10^{11}$ Бк/год)**

Расчетный створ, рас- стояние от сброса, км	Расстояние от правого берега, м						
	0	100	200	300	400	500	600
Остров Атамановский, 1	2,1	1,0	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 0,1
Остров Березовый, 10	1,2	1,0	0,5	0,1	Менее 0,1	Менее 0,1	Менее 0,1
Остров Гнусный, остров Толстый, 47	0,6	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,2
Остров Мамотова, остров Казачий, 175	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3
Остров Черемухов, 245	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

На **рис. 6.2** и **6.3** приведено сопоставление результатов расчета с данными измерений в 1991 и 2000 гг. При сопоставлении расчетных данных учитывался вклад фоновго загрязнения воды Енисея от глобальных выпадений ($1,5 \text{ Бк/м}^3$).

Из анализа представленных материалов следует, что модель удовлетворительно описывает шлейф загрязненной воды, образованный правосторонним сбросом ГХК. Расхождения между расчетной и измеренной концентрациями ^{137}Cs в воде на ближнем к сбросу участке реки не превышали 20%. Наибольшие расхождения (примерно 50%) наблюдаются на участке реки ниже впадения Кана (в 30—60 км от сброса). Там проявляется эффект частичного разбавления загрязненных вод, и шлейф воды, содержащей радионуклиды, отжимается к центру Енисея. Для учета этого эффекта необходимо проводить расчеты по ряду последовательных участков реки.

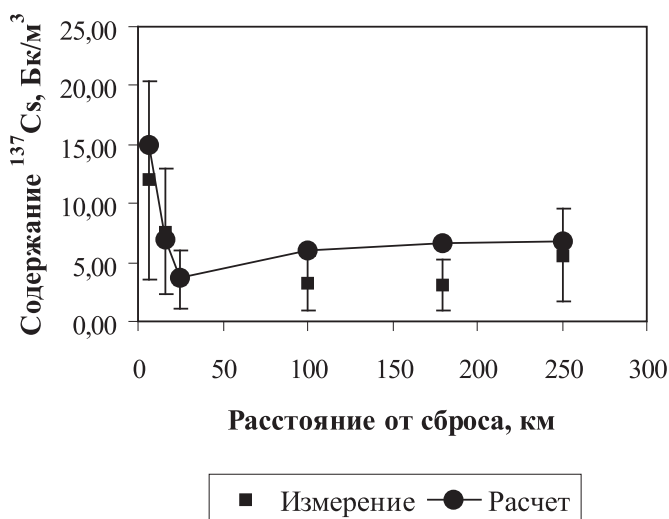


Рис. 6.2. Сопоставление результатов расчета содержания ^{137}Cs в воде для условий сброса в 1991 г. ($4,4 \cdot 10^{11}$ Бк/год) с данными измерений [9]

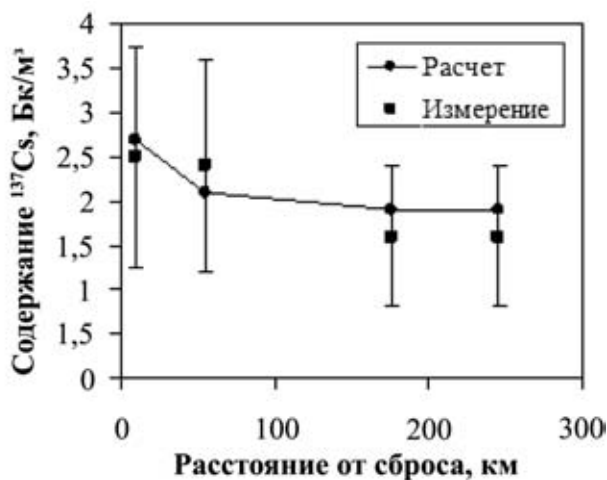


Рис. 6.3. Сопоставление результатов расчета концентрации ^{137}Cs в воде в 2000 г. ($6,3 \cdot 10^{10}$ Бк/год) с данными измерений

В табл. 6.12 приведена расчетная удельная активность ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений толщиной 5 см по ширине Енисея для участка реки протяженностью 250 км от сброса до слияния с Ангарой.

На **рис. 6.4** и в табл. 6.13 приведено сопоставление расчетного и измеренного содержания ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений Енисея толщиной 5 см.

Таблица 6.12. Расчетное содержание ^{137}Cs в слое донных отложений толщиной 5 см, Бк/кг

Расчетный створ, расстояние от сброса, км	Расстояние от правого берега, м						
	0	100	200	300	400	500	600
Остров Атамановский, 6	320	224	74	11	1	Менее 0,1	Менее 0,1
Остров Березовый, 16	211	180	112	51	17	4	1
Остров Гнусный, остров Толстый, 60	113	108	95	78	61	49	44
Остров Предвинский, 100	90	89	84	78	72	67	67
Остров Мамотова, остров Казачий, 180	80	80	79	78	77	77	76
Остров Черемухов, 250	78	78	78	78	78	78	78

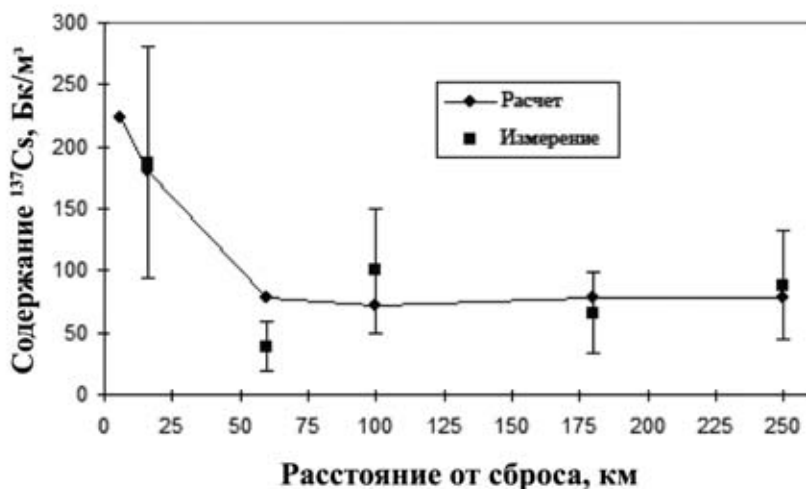


Рис. 6.4. Сравнение измеренной концентрации ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений с данными расчета

Таблица 6.13. Сравнение измеренной и расчетной концентраций ^{137}Cs в донных отложениях Енисея, Бк/кг

Место отбора проб, расстояние от сброса, км	Расстояние от правого берега, м	Концентрация ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений толщиной 5 см	
		Измерения	Расчет
Остров Атамановский, 6 Остров Березовый, 18, правый берег (Балчуговская протока)	100	—	224
	100	187 ± 137	180
Остров Березовый, 18, левый берег (Хлопуновская протока)	400—500	10	4—17
Остров Гнусный, остров Толстый, 60	200—300	$39 \pm 16,5$	78—91
Осередок Предивинский, 100	400	$100 \pm 7,1$	72
Остров Мамотова, остров Казачий, 180	300	$65 \pm 26,8$	78
Остров Черемухов, 250	400	$88 \pm 40,4$	78

Сопоставление расчетного содержания ^{137}Cs в воде и донных отложениях Енисея с данными измерений показывает приемлемое согласие полученных результатов. На ближнем к сбросу участке реки расхождение результатов расчета и измерений не превышает 10%.

Как и при расчете содержания ^{137}Cs в воде, наибольшие расхождения наблюдаются на участке реки после впадения Кана — до 50%. На дальнем участке реки (150—250 км от сброса) расхождения составили 10—25%.

Оценка поступления ^{137}Cs на пойму Енисея в период половодий.

На загрязнение поймы Енисея оказали сильное влияние весенние и зимние паводки. В 1972 г. была сооружена Красноярская ГЭС, которая в значительной степени изменила гидрологический режим среднего Енисея. До ее строительства среднегодовое содержание взвеси в Енисее в районе Красноярска составляло 72 г/м^3 , после строительства оно не превышает 6 г/м^3 [12]. Загрязнение пойменной почвы в период половодья, как и донных отложений, в основном связано с выносом и переотложением загрязненной взвеси. Чтобы оценить возможность использования модели для расчета загрязнения почвы в период половодья, необходимо сопоставить временной масштаб осаждения взвеси с временем затопления поймы. Характерное время осаждения взвеси можно определить по формуле

$$t_{\text{sed}} = \frac{H}{v},$$

где H — глубина потока, м; v — скорость осаждения взвеси, м/с.

В модели скорость осаждения взвеси принята равной 10^{-3} м/с, что соответствует гидравлической крупности частиц размером 0,04—0,05 мм. Нетрудно видеть, что при глубине затопления 2—10 м характерное время оседания составит от 1 до 3 ч, что во много раз меньше времени стояния воды при затоплении поймы в период весеннего половодья, которое в среднем составляет около 20 сут. Поэтому приблизительно процесс загрязнения почвы в период паводков можно считать установившимся и для грубой оценки концентрации радионуклидов в верхнем слое почвы использовать предложенную модель.

Для оценки уровней радиоактивного загрязнения пойменных почв в период половодья на Енисее условно затопленная почва рассматривалась в качестве донных отложений с соответствующими характеристиками.

Чтобы оценить уровни подъема воды в период половодья, была использована эмпирическая зависимость [29]

$$\Delta H = 57,546(Q_1^{0,0399} - Q_2^{0,0399}), \quad (6.22)$$

где Q_1 — расход воды в половодье, м³/с; Q_2 — средний расход воды в Енисее; ΔH — уровень подъема воды, м.

На **рис. 6.5** приведен рассчитанный по формуле (6.22) график уровня подъема воды в половодье на рассматриваемом участке реки в зависимости от расхода воды.

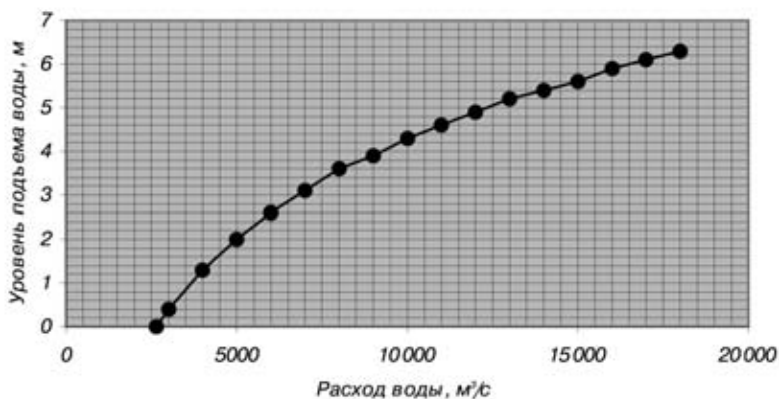


Рис. 6.5. Зависимость уровня подъема воды от расхода воды в Енисее

Примем, что средний расход воды в Енисее на рассматриваемом участке составляет 2650 м³/с, а в половодье — 5000 м³/с, тогда ΔH составит при-

мерно 2 м. Для расчетов загрязнения почвы можно принять параметры, указанные в табл. 6.8, за исключением следующих:

- средний за период половодья расход воды — 5000 м^3 ;
- средняя глубина реки в период половодья — 4,5 м (с учетом подъема воды на 2 м относительно расхода 2650 м^3);
- слой взаимодействия между почвой и водой — 0,3—0,4 см;
- коэффициент распределения ^{137}Cs между почвой и водой — $5,0 \text{ м}^3/\text{кг}$;
- мутность воды в период половодья — 6 г/м^3 , что примерно в два раза выше, чем при нормальных условиях.

Оценим расчетный вынос ^{137}Cs на пойму острова Березовый (лобовые участки) в период работы промышленных реакторов (1991 г.) с годовым выбросом $4,4 \cdot 10^{11} \text{ Бк/год}$.

Для проверки расчетных данных можно воспользоваться натурными экспериментами с образцами грунта, проведенными на острове Березовый в период работы прямоточных реакторов [25].

В табл. 6.14 приведено сопоставление расчетного и измеренного содержания ^{137}Cs в образцах грунта после затопления в период половодья 1991—1992 гг. Из этих данных видно, что модель удовлетворительно описывает вынос радиоцезия на пойменные участки Енисея и может использоваться в прогнозных оценках.

Таблица 6.14. Расчетные и измеренные концентрация и плотность загрязнения ^{137}Cs пойменных почв в период половодья

Характеристика	Расчет	Измерения
Весовая концентрация, Бк/кг (сухой вес)	106,9	$102,5 \pm 60,0$
Плотность загрязнения, кБк/м^2	6,4	$7,5 \pm 5,0$

6.1.3. Оценка источника поступления радиоактивных веществ в реку по данным измерения загрязненности донных отложений

В задачах контроля и радиоэкологического мониторинга часто возникает необходимость оценки действующих несанкционированных источников поступления радиоактивных веществ в речные системы. Традиционно для этих целей используются модели переноса загрязняющих веществ в водной среде в сочетании с результатами измерений концентрации радионуклидов в воде. Такие модели довольно полно исследованы, и их достаточно просто использовать для идентификации источников загрязнения рек и водоемов химическими веществами [31]: проводятся статистически дос-

товерные измерения концентрации загрязняющего вещества в воде в определенных точках русла реки на различном удалении от источника, после чего, используя выбранную модель, можно с достаточной точностью оценить мощность источника поступления загрязнителя в предположении, что источник можно считать стационарным или мгновенным.

