

С.А. Патин

НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА

*ИЗДАНИЕ ВТОРОЕ
ПЕРЕРАБОТАННОЕ И ДОПОЛНЕННОЕ*

В двух томах



Том 2

**Экологические последствия,
мониторинг и регулирование при освоении
углеводородных ресурсов шельфа**

FEDERAL AGENCY FOR FISHERY

FEDERAL STATE BUDGETARY SCIENTIFIC INSTITUTION
«RUSSIAN FEDERAL RESEARCH INSTITUTE OF FISHERIES AND OCEANOGRAPHY»
(FSBSI «VNIRO»)

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ПО РЫБОЛОВСТВУ

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
«ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ»
(ФГБНУ «ВНИРО»)

S. A. PATIN

***OIL AND CONTINENTAL
SHELF ECOLOGY***

2ND EDITION REVISED AND EXTENDED

IN TWO VOLUMES

VOLUME 2

**ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES,
MONITORING AND REGULATION OF THE OFFSHORE
OIL AND GAS DEVELOPMENT**

MOSCOW VNIRO PUBLISHING 2017

С. А. ПАТИН

**НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ
КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА**

ВТОРОЕ ИЗДАНИЕ, ПЕРЕРАБОТАННОЕ И ДОПОЛНЕННОЕ

В ДВУХ ТОМАХ

ТОМ 2

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ,
МОНИТОРИНГ И РЕГУЛИРОВАНИЕ ПРИ ОСВОЕНИИ
УГЛЕВОДОРОДНЫХ РЕСУРСОВ ШЕЛЬФА**

МОСКВА ИЗДАТЕЛЬСТВО ВНИРО 2017

УДК 551.351: 628.394(26): 574.5

П20

Рецензенты:

А.П. Лисицын, академик РАН (Институт океанологии РАН);
Е.А. Криксунов, член-корр. РАН (МГУ им. Ломоносова, биологический факультет);
В.В. Сапожников, академик РАН (ВНИРО)

Патин С.А.

П 20 Нефть и экология континентального шельфа: В 2-х т. 2-е изд. переработанное и дополненное.— Т. 2: Экологические последствия, мониторинг и регулирование при освоении углеводородных ресурсов шельфа.— М.: Изд-во ВНИРО, 2017.— 284 с.; цветн. ил. I–XVI с.

С экологических позиций представлена детальная характеристика морского нефтегазового комплекса (МНГК) как относительно новой и динамичной отрасли современной экономики и энергетики. Основное внимание уделено анализу источников и факторов негативного воздействия МНГК на морские экосистемы и биоресурсы, включая геолого-геофизические изыскания, буровые и промысловые работы, строительство платформ, прокладку трубопроводов, транспортировку углеводородов, ликвидацию промыслов и др. Подробно рассмотрены экологические риски аварийных ситуаций и сопряженных с ними нефтяных разливов. На основе новейшей статистики сделаны глобальные и региональные прогнозы нефтяных разливов, в т. ч. для морей России. Впервые дана эколого-токсикологическая характеристика всех основных компонентов загрязнения морской среды на разных этапах освоения углеводородных месторождений шельфа (нефть, нефтепродукты, буровые отходы, пластовые воды, взвесь, природный газ). Результаты и выводы работы опираются в основном на анализ материалов и публикаций за последние 10–20 лет.

Книга адресована специалистам в области прикладной экологии, океанологии, охраны природы, рыбного хозяйства и нефтегазовой промышленности для решения научных и прикладных задач экологической экспертизы, мониторинга и регламентации нефтегазодобывающей деятельности на шельфе.

Первое издание книги отмечено Золотым дипломом Международного Форума по проблемам науки, техники и образования (Москва, 2001 г.)

Patin S.A.

Oil and continental shelf ecology: In two volumes. 2nd edition revised and extended. V. 2: Environmental consequences, monitoring and regulation of the offshore oil and gas development.— M: VNIRO Publishing, 2017.— 284 p.; color illus. I–XVI p.

Detailed characteristics of offshore oil and gas complex as a relatively new and dynamic branch of modern economy and energetics is presented from ecological point of view. The major focus is given to analysis of sources and factors of negative impact of the offshore industry on marine ecosystems and living resources, including geophysical exploration, drilling and production activities, platforms and pipelines installation, oil and gas transportation, decommissioning and abandonment installations, etc. Special attention is given to ecological risk of accidental situations and oil spills. Worldwide and regional predictions of potential oil spills are provided based on the latest statistics (including Russian seas). For the first time, eco-toxicological characteristics of the main components of marine pollution accompanying the development of the offshore oil and gas resources (oil, oil products, drilling wastes, produced water, suspended sediments) is presented. The main results and outcomes of the book are based mainly on summarizing publications for the last 10–20 years.

The book is addressed to a broad circle of specialists in applied ecology, oceanology, nature protection, fisheries, oil industry for assisting ecological expertise, monitoring, environmental assessment and management of the offshore oil and gas industry.