В практике радиозологических исследований такой метод часто сложно применить. Это связано с чрезвычайно малыми концентрациями радионуклидов в воде, которые трудно статистически достоверно измерить. Действительно, попадая в реку или водоем в основном за счет процессов сорбции и седиментации, большинство наиболее опасных долгоживущих радионуклидов быстро переходит из воды в донные отложения [36]. К таким радионуклидам можно отнести наиболее значимые в санитарном отношении ^{137}Cs , ^{239}Pu , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{60}Co , $^{103,106}\text{Ru}$ и др. Поэтому на практике эти радионуклиды присутствуют в воде в следовых количествах, но с хорошей статистической достоверностью регистрируются в донных отложениях [9].

В данном разделе рассматривается метод оценки мощности стационарного источника поступления некоторых долгоживущих радионуклидов в речные системы, основанный на статистически достоверных измерениях концентрации этих радионуклидов в донных отложениях [32].

Чтобы связать концентрацию радионуклидов в донных отложениях с мощностью источника поступления, воспользуемся двухкамерной двумерной стационарной моделью миграции радионуклидов в реке, описанной выше для прогноза уровней радионуклидного загрязнения воды, донных отложений и пойменных почв Енисея ниже сбросов Красноярского ГХК.

Формулу, связывающую мощность стационарного источника поступления радионуклида в реку R с его концентрацией в донных отложениях $C_b(x, y)$ в двухкамерной двумерной стационарной модели миграции радионуклидов можно получить из (3.80) и (3.81). С учетом (6.1) расчетная зависимость имеет вид

$$R = \frac{C_b(x, y) Q \lambda_2 m_b}{\lambda_{21} \alpha_{Tb} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 x E_y}{B^2 V}\right) \cos\left(\frac{y_s n \pi}{B}\right) \cos\left(\frac{y n \pi}{B}\right) \right]} \times \frac{1}{\exp\left(-\frac{kx}{V}\right)}. \quad (6.23)$$

В качестве примера используем полученное соотношение для оценки поступления ^{60}Co в Дон. Как известно, радиационный инцидент, произошедший в хранилище жидких отходов (ХЖО-2) Нововоронежской АЭС в 1985 г., с 1995 г. оказывает влияние на локальное загрязнение донных отложений радионуклидом ^{60}Co в зоне разгрузки загрязненных подземных вод в Дон (устье сбросного канала 1—2-го блоков) [33—35]. Достоверно оценить концентрацию ^{60}Co в воде Дона ниже источника поступления сложно, так как измерения носят дискретный характер, а содержание этого нуклида в воде в течение всего периода находилось на уровне следовых количеств, как правило, близких к пределу обнаружения.

Оценим поступление ^{60}Co в Дон по данным измерений загрязнения донных отложений. В табл. 6.15 приведены результаты мониторинговых исследований на Нововоронежской АЭС в двух точках у левого берега Дона ниже устья сбросного канала 1—2-го блоков [33—35].

Таблица 6.15. Содержание ^{60}Co в донных отложениях Дона в 1995—2002 гг. (воздушно-сухой вес), Бк/кг

Год	500 м ниже устья сбросного канала 1—2-го блоков	6 км ниже устья сбросного канала 1—2-го блоков
1995	185	37
1996	229	52
1997	0	37
1998	11	30
1999	174	20
2000	66	40
2001	134	10
2002	60	9
Среднее	107,4	29,4
Стандартная ошибка	85,1	15,2

Приведенные уровни содержания ^{60}Co характерны только для локального пятна дна Дона, общая площадь которого составляет менее 6000 м² [35].

В качестве упрощающего предположения примем, что источник поступления ^{60}Co в Дон можно считать точечным и стационарным. В табл. 6.16 приведены входные параметры модели для проведения расчетов.

Расчеты показывают, что если в формуле (6.23) при расчетах R в качестве $C_b(x, y)$ использовать среднюю концентрацию ^{60}Co в створе, расположенном на расстоянии 6 км ниже источника поступления, — 29,4 Бк/кг (см. табл. 6.15), то среднегодовое поступление радионуклида составит $0,96 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Если использовать данные по загрязнению донных отложений в створе в 500 м ниже источника, то поступление радионуклида

составит $0,99 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Хорошее совпадение результатов расчета по двум разным створам косвенно указывает на адекватность принятой модели, а также на то, что измерения содержания ^{60}Co в донных отложениях были выполнены с достаточно высокой степенью достоверности. Для дальнейшего анализа примем среднегодовое поступление радионуклида равным $0,96 \cdot 10^{10}$ Бк/год (как основанное на измерениях с меньшей ошибкой — см. табл. 6.15).

Таблица 6.16. Входные параметры модели

Параметр	Значение
Средняя глубина реки, м	3,3
Средняя ширина русла реки, м	170
Средняя скорость течения, м/с	0,4
Коэффициент поперечной диффузии в Дону, $\text{м}^2/\text{с}$	0,085
Коэффициент распределения ^{60}Co между водой и взвесью, $\text{м}^3/\text{кг}$	10
Коэффициент распределения ^{60}Co между поровой водой и твердой фазой донных отложений, $\text{м}^3/\text{кг}$	5
Объемная масса (песчано-илистых) донных отложений, $\text{кг}/\text{м}^3$	1100
Постоянная распада ^{60}Co , с^{-1}	$4,17 \cdot 10^{-9}$
Средняя толщина обменного слоя донных отложений, м	0,1
Скорость осаждения взвеси характерного размера (0,05 мм), м/с	10^{-3}
Скорость взмучивания при расчете ^{60}Co , м/с	$1,85 \cdot 10^{-8}$
Коэффициент массопереноса ^{60}Co между водной массой и дном, обусловленного диффузией, м/с	$4,75 \cdot 10^{-8}$
Коэффициент массопереноса ^{60}Co между эффективным слоем донных отложений и толщей дна, м/с	0,0

По экспертным оценкам, в 2001 г. с разгрузкой подземных вод из района ХЖО-2 в Дон поступило $6,6 \cdot 10^{10}$ Бк/год ^{60}Co (при допустимом сбросе $6,15 \cdot 10^{11}$ Бк/год) [35]. Сравнение результатов расчетов с данными экспертных оценок показывает, что расчетные значения среднегодового поступления ^{60}Co в Дон примерно в семь раз меньше, чем приводимые экспертные оценки [32].

В наибольшей степени результаты расчета мощности источника поступления ^{60}Co зависят от коэффициента распределения радионуклида между водой и взвешенными частицами k_{dw} (рис. 6.6). В диапазоне значений k_{dw} от 10 до 50 $\text{м}^3/\text{кг}$ (а именно такие значения в основном наблюдаются на практике) зависимость $R(k_{dw})$ при монотонном характере снижения меняется всего на 8%. В области малых значений k_{dw} наблюдается интенсивный рост кривой $R(k_{dw})$. Это означает, что при выборе значений k_{dw} до 5 $\text{м}^3/\text{кг}$ возникает более высокая вероятность ошибки при определении

мощности источника поступления. Следует отметить, что результаты расчетов и экспертные оценки в определении R ($6,6 \cdot 10^{10}$ Бк/год) для ^{60}Co практически совпадают, если значение k_{dw} в расчетах принять равным $1,2 \text{ м}^3/\text{кг}$.

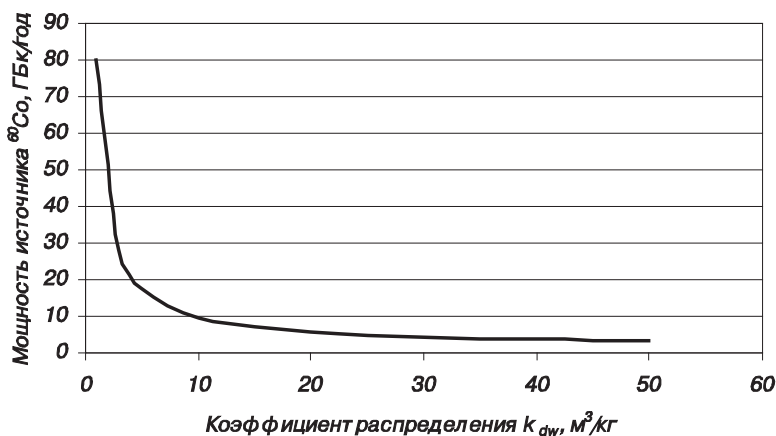


Рис. 6.6. Зависимость расчетной мощности источника поступления ^{60}Co в Дон от принятого в расчетах коэффициента распределения «вода — взвесь»

Малые коэффициенты распределения ^{60}Co характерны для песчаных взвешенных и донных наносов. Взвесь же Дона представлена в основном илистыми частицами, для которых коэффициент распределения, как правило, не ниже $10 \text{ м}^3/\text{кг}$. Именно это значение было принято в расчетах.

Как было показано выше, ошибка при выборе k_{dw} в расчетной области не может привести к погрешности расчетов более чем 8%. В дальнейшем следует провести натурные исследования Дона, которые позволят уточнить параметры сорбции и миграции ^{60}Co .

Предлагаемый метод позволяет достаточно просто оценить мощность стационарного источника поступления радионуклидов в речные системы на основе измеренных концентраций радионуклидов в донных отложениях в створах ниже по течению реки. Для достоверных расчетов требуется статистически надежная информация о содержании радионуклидов в донных отложениях, а также экспериментальные данные по ряду параметров, характеризующих миграционные свойства радионуклидов в рассматриваемой реке.

6.2. Аварийное загрязнение водных объектов

При нормальной эксплуатации предприятий ЯТЦ в окружающую среду поступает незначительное количество радиоактивных веществ, сброс которых строго регламентируется. Поэтому штатная эксплуатация РОО предприятий, как правило, не вызывает негативных последствий для населения и окружающей среды. Несмотря на то что совершенствованию систем надежности и безопасности предприятий ЯТЦ уделяется особое внимание, полностью исключить возможность возникновения аварийных ситуаций на технологически сложных предприятиях не удастся. Радиационные аварии и инциденты могут приводить к серьезным последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением водных объектов и окружающей среды в целом.

Самая серьезная радиационная катастрофа произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. Суммарный выброс радиоактивности составил около 50 МКи (без учета инертных радиоактивных газов), примерно 3—4% общего количества накопленной в реакторе активности.

Обсудим возможность использования рассмотренных моделей для прогнозирования аварийного загрязнения водных объектов на примере Чернобыльской аварии.

6.2.1. Прогноз радиоактивного загрязнения воды и донных отложений Киевского водохранилища ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС

Значительный вклад в радиоактивное загрязнение Киевского водохранилища в летне-осенний период 1986 г. внесли атмосферные выпадения загрязненных аэрозолей на акваторию водоема, наблюдавшиеся в первые дни после аварии. Это обусловило достаточно равномерное рассеяние радиоактивных веществ по объему водной массы и позволило для приближенных расчетов использовать трехкамерную модель идеального смешения (см. подраздел 3.6.2 главы 3). Рассмотрим результаты использования трехкамерной модели миграции радионуклидов в Киевском водохранилище на примере прогноза уровней загрязнения воды и донных отложений водоема ^{137}Cs в первые шесть месяцев после аварии.

В результате атмосферных выпадений в Киевское водохранилище с учетом его верхней части поступило около $1,33 \cdot 10^{14}$ Бк (3600 Ки) ^{137}Cs . Такая оценка получена на основании средней плотности загрязнения акватории водоема, принятой равной $14,8 \cdot 10^4$ Бк/м² (4 Ки/км²). Хроническое загрязнение водохранилища этим радионуклидом в летне-осенний период 1986 г.

было обусловлено поступлением ^{137}Cs в Киевское водохранилище с водами Припяти и Днестра. В табл. 6.17 приведены оценки скорости поступления ^{137}Cs в Киевское водохранилище с водами Припяти и Днестра за май-ноябрь 1986 г. [39].

Таблица 6.17. Оценка скорости поступления ^{137}Cs в Киевское водохранилище со стоком Припяти и Днестра, май-ноябрь 1986 г.

Месяц	Припять			Днепр		
	Расход воды у Чернобыля, м ³ /с	Среднее содержание ^{137}Cs в воде, Бк/м ³	Скорость поступления, 10 ⁵ Бк/с	Расход воды у поселка Теремцы, м ³ /с	Среднее содержание ^{137}Cs в воде, Бк/м ³	Скорость поступления, 10 ⁵ Бк/с
Май	590	29 600	173,80	1370	5600	75,90
Июнь	320	10 400	33,80	370	3700	14,04
Июль	160	5600	9,87	350	1300	4,17
Август	160	3300	5,69	350	700	2,66
Сентябрь	220	1900	4,17	380	700	2,66
Октябрь	220	1100	2,66	390	700	2,66
Ноябрь	205	1100	2,66	380	700	2,66

Среднемесячные расходы воды Припяти у поселка Чернобыль получены с помощью расчетов по значениям расходов воды у Мозыря с учетом приточности и времени добегания. Аналогично расходы воды Днестра у поселка Теремцы получены по расходам воды у Речицы с учетом приточности и времени добегания.

Используя аппроксимацию приводимых в таблице данных в виде экспоненты, суммарный источник хронического поступления ^{137}Cs в Киевское водохранилище на рассматриваемом отрезке времени можно описать следующей зависимостью:

$$R(t) = 2,51 \cdot 10^7 \exp(-2,87 \cdot 10^{-7} t), \text{ Бк/с}, \quad (6.24)$$

где t — время с момента аварии, с.

Необходимые параметры модели, используемые при описании миграции ^{137}Cs в Киевском водохранилище, были выбраны с учетом результатов натурных исследований [39].

В качестве начальной концентрации ^{137}Cs в воде и донных отложениях водохранилища были приняты средние измеренные объемная и удельная активности радионуклида у города Припяти, полученные летом 1984 г. в период обследования водных объектов в районе Чернобыльской АЭС [21]. В табл. 6.18 приведены параметры модели, использованные в расчетах.

**Таблица 6.18. Исходные параметры модели, принятые в расчетах
загрязнения Киевского водохранилища ^{137}Cs**

Параметр	Значение
Средний объем воды водохранилища, м ³	$3,7 \cdot 10^9$
Среднегодовой расход воды, м ³ /с	$1,05 \cdot 10^3$
Средняя глубина, м	4,0
Коэффициент распределения ^{137}Cs между водой и взвесью, м ³ /кг	70
Коэффициент распределения ^{137}Cs между поровой водой и частицами обменного слоя, м ³ /кг	60
Коэффициент распределения ^{60}Co между поровой водой и твердой фазой	5
Эффективного слоя донных отложений, м ³ /кг	
Объемная масса обменного слоя донных отложений, кг/м ³	35
Объемная масса эффективного слоя донных отложений, кг/м ³	1000
Постоянная распада ^{137}Cs , с ⁻¹	$7,28 \cdot 10^{-10}$
Средняя толщина обменного слоя донных отложений, м	0,005
Средняя толщина эффективного слоя донных отложений, м	0,02
Эквивалентная скорость осаждения взвеси, м/с	$8 \cdot 10^{-5}$
Мутность воды, кг/м ³	0,015
Скорость заилиения, м/с	$4,8 \cdot 10^{-11}$
Коэффициент диффузионного массообмена ^{137}Cs между водной массой и донными отложениями, м/с	$3,2 \cdot 10^{-6}$
Коэффициент диффузионного массообмена ^{137}Cs между обменным и эффективным слоями донных отложений, м/с	$3,2 \cdot 10^{-8}$
Коэффициент диффузионного массообмена между эффективным слоем и нижележащими донными отложениями, м/с	$1,6 \cdot 10^{-8}$
Суммарное разовое поступление ^{137}Cs в водоем за счет атмосферных выпаждений на зеркало, Бк	$1,33 \cdot 10^{14}$
Начальная скорость поступления ^{137}Cs при хроническом поступлении, Бк/с	$2,51 \cdot 10^7$
Коэффициент снижения поступающей активности, с ⁻¹	$2,87 \cdot 10^{-7}$
Фоновое содержание ^{137}Cs в воде до аварии, Бк/м ³	3,7
Фоновое содержание ^{137}Cs в донных отложениях до аварии (воздушно-сухого веса), Бк/кг	18,5

На **рис. 6.7** и **6.8** приведено сопоставление результатов расчета с данными измерений содержания ^{137}Cs в воде и донных отложениях Киевского водохранилища в зависимости от времени (в долях года) с момента аварии на Чернобыльской АЭС [39] для трехкамерной (3.61) и упрощенной двухкамерной (3.58) моделей. Из **рис. 6.7** видно, что введение в рассмотрение обменного слоя донных отложений позволяет трехкамерной модели более адекватно описывать кинетику процесса загрязнения водохранилища на начальном этапе примерно до полугода по сравнению с более простой двухкамерной моделью. Как следует из приведенных данных, отличие расчетного содержания ^{137}Cs в воде Киевского водохранилища от средней измеренной концентрации не превысило 10%, в обменном слое донных отложений — 20%, а в эффективном слое отличие составило около 30%.

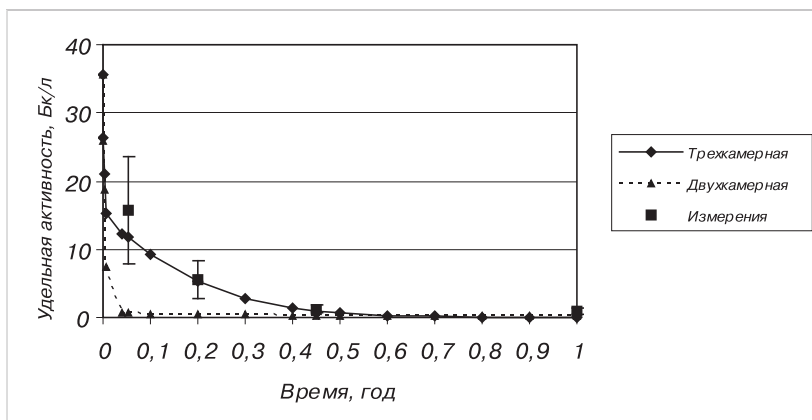


Рис. 6.7. Расчетное и измеренное содержание ^{137}Cs в воде Киевского водохранилища

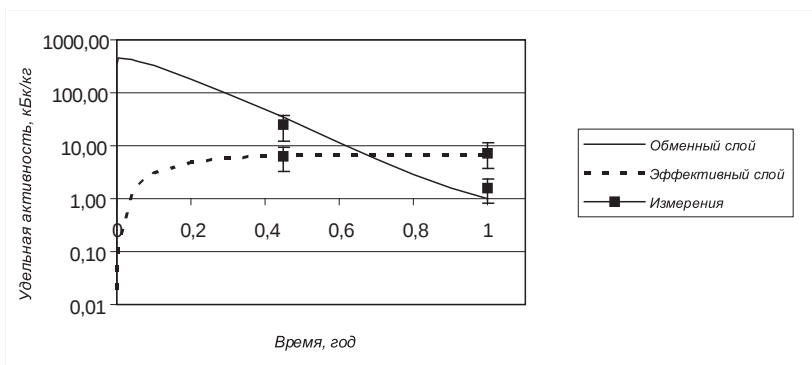


Рис. 6.8. Расчетная и измеренная удельная активность ^{137}Cs в донных отложениях Киевского водохранилища

На **рис. 6.9** приведены расчетные кривые, описывающие изменение полного запаса ^{137}Cs в дне Киевского водохранилища, а также содержание этого нуклида в обменном и эффективном слоях донных отложений. Расчетный запас ^{137}Cs к осени 1986 г. составил 131,7 ТБк, что согласуется с результатами экспериментальных оценок (110—150 ТБк) [20]. Расчеты показывают, что более половины общего содержания ^{137}Cs в донных отложениях Киевского водохранилища в мае 1986 г. находилось в подвижном обменном слое толщиной 0,5 см.

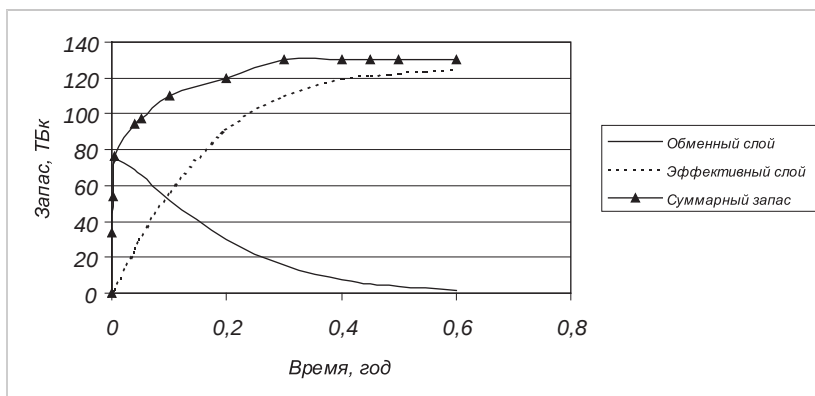


Рис. 6.9. Расчетный запас ^{137}Cs в донных отложениях Киевского водохранилища
(1 ТБк = $1 \cdot 10^{12}$ Бк)

Прогноз вторичного загрязнения воды Киевского водохранилища ^{137}Cs на рассматриваемом отрезке времени показал, что при штормовых условиях на водохранилище и полном взмучивании загрязненных донных осадков, содержащихся в обменном слое (3.70), максимальное содержание ^{137}Cs в воде не превысит среднее содержание этого радионуклида более чем в три раза [21]. Этот вывод также подтверждается результатами исследований других авторов [22].

6.2.2. Прогноз радиоактивного загрязнения воды и донных отложений водоема-охладителя Чернобыльской АЭС при помощи компьютерного комплекса «Кассандра»

В данном разделе кратко рассматриваются возможности использования компьютерного комплекса «Кассандра», описанного в главе 5, для оперативного прогнозирования загрязнения воды и донных отложений водоемов при аварийных ситуациях. На основании приведенных в [23] экспериментальных данных были выполнены расчеты содержания радионуклидов в воде и донных отложениях водоема-охладителя после аварии на Чернобыльской АЭС. Использовалась модель слабопроточного водоема («Basin») [3]. Целью расчетов была валидация модели путем сравнения результатов расчета с данными радиационного мониторинга водоема-охладителя.

Радиоактивное загрязнение водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, как и загрязнение ближней зоны, сформировалось в основном в период

с 26 апреля по 8 мая 1986 г. [40]. Особенности формирования зоны загрязнения были обусловлены динамикой аварийного выброса, размерами охладителя аэрозольных частиц, высотой выброса и метеорологическими условиями рассеяния радиоактивной примеси. Исследования показали, что в целом водоем-охладитель был загрязнен неравномерно — в его северную часть поступило больше активности, чем в южную [41]. Для расчетов консервативно предполагалось, что плотность атмосферных выпадений на водное зеркало была одинакова и соответствовала средней плотности береговой зоны. В табл. 6.19 приведены основные характеристики водоема-охладителя, использованные в расчетах [23].

**Таблица 6.19. Основные характеристики водоема-охладителя
Чернобыльской АЭС**

Параметр	Значение	Размерность
Площадь зеркала	22,7	км ²
Тип донных отложений	Ил торфянистый	—
Средняя глубина	6,56	м
Расход воды	3,95	м ³ /с
Площадь водосбора водоема	16,87	км ²

Расчеты с помощью комплекса «Кассандра» проводились для двух сценариев загрязнения. Первый предполагал, что основным источником загрязнения водоема-охладителя являлись атмосферные выпадения радионуклидов на водное зеркало в первые дни после аварии. Второй в качестве источника рассматривал как кратковременные атмосферные выпадения, так и смыв активности с загрязненного водосбора. Сравнение вычисленных с помощью комплекса «Кассандра» и экспериментально измеренных значений объемной и удельной активности приведено на **рис. 6.10**. Из **рис. 6.10** видно, что результаты расчетов содержания радионуклидов в воде по первому сценарию (строка «Basin (мгнов. выброс)») примерно на порядок ниже данных измерений. Результаты расчета по второму сценарию намного лучше соответствуют экспериментальным данным как по абсолютным значениям удельных активностей (**рис. 6.10** строки «Basin (выброс и смыв)»), так и по таким косвенным параметрам, как соотношение удельных активностей ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (**рис. 6.12**), скорость выведения радионуклидов из водоема (**рис. 6.11**). Это позволяет сделать вывод об адекватном описании двухкамерной моделью процессов перераспределения активности и процессов выведения радионуклидов из водоема-охладителя.

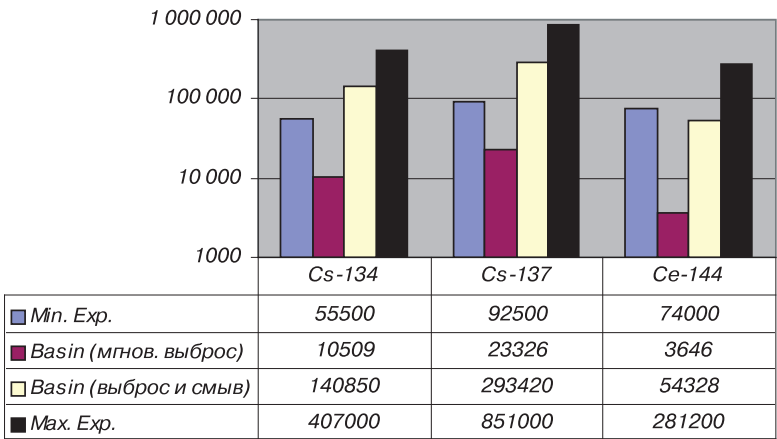


Рис. 6.10. Загрязнение воды водоема-охладителя Чернобыльской АЭС
в сентябре 1986 г., Бк/м³

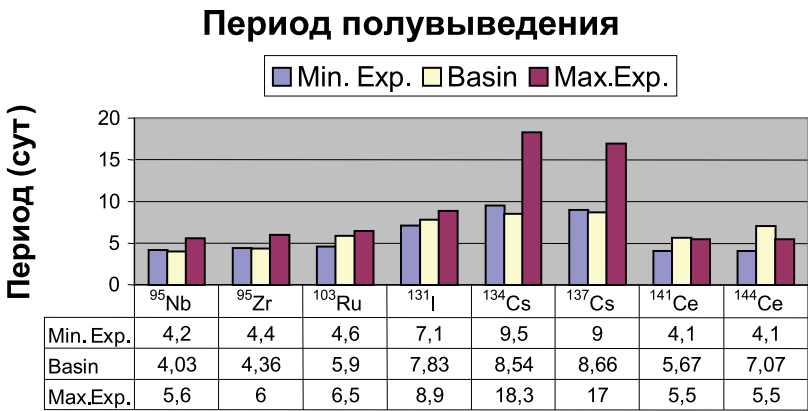


Рис. 6.11. Самоочищение водоема-охладителя Чернобыльской АЭС

Отношение активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в воде

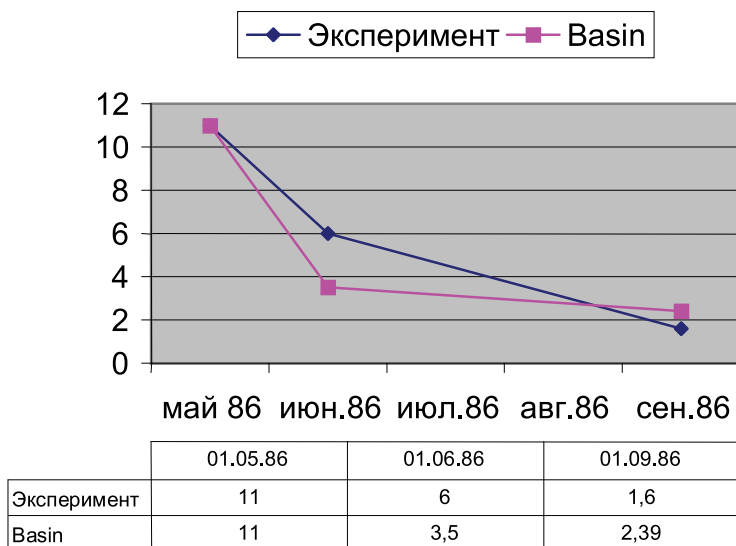


Рис. 6.12. Соотношение удельных активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в 1986 г.

Литература

1. Аполлов Б. А. Учение о реках. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1963. — 418 с.
2. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Возженников О. И. и др. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. — 1989. — № 2.
3. Крылов А. Л., Жилина Н. И., Носов А. В. и др. Компьютерное моделирование последствий поступления радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Изв. Рос. акад. наук. Энергетика. — 2004. — № 3. — С. 74—81.
4. Кононович А. Л., Носов А. В. Продольный перенос вредных примесей речным потоком // Атомная энергия. — 2001. — Т. 90, вып. 1.

5. Крышев А. И., Носов А. В. Радиоэкологическая модель переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в речной системе «Исеть — Тобол — Иртыш» // Изв. вузов. Ядерная энергетика. — 2005. — № 3. — С. 16—25.
6. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1992 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1994.
7. Мокров Ю. Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. — Ч. 1. — Озерск, 2002. — 176 с.
8. Новицкий М. А. Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле // Метеорология и гидрология. — 1993. — № 1.
9. Носов А. В. Использование двумерной стационарной модели миграции радионуклидов для прогноза содержания ^{137}Cs в речной системе Енисея // Атомная энергия. — 2002. — Т. 93, вып. 2. — С. 137—143.
10. Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Юшков П. И. и др. Влияние стоков реки Течи на радиоэкологическое состояние реки Исеть // Экология. — 1997. — № 6. — С. 474—477.
11. Учет параметров гидрологической дисперсии радиоактивных веществ при выборе площадок для АЭС / МАГАТЭ. — Вена, 1987. — 115 с. — (Сер. изданий по безопасности; 50 SG-S6).
12. Bobrovitskaya N., Denison F., Nosov A. et al. Operational models / Ed. by J. Brown; NRPA // STREAM Deliverable report for project ERB IC 15-CT98-0219 in the EC's Copernicus Programme. — [S. l.], 2001. — 57 p.
13. Kryshev I. I., Kryshev A. I., Nosov A. V., Badalyan K. D. Modelling of plutonium transfer into the Techa River // Proceedings of the International Conference RADLEG-RADINFO-2005. — Moscow, 2005.
14. Kryshev I. I., Romanov G. N., Chumichev V. B. et al. Radioecological consequences of radioactive discharges into the Techa River on the Southern Urals // J. Environ. Radioactivity. — 1998. — 38 (2). — P. 195—209.
15. Oughton D. H., Fifield L. K., Day J. P. et al. Plutonium from Mayak: Measurement of isotope ratios and activities using accelerator mass spectrometry // J. Environ. Radioactivity. — 2000. — 34. — P. 1938—1945.
16. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1994 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1995.
17. Skipperud L., Salbu B., Oughton D. H. et al. Plutonium contamination in soils and sediments at Mayak PA, Russia // Health Physics. — 2005. — 89, 3. — P. 255—266.
18. Strand P., Brown J. E., Drozhko E. et al. Biogeochemical behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the artificial reservoirs of Mayak PA, Russia // The Science of the Total Environment. — 1999. — 241. — P. 107—116.

19. Trapeznikov A. V., Pozolotina V. N., Chebotina M. Ya. et al. Radioactive Contamination of the Techa River, the Urals // Health Physics. — 1993. — 65. — P. 481—488.
20. Войцехович О. В., Шестопалов В. М., Скальский А. С., Канивец В. В. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после чернобыльской аварии. — Киев, 2001. — 147 с.
21. Писарев В. В., Носов А. В., Кузнецова В. М. и др. Изучение загрязнения Киевского водохранилища за период с 1986 по 1987 г. // Чернобыль 88. — Т. 5. — Ч. 2. — М.: Энергоатомиздат, 1989. — С. 159—175.
22. Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю. А. Израэля. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — 296 с.
23. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов охладителей АЭС. — Киев: Техніка, 1995.
24. Крылов А. Л., Носов А. В., Крышев А. И. и др. Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек // Метеорология и гидрология. — 2007. — № 7. — С. 81—92.
25. Носов А. В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. — 1997. — № 12. — С. 84—91.
26. Носов А. В., Ашанин М. В., Иванов А. Б., Мартынова А. М. Радиоактивное загрязнение Енисея, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината // Атомная энергия. — 1993. — Т. 74, вып. 2. — С. 144—149.
27. Носов А. В., Мартынова А. М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК // Атомная энергия. — 1996. — Т. 81, вып. 3. — С. 226—232.
28. Brown J., Borhuis S., Strand P. et al. Source development and transport of radioactive contamination in the environment through the use of satellite imagery. — Norway, NRPA, 2000. — 117 p. — (STREAM. First Annual Report. (01.03.99—01.03.00) Project ERB IC 15-CT98-0219 in the EC's Copernicus Programme).
29. Ресурсы поверхностных вод СССР: Основные гидрологические прогнозы. — Т. 16: Ангара-Енисейский регион. — Л.: Гидрометеиздат, 1967. — 376 с.
30. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1995 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1996.
31. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. А. В. Караушева. — Л.: Гидрометеиздат, 1987. — 287 с.

32. Носов А. В. Оценка источника поступления радиоактивных веществ в реку по данным измерения загрязнения донных отложений // Атомная энергия. — 2005. — Т. 99, вып. 3. — С. 221—228.
33. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — СПб.: Гидрометеиздат, 2001.
34. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году: Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. — СПб.: Гидрометеиздат, 2002.
35. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. — СПб.: Гидрометеиздат, 2003.
36. Аникеев В. В., Христианова Л. А. Коэффициенты распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами в водоемах. — М.: Атомиздат, 1973. — 43 с.
37. Крылов А. Л., Жилина Н. И., Казаков С. В. и др. Численное моделирование распространения радиоактивных веществ в поверхностных водоемах при радиационных авариях // Инженерная экология. — 2005. — № 1. — С. 33—41.
38. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1994.
39. Носов А. В. Прогноз содержания радиоактивных веществ в воде и донных отложениях водоемов в зоне воздействия АЭС: Дис. ... канд. физ.-мат. наук. — М., 1990. — 160 с.
40. Асмолов В. Г., Боровой А. А., Демин В. Ф. Авария на Чернобыльской АЭС: год спустя // Атомная энергия. — 1988. — Т. 64, вып. 1. — С. 3.
41. Егоров Ю. А., Леонов С. В. Миграция радионуклидов аварийного выброса в экосистеме водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в послеаварийный период // Экология регионов атомных станций: Сборник статей / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. — Вып. 1. — М.: Атомэнергопроект, 1994. — С. 89—104.
42. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1996 году: Ежегодник / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1998.

Глава 7

Регламентирование радиационного состояния водных объектов

7.1. Анализ национальной системы нормирования радиационного качества воды водных объектов

При контроле и прогнозировании радиационного состояния водных объектов прежде всего возникают вопросы, с чем сравнивать измеренную или расчетную концентрацию радионуклидов в воде, донных отложениях и биоте, какие концентрации можно считать безопасными, а какие относят исследуемый водоем к категории загрязненных.

Основными нормативными документами по охране поверхностных вод от загрязнения химическими и другими загрязняющими веществами являются «Правила охраны поверхностных вод» и санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.5.980-00 «Гигиенические требования к охране поверхностных вод» [7, 12]. Для регламентирования поступления химических загрязняющих веществ в водные объекты эти документы оперируют понятием ПДК — предельно допустимой концентрации вредного вещества в воде. Под ПДК понимается максимальная концентрация, при которой вредные вещества в воде не оказывают прямого или опосредованного влияния на состояние здоровья населения (при воздействии на организм в течение всей жизни) и не ухудшают гигиенические условия водопользования. В части охраны поверхностных вод от радиоактивного загрязнения в этих документах указывается, что сброс, удаление и обезвреживание сточных вод, содержащих радионуклиды, должны осуществляться в соответствии с нормами радиационной безопасности.

В настоящее время основным документом, регламентирующим допустимые уровни содержания радионуклидов в питьевой воде и атмосферном воздухе, являются НРБ-99 [6]. Согласно этому документу эффективная доза облучения населения не должна превышать 1 мЗв/год в среднем за любые последовательные пять лет, но не более 5 мЗв/год. Для нормирования содержания радионуклидов в воздухе в НРБ-99 используются допустимые объемные среднегодовые активности (ДОВА), а в питьевой воде — уровень

вмешательства (УВ). УВ — это средняя за год удельная активность радионуклида в питьевой воде (Бк/кг), создающая при постоянном потреблении воды в объеме 2 кг/сут эффективную дозу 0,1 мЗв/год. Для суммы радионуклидов, присутствующих в питьевой воде, должно выполняться условие

$$\sum_i \frac{A_i}{УВ_i} \leq 1, \quad (7.1)$$

где A_i — удельная активность i -го радионуклида в воде; $УВ_i$ — уровень вмешательства для i -го радионуклида. Значения УВ приведены в приложении П-2 НРБ-99. Если выполняется условие (7.1), не требуется мероприятий по снижению радиоактивности питьевой воды. При его невыполнении защитные действия должны осуществляться с учетом принципа оптимизации.

Таким образом, по радиационному фактору в настоящее время регламентируются только воды питьевого назначения. Важная деталь: НРБ-99 требуют выполнения соотношения (7.1) при регламентировании содержания в питьевой воде радиоактивных веществ как искусственного, так и природного происхождения, что существенно осложняет процедуры нормирования воздействия техногенных источников для питьевых вод. В среднем содержание в воде основных дозообразующих естественных радионуклидов в пресных водах составляет (Бк/л) [2]: ^{40}K — 0,004—0,24, ^{222}Rn — 0,007—6,7, ^{226}Ra — 0,0004—0,11, ^{234}U — 0,0004—0,13, ^{238}U — 0,0002—0,06.

Доза от этих радионуклидов при питьевом потреблении воды равна 0,0004—0,041 мЗв/год, а ее вклад в дозовую квоту, выделяемую НРБ-99 для питьевой воды (0,1 мЗв/год), составляет 0,4—40%, т. е. вполне значимую величину.

Для задач нормирования и охраны поверхностных вод от радиоактивного загрязнения использование значений УВ не совсем корректно, так как этот норматив рассчитан в предположении поступления радионуклидов в организм человека только с питьевой водой без учета основных путей поступления радионуклидов по пищевым цепочкам, а также вклада внешнего облучения в суммарную дозу [8; 9]. Использование УВ для сравнения с реально наблюдаемыми концентрациями радионуклидов в воде также затруднительно и из-за того, что в НРБ-99 этот параметр для большинства радионуклидов определен для детей в возрасте одного-двух лет. Необходимо отметить, что при расчетах доз от водопользования обычно рассматривают в качестве критической

группы населения социальную группу «Рыбаки», получающую наибольшую дозу. Поэтому применять на практике значения УВ, определенные для малолетних детей, некорректно ¹.

Кроме НРБ-99 качество воды только питьевого назначения регламентируется как минимум 16 правовыми, нормативными и справочными документами, содержащими неоднозначные и часто противоречащие друг другу требования и рекомендации [1].

Отнесение вод по содержанию в них радиоактивных веществ к жидким радиоактивным отходам (ЖРО) определяют ОСПОРБ-99 [10] (п. 3.12.1): «К жидким радиоактивным отходам относятся не подлежащие дальнейшему использованию любые радиоактивные жидкости, растворы органических и неорганических веществ, пульпы и шламы, в которых удельная активность радионуклидов более чем в 10 раз превышает значения уровней вмешательства при поступлении с водой, приведенные в приложении П-2 НРБ-99». Жидкие радиоактивные отходы не должны попадать в поверхностные воды, так как согласно ОСПОРБ-99 (п. 3.12.11) «запрещается сброс жидких радиоактивных отходов в хозяйственно-бытовую и ливневую канализацию, водоемы, поглощающие ямы, колодцы, скважины, на поля орошения, поля фильтрации, в системы подземного орошения и на поверхность земли».

7.2. Международные рекомендации и стандарты

Документы в области нормирования радиационного фактора по-разному определяют и трактуют подходы к оценке радиационного состояния водных объектов.

Наиболее употребительной является оценка по радиационному качеству воды при хозяйственно-питьевом использовании водного объекта. Норматив на общую объемную альфа- и бета-радиоактивность как регламент радиологического качества питьевых вод введен Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) [3].

¹ Одновременно со сдачей настоящей монографии в печать вышли новые нормы радиационной безопасности — НРБ-99/2009 [22]. В них в целом принята система нормирования содержания радионуклидов в питьевой воде, аналогичная НРБ-99, — с помощью УВ по формуле (7.1). Численные значения УВ для радионуклидов в новых нормах более жесткие и приводятся для взрослых людей. В этом документе введен единый критерий первичной оценки качества питьевой воды по удельным суммарным альфа- и бета-активности, которые не должны превышать соответственно 0,2 и 1,0 Бк/кг.

ВОЗ установила обобщенные показатели радиологического качества питьевой воды. «Руководство по контролю качества питьевой воды» [3] является основным стандартом, на основании которого разрабатываются нормативы других государств. Рекомендации ВОЗ — результат многолетних фундаментальных исследований. В своих расчетах и рекомендациях ВОЗ использует дозы от потребления питьевой воды в размере 0,1 мЗв/год. Это значение было выбрано, так как оно составляет 10% предела дозы для населения, рекомендованного Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) [19] и Международным агентством по атомной энергии [20]. Это значение также равно 10% уровня вмешательства, рекомендованного МКРЗ для основных продуктов питания при продолжительном облучении [21]. То есть если вода удовлетворяет нормам радиологической безопасности, то при ее ежедневном употреблении в количестве 2 л в день эффективная доза, которую при этом получает человек за год, не превысит 0,1 мЗв, и эта ежегодно получаемая доза может считаться безопасной на протяжении всей жизни человека. Обобщенные показатели радиологического качества питьевой воды, принятые в разных странах, суммированы в табл. 7.1 [3—7].

Таблица 7.1. Радиологические показатели качества питьевой воды

Показатель	Единица измерения	ВОЗ	US EPA	ЕС	СанПиН России	ДсанПиН України	НРБ-99	НРБУ-97
Общая альфа-радиоактивность	Бк/л	0,5 ^{*1}	0,555 ^{*2}	—	0,1 ^{*7}	0,1 ^{*8}	0,1 ^{*9}	—
Общая бета-радиоактивность	Бк/л	1,0 ^{*1}	—	—	1,0 ^{*7}	1,0 ^{*8}	1,0 ^{*9}	—
²²⁶ Ra	Бк/л	—	—	—	—	—	0,5 ^{*10}	1,0 ^{*13}
²²⁸ Ra	Бк/л	—	—	—	—	—	0,2 ^{*10}	1,0 ^{*13}
Радий суммарно	Бк/л	—	0,185 ^{*2}	—	—	—	—	—
Эффективная доза	мЗв/год	0,1	0,04 ^{*3}	0,1 ^{*4}	—	—	0,1	1,0 ^{*11}
Тритий	Бк/л	—	—	100 ^{*5}	—	—	7700 ^{*12} 3300 ^{*12}	30 000 ^{*14}
Уран	Бк/л	—	30 ^{*6}	—	—	—	15	1,0 ^{*13} ^{*16}

^{*1} При превышении этих значений проводится подробный поэлементный радиохимический анализ.

^{*2} В пересчете из пКи/л в Бк/л. По нормам США, предельный показатель для общей альфа-радиоактивности составляет 15 пКи/л, а для ²²⁶Ra и ²²⁸Ra суммарно — 5 пКи/л.

^{*3} В пересчете из mRem/year. В нормах US EPA имеется в виду не общая доза, а только суммарно от источников бета-частиц и фотонов. Отнесена в эту графу в силу своей физической сути (т. е. доза, а не радиоактивность), что ясно из единицы измерения.

*⁴ Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды» 98/93/ЕС от 1998 г. Не включает тритий, ⁴⁰K, радон и продукты распада радона.

*⁵ Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды» 98/93/ЕС от 1998 г.

*⁶ Этот норматив US EPA вступил в силу с 8 декабря 2003 г. согласно последним изменениям к национальному стандарту качества воды США в части радионуклидов (в мкг/л исходя из химической токсичности урана).

*⁷ Идентификация присутствующих в воде радионуклидов и измерение их индивидуальных концентраций проводятся при превышении нормативов общей активности. Оценка обнаруженных концентраций проводится в соответствии с ГН 2.6.1.054-96 (НРБ-96).

*⁸ «У разі перевищення цих рівнів слід провести вивчення радіонуклідного складу досліджуваних проб води щодо його відповідності нормам радіаційної безпеки. Для особливих регіонів нормативи радіаційної безпеки питної води погоджуються Головним державним санітарним лікарем України».

*⁹ Для предварительной оценки допустимости использования воды для питьевых целей.

*¹⁰ Значения УВ (уровень вмешательства), рассчитанные для монофакторного облучения критической группы «Взрослые» за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой, исходя из регламента дозовой квоты на питьевое водопотребление, равной 0,1 мЗв/год.

*¹¹ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения.

*¹² УВ для органических и неорганических соединений трития соответственно.

*¹³ Значения уровней действий для природных радионуклидов в питьевой воде.

*¹⁴ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида (трития) с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения, равного 1 мЗв/год.

*¹⁵ Приводятся значения УВ для каждого из девяти изотопов урана ^{230—238}U (Бк/л).

*¹⁶ Суммарная активность природной смеси изотопов урана (Бк/л).

7.3. Регламентирование радионуклидного загрязнения донных отложений

Радиационное качество абиотических компонентов водных объектов определяется удельной активностью воды и донных отложений. Если в отношении воды существует нормативная база хотя бы для питьевого водоснабжения, пусть и не совсем совершенная [1], то критерии качества донных отложений, являющихся депо радионуклидов и тем самым представляющих серьезную потенциальную опасность вторичного загрязнения окружающей среды, в явном виде не зафиксированы.

Нижнюю границу загрязнения донных отложений можно обозначить величиной 300 Бк/кг, так как согласно ОСПОРБ-99 (п. 3.11.3) «не вводятся никаких ограничений на использование в хозяйственной деятельности любых твердых материалов, сырья и изделий при удельной активности радионуклидов в них менее 0,3 кБк/кг». В качестве верхней границы радионуклидного загрязнения донных отложений, по сути, в настоящее время используется критерий неотнесения их к категории твердых радиоактивных отходов. Согласно ОСПОРБ-99 (п. 3.12.1) «к твердым радиоактивным отходам относятся отработавшие свой ресурс радионуклидные источники, не предназначенные для дальнейшего использования материалы, изделия, оборудование, биологические объекты, грунт, а также отвержденные жидкие радиоактивные отходы, в которых удельная активность радионуклидов больше значений, приведенных в приложении П-4 НРБ-99, а при неизвестном радионуклидном составе удельная активность больше: 100,0 кБк/кг — для источников бета-излучения; 10,0 кБк/кг — для источников альфа-излучения; 1,0 кБк/кг — для трансурановых радионуклидов».

В соответствии с этими нормативами верхняя граница удельной активности объекта, при которой он относится к категории твердых радиоактивных отходов (ТРО), составляет, например, для ^{137}Cs величину, равную 10^4 Бк/кг. Элементарные оценки показывают, что при содержании этого радионуклида в воде на уровне питьевых стандартов ($УВ_{\text{Cs-137}} = 11$ Бк/л) и с учетом того, что коэффициент распределения между твердой (глины, илы) и жидкой (вода) фазами для ^{137}Cs находится на уровне не меньше 10^3 л/кг (обладает большой вариабельностью в зависимости от физико-химических условий водной среды), с большой вероятностью возможна ситуация, при которой удельная активность илистых донных отложений превысит верхнюю границу категории ТРО, даже если водоем будет удовлетворять требованиям, предъявляемым к объектам питьевого водопользования. Поскольку седименты (илистые и глинистые отложения) имеют слоистую структуру, с позиции нормирования удельной активности донных отложений (что необходимо, когда речь идет о комплексном использовании водного объекта) имеется определенный соблазн рассматривать верхний подвижный (обменный) слой отложений обособленно, поскольку именно он активно взаимодействует с водной фазой за счет процессов взмучивания, обусловленного транспортирующей способностью потока (ветроволновое воздействие и др.), и нормировать его по категории ЖРО, т. е. не превышения содержания радионуклидов в частицах верхнего слоя донных отложений 10 УВ. Это ошибочное представление прежде всего связано с отсутствием точного определения понятий «пульпы» и «шламы» в п. 3.12.1 ОСПОРБ-99 и с отсутствием пояснений, какое отношение могут иметь технологические термины «пульпы» и «шламы» к глинам и илам

в донных отложениях природных водных объектов. Согласно принятой в России и за рубежом классификации в зависимости от размеров частиц и плотности донные отложения подразделяются на следующие фракции: глина, ил, пыль, песок, гравий, галька и валуны [13; 14]. При измерениях удельной активности радионуклидов в донных отложениях результаты (Бк/кг) относятся к воздушно-сухому весу, что подчеркивает, что глины и илы — твердая, а не жидкая фаза. Таким образом, по мнению авторов, донные отложения водных объектов должны относиться к твердым средам, а не к жидким (пульпам и шламам).

Следует отметить, что если следовать ошибочной логике и относить мелко-дисперсные донные отложения (глины, илы, пыль и др.) к пульпам и шламам, то придется илистые донные отложения почти всех рек и водоемов России согласно ОСПОРБ-99 считать жидкими радиоактивными отходами по содержанию в них природного ^{226}Ra и ^{232}Th , которое в среднем в этих отложениях находится на уровне 20 Бк/кг (фоновое содержание) [17], а 10 УВ этих радионуклидов согласно НРБ-99 составляют 5 и 6 Бк/кг соответственно.

7.4. Экологическая концепция радиационной безопасности

Нормирование содержания радионуклидов в гидробионтах в широком смысле отсутствует. Согласно СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе не должно превышать 260 и 200 Бк/кг соответственно [15]. Для других радионуклидов и других видов водной биоты нормативы отсутствуют.

Экологическая концепция радиационной безопасности в строгом смысле слова пока развита слабо. В значительной степени это объясняется тем, что до недавнего времени считали: обеспечение радиационной безопасности человека автоматически гарантирует радиационную безопасность всей биоты. Сейчас вызывает сомнение сама концепция, гласящая, что охрана «слабого звена» биоценоза достаточна [11].

Если взять за основу и распространить данные, полученные отечественными учеными Т. Г. Сазыкиной и И. И. Крышевым по определению допустимых доз облучения морских животных и растений, на пресноводные виды, то согласно [11; 16] допустимые дозы облучения водных организмов будут находиться в интервале 100—1000 мГр/год. Для сравнения в табл. 7.2 приведена оценка доз облучения водных организмов от естественных источников.

**Таблица 7.2. Оценка дозы облучения водных организмов
от естественных источников радиации, мГр/год [18]**

Группа организмов	Морские (глубина 20 м)	Пресноводные (глубина 1—2 м)
Фитопланктон	0,2—0,7	0,2—0,8
Зоопланктон	0,3—1,7	0,2—0,3
Моллюски	1,0—4,6	0,5—3,5
Ракообразные	1,0—5,2	0,5—3,5
Рыба	0,3—3,7	0,5—4,0

Дальнейшие исследования в области радиоэкологии и охраны окружающей среды позволят накопить необходимую базу знаний для развития экологической концепции радиационной безопасности и совершенствования методов нормирования радиоактивных веществ в поверхностных водах.

Литература

1. Бахур А. Е. Радиоактивность воды и особенности национального нормирования // Аппаратура и новости радиац. измерений. — 2008. — № 1. — С. 23—27.
2. Ядерная энциклопедия. — М.: Благотворит. фонд Ярошинской, 1996. — С. 656.
3. World Health Organization Guidelines for drinking-water quality // http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en.
4. Державні санітарні правила і норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» №136/1940 від 15.04.1997 р. — Київ, 1997.
5. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. — Київ, 1998.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99 / Минздрав России. — М., 1999.
7. Гигиенические требования к охране поверхностных вод: Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.1.5.980-00.
8. Носов А. В., Иванов А. Б., Печкуров А. В. и др. Нормирование безопасного радиоактивного загрязнения воды и донных отложений в водных объектах // Атомная энергия. — 1999. — Т. 86, вып. 5. — С. 398—407.
9. Печкуров А. В., Крышев И. И., Носов А. В., Кононович А. Л. Современная нормативно-методическая база охраны поверхностных вод от радиоактивного загрязнения и ее возможное использование в обеспечении ЕГАСКРО // Доклады Всероссийской научно-

- практической конференции «Состояние и развитие единой государственной автоматизированной системы контроля радиационной обстановки на территории Российской Федерации». — Обнинск: НПО «Тайфун», 2001. — С. 226—229.
10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) СП 2.6.1.799-99 / Минздрав России. — М., 2000.
 11. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека: Публикация 91 МКРЗ. — М.: Комтехпринт, 2004. — 76 с.
 12. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения) Госкомприроды СССР. Утверждены 21 февраля 1991 г.
 13. Алексеевский Н. И. Гидрофизика: учебник для студентов вузов. — М.: Издат. центр «Академия», 2006. — 176 с.
 14. Караушев А. В. Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 272 с.
 15. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. СанПиН 2.3.2.1078-01.
 16. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учетом гигиенических и радиэкологических критериев // Атомная энергия. — 1999. — Т. 87, вып. 4. — С. 302—307.
 17. Зозуль Ю. Н. Комплексная оценка радиационно-опасных объектов на речной бассейн Московского региона: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — М., 2007.
 18. Blaylock B., Trabalka J. Evaluating the effects of ionizing radiation on aquatic organisms // Adv. Radiat. Biol. — 1978. — Vol. 7. — P. 103—152.
 19. 1990 recommendations of the ICRP. Annals of the ICRP, 21(1.3). — Oxford: Pergamon Press, 1990. — (Intern. Commission on Radiological Protection; Publication 60).
 20. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1996.
 21. Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. — Oxford, Pergamon Press, 2000. — (Intern. Commission on Radiological Protection; Publication 82).
 22. СанПиН 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)». — М., 2009.

Приложение

Основные понятия и приемы численного моделирования миграции радионуклидов в реках и водоемах

В процессе расчетов миграции и перераспределения загрязняющих веществ в водных объектах часто приходится решать численными методами отдельные дифференциальные уравнения или системы дифференциальных уравнений.

Численным решением системы уравнений называется таблица приближенных значений искомых функций в зависимости от значений независимых переменных. Численным методом решения системы уравнений называется последовательность арифметических операций, которая позволяет составить такую таблицу. Например, численное решение одномерного уравнения модели переноса радионуклидов в реке с учетом продольной дисперсии (3.35) — это последовательность арифметических операций, которая позволяет составить таблицу приближенных значений C в зависимости от x и t .

Для нахождения численного решения системы дифференциальных уравнений определяется набор точек (сетка), а исходные уравнения заменяются их численными аналогами, позволяющими находить решение при помощи последовательного выполнения определенных арифметических операций. Точки, формирующие этот набор, называются узлами сетки. Говорят, что численный метод аппроксимирует исходную систему уравнений, если при стремлении количества точек к бесконечности численное решение стремится к точному решению исходной системы уравнений.

При решении задач, связанных с радиоактивным загрязнением водных объектов, наиболее часто численными методами решаются дифференциальные уравнения в частных производных второго или первого порядка. С помощью таких уравнений описываются гидродинамика течений, перенос донных отложений и взвешенных частиц, а также пространственно-временное распространение загрязняющих примесей.

В настоящее время существует большое разнообразие численных методов: конечно-разностные методы, конечно-элементные методы, метод граничных элементов, лагранжевы методы (методы частиц), метод Монте-Карло и др. Поэтому часто возникает необходимость выбора действенного метода численного решения поставленной задачи. К сожалению, нельзя предложить один «правильный» метод.

В данной работе кратко рассматриваются только методы нахождения решения с применением конечных разностей в эйлеровых переменных как наиболее часто используемые. Ниже на основе работ [1—4] кратко рассмотрены свойства и особенности наиболее употребимых численных методов, а также представлены критерии выбора того или иного метода.

Основными свойствами численной схемы являются аппроксимация, устойчивость, консервативность, транспортность, величина схемных ошибок (фазовой, дисперсионной, ошибки, обусловленной неразличимостью, ошибки, связанной с наличием осцилляций), наличие «схемной» (численной) дисперсии в уравнениях распространения радионуклидов, «схемной» (численной) вязкости в уравнениях переноса вихря, используемого в гидравлических расчетах.

Не существует расчетной численной схемы, полностью избавленной от всех указанных ошибок и обладающей только положительными качествами. Поэтому при решении конкретной задачи необходимо анализировать, какие качества расчетной схемы наиболее важны.

Для простоты можно проиллюстрировать основные особенности выбора численной схемы на примере нахождения общего решения одномерного уравнения распространения загрязняющей примеси (загрязнителя) в рамках конвективно-дисперсионного приближения.

В предположении постоянной формы и площади русла реки уравнение пространственно-временного переноса загрязнителя может быть записано следующим образом:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial (Cu)}{\partial x}, \quad (\text{П.1})$$

где u — скорость течения; D — коэффициент продольной дисперсии.

Для нахождения численного решения строится расчетная сетка с шагом Δx_i по координате x и Δt_n по времени t .

Остановимся на случае равномерной сетки $(\Delta x, \Delta t)$. В дальнейшем будем использовать обозначение $f_i^n = f(i\Delta x, n\Delta t)$.

П.1. Методы нахождения конечно-разностного представления производных. Порядок аппроксимации

Типичным методом нахождения разностного представления для производных является разложение в ряд Тейлора:

$$f_{i+1} = f_i + \Delta x \left. \frac{\partial f}{\partial x} \right|_i + \frac{\Delta x^2}{2} \left. \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} \right|_i + o(\Delta x^2). \quad (\text{П.2})$$

Отсюда

$$\left. \frac{\partial f}{\partial x} \right|_i = \frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x} - \frac{\Delta x}{2} \left. \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} \right|_i + o(\Delta x) = \frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x} + o(\Delta x).$$

Таким образом, например, $\frac{\partial f}{\partial x}$ аппроксимируется выражением $\frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x}$ с погрешностью порядка Δx (первый порядок аппроксимации).

Чтобы численная схема была адекватна исходной системе дифференциальных уравнений, она должна ее аппроксимировать, т. е. при стремлении Δx к нулю численное решение должно стремиться к точному решению исходного уравнения. Иначе результат численного расчета будет решением, вообще говоря, другой задачи.

Порядком аппроксимации называется скорость стремления невязки (меры отличия производной от разностного представления) к нулю. Если невязка имеет порядок $o(\Delta x^2)$, то говорят, что имеет место второй порядок аппроксимации по x . Чем выше порядок аппроксимации, тем выше скорость сходимости к решению (при стремлении пространственных шагов и шагов по времени к нулю).

Существует метод повышения порядка численной схемы, который без изменения схемы и аппроксимирующего выражения позволяет повысить порядок аппроксимации. Это метод Рундсона, основанный на нахождении численного решения как линейной комбинации решений с разными шагами расчетной сетки. Проиллюстрировать это можно на примере ап-

проксимации первой производной $\frac{\partial f}{\partial x}$ выражением $\frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x}$. Выше было

показано, что порядок аппроксимации по Δx — первый.

Выпишем на один член больше в выражении (П.2):

$$f_{i+1} = f_i + \Delta x \frac{\partial f}{\partial x} + \frac{\Delta x^2}{2} \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} + \frac{\Delta x^3}{6} \frac{\partial^3 f}{\partial x^3} + o(\Delta x^3). \quad (\text{П.3})$$

Отсюда

$$\frac{\partial f}{\partial x} = \frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x} - \frac{\Delta x}{2} \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} - \frac{\Delta x^2}{6} \frac{\partial^3 f}{\partial x^3} + o(\Delta x^2). \quad (\text{П.4})$$

Уменьшив шаг Δx в два раза, из (П.4) можно получить

$$\frac{\partial f}{\partial x} = 2 \frac{f_{i+1/2} - f_i}{\Delta x} - \frac{\Delta x}{4} \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} - \frac{\Delta x^2}{24} \frac{\partial^3 f}{\partial x^3} + o(\Delta x^2). \quad (\text{П.5})$$

Умножим обе части (П.5) на 2 и вычтем из него (П.4). В результате получим

$$\begin{aligned} \frac{\partial f}{\partial x} &= 4 \frac{f_{i+1/2} - f_i}{\Delta x} - \frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x} + \frac{\Delta x^2}{12} \frac{\partial^3 f}{\partial x^3} + o(\Delta x^2) = \\ &= 4 \frac{f_{i+1/2} - f_i}{\Delta x} - \frac{f_{i+1} - f_i}{\Delta x} + o(\Delta x^2). \end{aligned}$$

Таким образом, погрешность для линейной комбинации решения с шагом Δx и решения с шагом $\frac{\Delta x}{2}$ будет иметь второй порядок по Δx . Однако количество итераций для нахождения решения на каждом шаге по времени возрастает более чем в три раза — требуется найти решение с шагом Δx плюс двойные затраты на нахождение решения с шагом $\frac{\Delta x}{2}$ плюс затраты на вычисление линейной комбинации.

Тем не менее если для достижения приемлемой погрешности в схеме первого порядка требуется уменьшить шаг и соответственно повысить вычислительные затраты, то использование данного приема позволит уменьшить шаг только в $\sqrt{m}$ раз. Таким образом, выигрыш в вычислительных затратах очевиден в случае, если $\sqrt{m} > 3$.

Следует понимать, что решение, полученное при помощи схемы даже с очень большим порядком аппроксимации, может не отражать реальных физических свойств моделируемого объекта ¹.

¹ Ниже это показано на примере моделирования распространения загрязнения в реке при помощи схемы, не обладающей свойством транспортности или обладающей ошибкой, связанной с наличием осцилляций.

Другой метод получения конечно-разностных выражений — полиномиальный. Предположим, что функция f может быть аппроксимирована полиномом $f(x) = a + bx + cx^2$. Поместим начало координат в точку x_i . Тогда

$$\frac{\partial f}{\partial x} = b, \quad \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} = 2c.$$

Значения b и c находятся исходя из известных значений f в узлах сетки. Например, следующим образом:

$$b = \frac{f_{i+1} - f_{i-1}}{2\Delta x}, \quad c = \frac{f_{i+1} + f_{i-1} - 2f_i}{2\Delta x^2}.$$

В результате

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -u_i^n \frac{f_{i+1}^n - f_{i-1}^n}{2\Delta x} + D \frac{f_{i+1}^n + f_{i-1}^n - 2f_i^n}{\Delta x^2}. \quad (\text{П.6})$$

Третий метод для вывода конечно-разностных уравнений — так называемый метод контрольного объема. Пусть f — концентрация консервативного загрязняющего вещества в i -й ячейке. Тогда полное приращение количества S данного вещества в контрольном объеме (i -й ячейке) равно сумме чистого притока за счет конвекции и чистого притока за счет дисперсии. В предположении, что граница ячейки (контрольного объема) имеет единичную площадь, чистый приток S за счет конвекции будет суммой конвективных потоков через левую и правую границы $\left[(uf)_{x-\Delta x/2} - (uf)_{x+\Delta x/2} \right] \Delta t$ и за счет дисперсии $D \Delta t \left(\frac{\partial f}{\partial x} \Big|_{x+\Delta x/2} - \frac{\partial f}{\partial x} \Big|_{x-\Delta x/2} \right)$.

Далее определим

$$(uf)_{x \pm \Delta x/2} = \frac{(uf)_{x \pm \Delta x} + (uf)_x}{2}, \quad \frac{\partial f}{\partial x} \Big|_{x \pm \Delta x/2} = \pm \frac{f_{x \pm \Delta x} - f_x}{\Delta x}.$$

В результате получаем

$$\frac{f_x^{t+\Delta t} - f_x^t}{\Delta t} = - \frac{(uf)_{x+\Delta x}^t - (uf)_{x-\Delta x}^t}{2\Delta x} + D \frac{f_{x+\Delta x}^t + f_{x-\Delta x}^t - 2f_x^t}{\Delta x^2}.$$

Если перейти к сеточным обозначениям, получим

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -\frac{u_{i+1}^n f_{i+1}^n - u_{i-1}^n f_{i-1}^n}{2\Delta x} + D \frac{f_{i+1}^n + f_{i-1}^n - 2f_i^n}{\Delta x^2}. \quad (\text{П.7})$$

Метод конечных объемов обладает тем преимуществом, что базируется не на использовании математического аппарата непрерывных функций, а на физических законах. Это делает его удобным для построения конечно-разностной схемы, обладающей свойством консервативности, т. е. обеспечивающей выполнение законов сохранения, присущих исходным дифференциальным уравнениям.

Проинтегрируем f по расчетной области (i от 0 до I). Для численной схемы эквивалентом интегрирования будет служить суммирование по всем i (по всем ячейкам расчетной области). В результате получим $\frac{dS}{dt} = u_{-1/2}^n f_{-1/2}^n - u_{I+1/2}^n f_{I+1/2}^n$, что соответствует физическому закону сохранения — изменение общего содержания консервативного загрязняющего вещества во всей рабочей области равняется сумме потоков на границе расчетной области. Нетрудно убедиться, что если использовать схему с центральными разностями по x (П.6), закон сохранения не выполняется.

П.2. Устойчивость численной схемы

Важным свойством численной схемы является устойчивость. По определению, если возникшие при расчетах малые возмущения затухают, схема устойчива, если же они нарастают, схема неустойчива.

Поскольку малые возмущения при расчетах возникают практически всегда (например, в связи с ошибками округления, которые присутствуют в ЭВМ), то в большинстве случаев расчеты по неустойчивым схемам невозможны. Такие расчеты приводят к парадоксальным результатам (например, очень большой концентрации загрязняющей примеси). Исключением является использование неустойчивых схем с множителем перехода G , лишь ненамного превышающим единицу, при моделировании на очень короткие промежутки времени (при этом возмущения не успевают накопиться). Множителем перехода называется такой множитель, с которым возникшее на n -м шаге по времени возмущение передается на $(n + 1)$ -й шаг.

Таким образом, устойчивыми являются схемы с $|G| \leq 1$.

Устойчивость схемы может быть исследована методом дискретных возмущений.

Модифицируем (П.6) следующим образом:

$$\frac{f_{i+1}^{n+1} - f_{i+1}^n}{\Delta t} = -u_i^n \frac{f_{i+2}^n - f_i^n}{2\Delta x} + D \frac{f_{i+2}^n + f_i^n - 2f_{i+1}^n}{\Delta x^2}.$$

Внесем в схему малое возмущение ε в точке (i, n) :

$$\frac{f_{i+1}^{n+1} - f_{i+1}^n}{\Delta t} = -u_i^n \frac{f_{i+2}^n - f_i^n + \varepsilon}{2\Delta x} + D \frac{f_{i+2}^n + f_i^n + \varepsilon - 2f_{i+1}^n}{\Delta x^2}.$$

Вычтем из возмущенного уравнения исходное. Тогда

$$\frac{\varepsilon_{i+1}^{n+1}}{\varepsilon} = \frac{Cr}{2} + \frac{D\Delta t}{\Delta x^2},$$

где $Cr = \frac{u\Delta t}{\Delta x}$ — число Куранта.

Условие устойчивости

$$\left| \frac{\varepsilon_{i+1}^{n+1}}{\varepsilon} \right| = \frac{Cr}{2} + \frac{D\Delta t}{\Delta x^2} \leq 1,$$

или при $u > 0$

$$\Delta t \leq \frac{2}{\frac{u}{\Delta x} + \frac{2D}{\Delta x^2}}. \quad (\text{П.8})$$

Если аналогичное исследование провести с (П.7), в котором положить $u = 0$ для всех (i, n) , получим

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x^2}{2D}. \quad (\text{П.9})$$

При использовании этого метода исследования устойчивости нужно иметь в виду, что реальными ограничениями будут те, которые являются наиболее

жесткими. То есть нужно искать (l, k) , при которых $\left| \frac{\varepsilon_l^k}{\varepsilon} \right|$ будет максимально.

Необходимо отметить, что наложение дополнительного требования $G \geq 0$ позволит предотвратить возникновение осцилляций. Если $G < 0$, возможна ошибка, связанная с осцилляциями (ошибка может менять знак).

Это может приводить к парадоксальным результатам — например, к отрицательным значениям концентрации загрязняющего вещества.

Еще один метод исследования устойчивости носит имя Неймана. Он базируется на представлении модельного уравнения рядом Фурье с конечным числом членов. Все фурье-компоненты рассматриваются отдельно. Схема устойчива, если каждое отдельное колебание затухает.

Выражение $f_b^a = A^a e^{Ib\theta}$ ($I = \sqrt{-1}$) подставляется в анализируемое численное уравнение, и находится отношение $G = \frac{A^{n+1}}{A^n}$. Условием устойчивости является $|G| \leq 1$.

Существуют и другие методы исследования устойчивости. Они могут быть использованы и для многомерных задач. В частности, метод Неймана для трехмерного случая применяется следующим образом: выражения $f_{b_x, b_y, b_z}^a = A^a e^{I(b_x \theta_x + b_y \theta_y + b_z \theta_z)}$ подставляются в анализируемое численное уравнение (b_x, b_y, b_z — номера узлов по пространственным координатам). Так же, как в одномерном случае, находится и анализируется отношение $G = \frac{A^{n+1}}{A^n}$.

П.3. Свойство транспортности

Предположим, что в (П.7) $D = 0$, а также $u = \text{const} > 0$. Тогда (П.7) может быть записано следующим образом:

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -u \frac{f_{i+1}^n - f_{i-1}^n}{2\Delta x}. \quad (\text{П.10})$$

Нетрудно видеть, что возмущение в точке $(i+1, n)$ проявится в точке $(i, n+1)$. То есть возмущение передается за счет конвекции в направлении против течения. Очевидно, что данное решение не соответствует физике моделируемого процесса. О таких схемах говорят, что они не обладают свойством транспортности. Схема обладает этим свойством, если возмущение переносится за счет конвекции только в направлении по течению.

Легко убедиться, что схема

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -u \frac{f_i^n - f_{i-1}^n}{\Delta x} \quad (\text{П.11})$$

свойством транспортности обладает. Транспортность схемы может быть исследована методом дискретных возмущений.

П.4. Численная дисперсия

Схеме (П.11) свойственна ошибка, именуемая численной дисперсией. Иногда это свойство называют схемной вязкостью, искусственным затуханием или схемной дисперсией.

Разложим f_i^{n+1} и f_{i-1}^n в окрестности точки f_i^n и отбросим члены выше второго порядка:

$$f_i^{n+1} \approx f_i^n + \frac{\partial f}{\partial t} \Delta t + \frac{\partial^2 f}{\partial t^2} \frac{\Delta t^2}{2} \text{ и } f_{i-1}^n \approx f_i^n - \frac{\partial f}{\partial x} \Delta x + \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} \frac{\Delta x^2}{2}.$$

Здесь значения частных производных берутся в (i, n) .

Подставив это в выражение (П.11), получим:

$$\frac{\partial f}{\partial t} + \frac{\partial^2 f}{\partial t^2} \frac{\Delta t}{2} = -u \left(\frac{\partial f}{\partial x} - \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} \frac{\Delta x}{2} \right). \quad (\text{П.12})$$

Вычисление второй производной по времени произведем следующим образом:

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 f}{\partial t^2} &= \frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{\partial f}{\partial t} \right) = \frac{\partial}{\partial t} \left(-u \frac{\partial f}{\partial x} \right) = -u \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial f}{\partial t} \right) = \\ &= -u \frac{\partial}{\partial x} \left(-u \frac{\partial f}{\partial x} \right) = u^2 \frac{\partial^2 f}{\partial x^2}. \end{aligned} \quad (\text{П.13})$$

Соответственно подставляя (П.13) в (П.12) и используя число Куранта, получаем:

$$\frac{\partial f}{\partial t} + \frac{\Delta x u}{2} (\text{Cr} - 1) \frac{\partial^2 f}{\partial x^2} + u \frac{\partial f}{\partial x} = 0.$$

В данном выражении присутствует член $\frac{\Delta x u}{2}(\text{Cr} - 1) \frac{\partial^2 f}{\partial x^2}$, который не имеет физического смысла. Его называют схемной (численной) дисперсией. Один из способов борьбы с искусственной дисперсией — выбор схемы и соотношения шагов по времени и по координате, при которых коэффициент при $\frac{\partial^2 f}{\partial x^2}$, являющийся коэффициентом искусственной дисперсии, был бы как можно ближе к нулю. Для рассмотренного выше случая значение это достигается при $\Delta x = u \Delta t$.

Иногда отсутствие искусственной дисперсии может затруднять проведение расчетов. Предположим, что $D = 0$, а $u = \text{const}$. Рассмотрим известную схему «чехарда со средней точкой»:

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^{n-1}}{2\Delta t} = -u \frac{f_{i+1}^n - f_{i-1}^n}{2\Delta x}. \quad (\text{П.14})$$

Она обладает вторым порядком точности по пространству и по времени. Для вычисления значений на слое $(n + 1)$ требуются значения на слоях n и $(n - 1)$. Такие схемы называются трехслойными. Нетрудно убедиться, что при $u = \text{const}$ в этой схеме отсутствует численное затухание.

Для расчета по данной схеме нужны начальные условия не на одном, а на двух временных слоях. Это делает схему переопределенной — требующей избыточных данных. Значения на втором слое могут быть оценены исходя из значений на первом слое или получены при помощи другой разгонной схемы. При этом очевидно, что точность решения будет сильно зависеть от точности определения начальных данных на временном слое $n = 2$, так как ошибка, внесенная при определении значений на слое $n = 2$, будет сохраняться при дальнейших расчетах.

Отметим, что при $u \neq \text{const}$ численное затухание все же появится, так как из соображений устойчивости шаг по времени будет выбираться исходя из самого большого значения u .

Разложение в ряд Тейлора показывает, что схемы с центральными разностями точнее в смысле порядка аппроксимации, чем односторонние схемы с разностями против потока. Схемы с разностями против потока практически всегда обладают искусственной дисперсией. Кроме того, используя неконсервативные схемы, можно получить более высокий порядок аппроксимации, чем при применении консервативных схем. Однако применительно ко многим задачам использование таких «более точных» схем

может приводить к решениям, которые хуже отражают физику происходящих процессов.

П.5. Фазовая ошибка

Еще один вид ошибки, который может вноситься численной схемой, — фазовая ошибка. Проанализируем по методу Неймана схему (П.11). Напомним, что в соответствии с данным методом решение записывается через фурье-компоненты и каждая из них затем анализируется отдельно.

$$\frac{A^{n+1} - A^n}{\Delta t} = -u \frac{A^n - A^n e^{-I\theta}}{\Delta x}.$$

Тогда

$$G = \frac{A^{n+1}}{A^n} = 1 + Cr(e^{-I\theta} - 1).$$

Мы можем сравнить фазовый сдвиг за некоторое время τ для какой-либо фурье-компоненты в исходном дифференциальном уравнении и в численном решении.

Для исходного дифференциального уравнения получаем

$$\overline{\Delta\theta} = -Cr\theta.$$

Для численной схемы вычисление сдвига производится из выражения

$$\begin{aligned} \sin \theta &= \frac{\operatorname{Im} G}{|G|} = \frac{-Cr \sin \theta}{\sqrt{Cr^2 \sin^2 \theta + [1 + Cr(\cos \theta - 1)]^2}} = \\ &= \frac{-Cr \sin \theta}{\sqrt{1 + 2Cr^2(1 - \cos \theta) - 2Cr(1 - \cos \theta)}}. \end{aligned}$$

Поскольку θ — это фазовый сдвиг l -й фурье-компоненты за время прохождения Δx ($\theta = k_l \Delta x$), можно полагать, что θ близка к нулю за счет малости Δx . Тогда

$$\Delta\theta \approx \frac{-Cr\theta}{\sqrt{1 + 2Cr^2 \frac{\theta^2}{2} - 2Cr \frac{\theta^2}{2}}} = \overline{\Delta\theta} \left[1 - 2Cr(Cr - 1) \frac{\theta^2}{2} \right].$$

Возникает различие в фазовом сдвиге между фурье-компонентой численного решения и решения исходного дифференциального уравнения с коэффициентом

$$r(k_l \Delta x) = \left[1 - 2Cr(Cr - 1) \frac{(k_l \Delta x)^2}{2} \right].$$

Это и называется фазовой ошибкой. При этом r будет различным для различных фурье-компонент. Таким образом, фурье-компоненты будут отклоняться друг от друга. Это часто называют дисперсионной ошибкой.

Отметим также, что численное решение не позволяет различать компоненты с длиной волны меньше $2\Delta x$. Последствия этого хорошо описаны на примере в книге П. Роуча [1]. Известно, что энергия турбулентности переносится от больших вихрей к малым, а энергия малых вихрей диссипирует или преобразуется во внутреннюю энергию посредством трения. То, что численная схема не позволяет различать фурье-компоненты с малой длиной волны, приводит к тому, что энергия коротковолновых компонент вновь переходит к длинноволновым. Эта проблема часто решается за счет введения искусственного затухания.

П.6. Значение свойств численной схемы

Понятно, что идеальной численной схемы, лишенной всех перечисленных выше ошибок и обладающей только положительными свойствами, не существует. Возникает вопрос: какое из свойств численной схемы является наиболее важным при численных решениях уравнений, описывающих распространение радионуклидов в водных объектах? Очевидно, что в зависимости от решаемой задачи значимость тех или иных свойств схемы меняется.

С точки зрения авторов, при выборе численной схемы для моделирования распространения загрязнения в реках свойство транспортности является наиболее важным. Особенно если источники загрязнения распределены вдоль русла реки или имеет место зависимость от пространственной координаты других значимых параметров.

В связи с этим ряд численных схем, обладающих положительными свойствами, неприменим для моделирования переноса загрязняющих веществ в реках, например, описанная в [4] экономичная явная (определение см. ниже) абсолютно устойчивая схема второго порядка по времени и про-

странству, которая позволяет численно решать уравнение $\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$.

В этой схеме для нахождения решения применяется метод переменных направлений. То есть для расчета значений f на слое $(n + 1)$ сначала производят расчет справа налево (используя граничное условие на правой границе), а затем слева направо (используя граничное условие на левой границе). В дальнейшем используется среднеарифметическое значение.

Однако можно привести и противоположный пример. Например, пусть на левой границе расчетной области (верховья реки; $u > 0$ во всех точках) произошел кратковременный выброс большого количества загрязняющего вещества. Другие источники загрязнений в реке отсутствуют. Задача заключается в определении времени прохождения загрязненного пятна через различные створы реки и нахождении пиковой концентрации. В этом случае схемы с искусственной дисперсией будут занижать значения пиковой концентрации. В то же время свойство транспортности в данном случае не является критически важным. Главное «возмущение» происходит на левой границе. Поэтому для решения следует использовать те схемы, которые избавлены от численной дисперсии, даже если они не обладают свойством транспортности, либо подбирать такое соотношение Δx и Δt , чтобы минимизировать сеточную дисперсию.

П.6.1. Значение свойств численной схемы

В [1] описана известная численная схема с донорными ячейками. Эта схема, по мнению авторов, является лучшей для численного моделирования переноса радионуклидов в реках в тех случаях, когда наличие численной дисперсии допустимо. Она применима даже для моделирования воздействия приливов (скорость может менять знак). Схема записывается следующим образом:

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = - \frac{u_R^n f_R^n - u_L^n f_L^n}{\Delta x},$$

где

$$u_R = \frac{u_{i+1} + u_i}{2}; \quad u_L = \frac{u_{i-1} + u_i}{2}; \quad f_R = \begin{cases} f_i, u_R > 0, \\ f_{i+1}, u_R < 0; \end{cases} \quad f_L = \begin{cases} f_{i-1}, u_L > 0, \\ f_i, u_L < 0. \end{cases}$$

Легко видеть, что эта схема является консервативной и транспортной. Средние скорости на границе областей, вычисленные как среднеарифме-

тическое значение скоростей в ячейках, определяют направление потока. Умножение их на концентрацию загрязнителя в ячейке-доноре дает поток загрязнителя между ячейками.

П.7. Неравномерные расчетные сетки

Выше обсуждение численных схем велось в предположении равномерной расчетной сетки. Часто бывает удобно использовать сетку с изменяющимся шагом по времени, по пространственным координатам, а также расчетную сетку в криволинейных координатах. Приведем некоторые примеры.

1. Пусть производится моделирование аварийного сброса радиоактивных веществ в реку. При моделировании начального перемешивания в ближней к точке сброса области может оказаться полезным использовать меньший шаг по времени, чем при моделировании переноса загрязнения на дальнее расстояние, особенно если в ближней области есть более подробные данные о характеристиках реки.

2. При моделировании стационарного распределения концентрации радионуклидов в реке могут быть отдельные участки, на которых требуется более точное определение содержания радионуклидов, чем в остальной части расчетной области (например, в районе населенных пунктов и водозаборов).

3. При трехмерном моделировании возникает следующая проблема: глубины в разных частях расчетной области различны. Помимо этого высота столба воды может существенно изменяться за счет отклонения свободной поверхности от равновесного значения. Соответственно, если использовать равномерную ортогональную расчетную сетку, то в каждой точке (x, y) будет различное число шагов по глубине. А если учитывать отклонение свободной поверхности, то количество ячеек по глубине будет еще и меняться во времени. Эта проблема может быть решена за счет использования сигма-координатной сетки, описанной в главе 1. Подобная система координат используется в «Princeton Ocean Model» [5].

В «Princeton Ocean Model» применено несколько очень интересных приемов, на которых мы остановимся более подробно. В частности, в этой модели применено разделение шагов по времени — комбинируется двумерный (решаются уравнения, интегрированные по вертикальной координате σ) и трехмерный режимы. При расчетах в двумерном режиме используются усредненные по глубине компоненты горизонтальных скоростей и значения коэффициентов, при этом решается система уравнений

(1.35), проинтегрированная по σ от -1 до 0 . Шаг по времени трехмерного режима в n (целое число) раз больше, чем шаг по времени двумерного режима. Это позволяет существенно экономить компьютерное время. В двумерном расчете рассчитываются усредненные по вертикали компоненты горизонтальных скоростей и уровень свободной поверхности. Двумерный режим также используется для учета внешних сил на верхней и нижней границах. Таким образом, учитывается придонное трение и ветровое воздействие. В трехмерном режиме рассчитываются трехмерные скорости, трехмерные поля температуры и солености и характеристики турбулентности.

Еще один прием, который позволяет повысить эффективность нахождения численного решения, предложен в [8]. Это метод расщепления по физическим процессам, примененный в [2] для решения задачи расчета температурного режима Енисея. Авторы [2] решали уравнение

$$\frac{\partial T}{\partial t} = -u \frac{\partial T}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + F, \quad (\text{П.15})$$

где F — источник тепловых сбросов; D_y — коэффициент поперечной дисперсии.

Они пренебрегли продольной дисперсией и предположили, что температура быстро выравнивается по глубине. Уравнение (П.15) решалось со следующими условиями:

$$\begin{cases} T_{x=0} = \varphi(t, y), \\ \left. \frac{\partial T}{\partial y} \right|_{y=0}^{y=B} = 0. \end{cases} \quad (\text{П.16})$$

Решение уравнения (П.15) с граничными условиями (П.16) ищется при помощи следующей схемы:

$$\begin{cases} \frac{\partial T_1}{\partial t} = -u \frac{\partial T_1}{\partial x} + F, \\ T_{1,x=0} = \varphi(t, y), \\ T_{1,t=t_n} = T_2(t_n, x, y). \end{cases} \quad (\text{П.17})$$

$$\begin{cases} \frac{\partial T_2}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial T_2}{\partial y} \right), \\ \frac{\partial T_2}{\partial y} \Big|_{y=0}^{y=B} = 0, \\ T_{2,t=t_n} = T_1(t_{n+1}, x, y). \end{cases}$$

Аналогичный метод для моделирования переноса химических загрязнителей в реках применен в [9].

П.8. Неявные схемы

Все ранее рассмотренные конечно-разностные схемы были явными, т. е. в них для нахождения значения искомой величины f_i^{n+1} требуются только ее значения на предыдущих слоях ($n, n-1, \dots$). Неявными называются схемы, в которых в пространственных производных используются значения на $(n+1)$ -м слое по времени и поэтому для нахождения f_i^{n+1} производится решение системы уравнений на $(n+1)$ -м слое.

Рассмотрим следующую аппроксимацию уравнения (П.1):

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -u \frac{f_{i+1}^{n+1} - f_{i-1}^{n+1}}{2\Delta x} + D \frac{f_{i+1}^{n+1} + f_{i-1}^{n+1} - 2f_i^{n+1}}{\Delta x^2}. \quad (\text{П.18})$$

В этом выражении на n -м слое задействован только один узел, в то время как на $(n+1)$ -м — несколько.

Проведем исследование данной схемы на устойчивость методом Неймана.

$$\frac{A^{n+1} - A^n}{\Delta t} = -u \frac{A^{n+1} e^{I\theta} - A^{n+1} e^{-I\theta}}{2\Delta x} + D \frac{A^{n+1} e^{I\theta} + A^{n+1} e^{-I\theta} - 2A^{n+1}}{\Delta x^2}.$$

Тогда

$$G = \frac{A^{n+1}}{A^n} = \frac{1}{1 + u\Delta t \frac{e^{I_0} - e^{-I_0}}{2\Delta x} - \Delta t D \frac{e^{I_0} + e^{-I_0} - 2}{\Delta x^2}} =$$

$$= \frac{1}{1 + CrI \sin\theta + 2 \frac{\Delta t D}{\Delta x^2} (1 - \cos\theta)}.$$

Соответственно

$$|G|^2 = \frac{1}{\left[1 + 2 \frac{\Delta t D}{\Delta x^2} (1 - \cos\theta)\right]^2 + Cr^2 \sin^2\theta} \leq 1$$

при любых значениях шагов по времени и пространственной координате. То есть схема является абсолютно устойчивой.

Для проведения расчета по такой схеме на каждом временном слое необходимо решать систему линейных уравнений. Причем матрица системы будет иметь такое количество ненулевых диагоналей, сколько ячеек на $(n + 1)$ -м слое задействовано в схеме. В частности, для схемы (П.18) матрица будет иметь трехдиагональный вид. Одним из удобных способов решения такой системы уравнений является метод прогонки (П.18). Прогонкой называется модификация метода Гаусса для решения систем линейных алгебраических уравнений с трехдиагональной матрицей, возникающих при аппроксимации краевых задач.

Входящее в данную систему m -е уравнение имеет вид

$$a_m f_{m+1} + b_m f_m + c_m f_{m-1} = \varphi_m, \quad (\text{П.19})$$

где φ_m — известная величина, зависящая от значений f на n -м слое по времени. Граничные условия могут быть заданы по-разному. Если они заданы и на левой, и на правой границах, их можно записать следующим образом:

$$\begin{cases} f_0 = \varphi_0 + \gamma_0 f_1, \\ f_M = \varphi_1 + \gamma_1 f_{M-1}. \end{cases} \quad (\text{П.20})$$

Здесь $\varphi_0, \gamma_0, \varphi_1, \gamma_1$ известны.

Метод прогонки основывается на предположении, что существуют такие векторы A и B , что для любого вектора f

$$f_{m-1} = A_{m-1} f_m + B_{m-1}. \quad (\text{П.21})$$

Подставим (П.21) в (П.19) и получим

$$A_m = -\frac{a_m}{b_m + c_m A_{m-1}}, \quad B_m = \frac{\varphi_m - c_m B_{m-1}}{b_m + c_m A_{m-1}}, \quad m = 1, 2, 3 \dots, M. \quad (\text{П.22})$$

Решение методом прогонки находится в два прохода. На первом проходе находятся значения прогоночных коэффициентов A_m и B_m . A_0 и B_0 определяются из условия на левой границе — см. первое выражение в (П.20):

$$\begin{cases} A_0 = \gamma_0, \\ B_0 = \varphi_0. \end{cases}$$

На втором проходе определяются значения f_m по формуле (П.21). При этом f_m определяется из условия на правой границе — см. второе выражение в (П.20):

$$f_m = \frac{\varphi_1 + \gamma_m B_{m-1}}{1 - \gamma_1 A_{m-1}}.$$

Если матрица системы уравнений обладает необходимыми свойствами, метод прогонки является численно устойчивым.

В [6] показано, что для невозрастания ошибок округления при реализации алгоритма достаточно (но не необходимо), чтобы

$$\begin{cases} A_m < 0, \\ B_m > 0, \\ C_m < 0, \\ A_m + B_m + C_m > 0. \end{cases}$$

В то же время выполнение рекуррентных расчетов по (П.19) приводит к накоплению ошибок округления. Отметим, что, как правило, корректно поставленные физические задачи приводят к системе уравнений с «хорошей» матрицей, при которой метод прогонки проявляет слабую чувствительность к погрешностям.

Следует отметить, что схема (П.18), как и любая неявная схема, обладает свойством мгновенного распространения возмущений по всей расчетной

области за один шаг по времени. То есть возмущение, возникшее в одном из узлов сетки на n -м слое, распространится на все узлы $(n + 1)$ -го слоя по времени. Это распространение является нефизичным при моделировании конвекции, так как возмущение должно передаваться на расстояние $u\Delta t$. При моделировании же дисперсии такое мгновенное распространение возмущения является положительным фактором, так как при использовании явной схемы (например, (П.7)) распространение возмущения за один шаг по времени ограничено Δx , а это ограничение, в свою очередь, не является физическим. Одним из вариантов решения данной проблемы является использование полунявной схемы — явной аппроксимации конвективного члена и неявной дисперсионного.

$$\frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} = -u \frac{f_i^n - f_{i-1}^n}{\Delta x} + D \frac{f_{i+1}^{n+1} + f_{i-1}^{n+1} - 2f_i^{n+1}}{\Delta x^2}. \quad (\text{П.23})$$

Использование неявных схем имеет как преимущества, так и недостатки. Одним из преимуществ, которые служат причиной выбора неявных схем (в частности, (П.18)), является возможность использования крупных шагов по времени за счет абсолютной устойчивости. Это свойство может быть очень важным. Например, при моделировании трехмерных морских течений пространственный шаг расчетной сетки в горизонтальных направлениях естественно выбрать много большим, чем шаг по глубине (особенно в прибрежной зоне). В то же время, если использовать условно устойчивую схему, шаг по времени будет ограничен сверху самым малым шагом по пространственной координате. А слишком малый шаг по времени может сделать реальные расчеты невозможными.

В то же время при использовании неявных схем на каждом шаге требуется выполнять большое количество итераций. Кроме того, проведение численных расчетов по неявным схемам при количестве пространственных переменных более одной — весьма сложная задача. Достаточно сказать, что применение неявных схем вроде описанной выше для двумерных задач приводит к матрице блочно-диагональной формы:

$$\begin{bmatrix} d & t & & 0 \\ t & \cdot & \cdot & \\ & \cdot & \cdot & \cdot \\ & & \cdot & \cdot & \cdot \\ 0 & & & \cdot & \cdot \end{bmatrix}.$$

Здесь d и t сами являются трехдиагональными матрицами [7]. Решение таких систем уравнений — сложная задача.

Один из вариантов успешного комбинирования явной и неявной схем применен в [5]. Горизонтальное дифференцирование записано в явном виде, в то время как вертикальное — в неявном, благодаря чему вертикальный шаг не накладывает ограничений на шаг по времени, что позволяет использовать точное разрешение в придонном и поверхностном граничных слоях.

Все рассмотренные выше схемы были двухслойными, т. е. в каждом аппроксимирующем выражении участвуют значения на двух слоях по времени n и $(n + 1)$. На практике также схемы, в которых используется большее число слоев по времени.

Литература

1. Роч П. Вычислительная гидродинамика. — М.: Мир, 1980.
2. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Науч. ред. В. Ф. Шабанов, А. Г. Дегременджи. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «ГЕО», 2004.
3. Кюнж Ж. А., Холли Ф. М., Вервей А. Численные методы в задачах речной гидравлики. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 256 с.
4. Саульев В. К. О разностном методе решения параболических уравнений произвольного порядка // Журн. вычислит. математики и вычислит. физики. — 1996. — Т. 36, № 12. — С. 68—72.
5. Mellor G. L. 2004. Users guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model / Princeton Univ. // <http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/FTPbackup/usersguide0604.pdf>.
6. Рихтмайер Р., Мортон К. Разностные методы решения краевых задач. — М.: Мир, 1972.
7. Mitchell A. R. Computational methods in partial differential equations. — [S. l.]: J. Wiley and Sons, Ltd., 1969.
8. Марчук Г. И. Математическое моделирование в задачах охраны окружающей среды. — М.: Наука, 1982. — 320 с.
9. Борзилов В. А., Возженников О. И., Новицкий М. А. и др. Математическая модель поступления и переноса химикатов по большой реке // Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде: Труды советско-американского симпозиума Айова-Сити, США, октябрь 1987 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1991. — С. 140—159.

Научное издание

*Носов Андрей Викторович,
Крылов Алексей Лазаревич,
Киселев Владимир Павлович,
Казаков Сергей Викторович*

МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

*Утверждено к печати Ученым советом
Института проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук*

Редактор А. И. Иоффе

Издательство «Наука»
117997, Москва, Профсоюзная ул., 90
Зав. редакцией М. В. Грачева

Оригинал-макет подготовлен ООО «Комтехпринт»
Списки литературы и иллюстрации приведены в авторской редакции

Формат 60х90 $\frac{1}{16}$. Бумага офсетная 80 г/м²
Печать офсетная. Гарнитура «Оффицина»
Уч.-изд. л. 16,8. Заказ 20139

Заказное

Отпечатано с готовых диапозитивов типографией ООО «Инфолио-Принт»