First edition of book was awarded with Gold Diploma by International Forum on problems of science, technology and education (Moscow, 2001)

© Patin S.A., 2017

© Патин С.А., 2017

© VNIRO Publishing, 2017

© Издательство ВНИРО, 2017

ISBN 978-5-85382-438-6

Глава 1	
Методология оценок воздействия на морские экосистемы	11
1.1. Общая характеристика и назначение ОВОС	11
1.1.1. Базовые подходы, этапы и задачи	12
1.1.2. Методические трудности и ограничения	16
1.2. Методы и схемы экологической оценки воздействия МНГК	19
1.2.1. Особенности, этапы и шкалы оценок	19
1.2.2. Критерии оценок и пороги нарушений	23
1.2.3. Эколого-токсикологические методы и подходы	25
1.3. Методология оценки последствий нефтяных разливов	30
1.3.1. Задачи, особенности, этапы	30
1.3.2. Оценка экологического риска	32
1.3.3. Моделирование нефтяных разливов	41
1.4. Экологическая уязвимость морских акваторий, берегов и регионов	48
1.4.1. Методические подходы, принципы, приемы	48
1.4.2. Картографические отображения	55
Выводы	59
Литература	60
Глава 2	
Экологические эффекты и последствия при освоении морских нефтегазовых месторождений	68
2.1. Морские экологические зоны и районирование шельфа	68
2.2. Оценка эффектов и последствий на основных этапах работ	71
2.2.1. Сейсморазведка	72
2.2.2. Бурение скважин	78
2.2.3. Промысловые работы на платформах	90
2.2.4. Строительные (грунтовые) работы	99
2.3. Экологические нарушения при транспортировке углеводородов	102
2.3.1. Танкерные перевозки и операции	103
2.3.2. Морские трубопроводы	106
2.4. Долговременные и кумулятивные эффекты	109
2.5. Сводные оценки эффектов и последствий	113
Выводы	117
Литература	118

Глава 3	
Экологические эффекты и последствия нефтяных разливов	126
3.1. Типы и сценарии нефтяных разливов	126
3.1.1. Пелагические сценарии	127
3.1.2. Прибрежные сценарии	130
3.1.3. Разливы смешанного типа	136
3.1.4. Разливы в ледовых условиях	138
3.2. Общая характеристика биологических эффектов и последствий	142
3.3. Воздействие на основные группы морской биоты	149
3.3.1. Планктон	149
3.3.2. Рыбы	152
3.3.3. Бентос	153
3.3.4. Морские птицы	158
3.3.5. Морские млекопитающие	162
3.4. Восстановление экосистем и сообществ после разливов	164
3.4.1. Процессы и динамика восстановления	165
3.4.2. Долговременные эффекты	169
Выводы	172
Литература	173
Глава 4	
Морское рыболовство и добыча углеводородов на шельфе	179
4.1. Источники и факторы воздействия МНГК на рыболовство и его сырьевую базу	179
4.1.1. Общая характеристика воздействия	179
4.1.2. Последствия для популяций и запасов промысловых видов	182
4.1.3. Отчуждение акваторий и помехи рыболовству	186
4.2. Угрозы и ущербы от нефтяных разливов	188
4.2.1. Воздействие на сырьевую базу рыболовства	188
4.2.2. Последствия для рыбного промысла и марикультуры	192
4.2.3. Рыбохозяйственные ущербы и их компенсация	201
4.3. Нефтяные платформы как искусственные рифы	203
4.4. Эколого-рыбохозяйственные требования к МНГК	205
Выводы	207
Литература	208
Глава 5	
Экологический мониторинг в районах освоения морских нефтегазовых месторождений	213
5.1. Общая структура, цели и задачи мониторинговых наблюдений	213
5.2. Методология и методы	217
5.3. Мониторинг локальных воздействий	221
5.3.1. Бурение разведочных скважин	222
5.3.2. Строительные работы на шельфе	225
5.3.3. Промысловые работы на платформах	227
5.4. Мониторинг нефтяных разливов	228
5.4.1. Типы наблюдений	228
5.4.2. Оперативный мониторинг	229
5.4.3. Мониторинг последствий	236
5.5. Региональный мониторинг	242
5.6. Интерпретация результатов мониторинга	244

Выводы	247
Литература	248
Глава 6	
Международный и национальный опыт экологического регулирования	
морского нефтегазового комплекса	253
6.1. Международные конвенции и соглашения	253
6.2. Глобальные принципы и национальный опыт	256
6.3. Способы и варианты обращения с отходами	259
6.4. Экологические стандарты и требования	262
6.4.1. Общая характеристика	262
6.4.2. Отходы буровых и промысловых работ	265
6.5. Международный опыт борьбы с нефтяными разливами	268
Выводы	276
Литература	278
Заключение	281
Приложение	284
Список принятых сокращений	284

CONTENTS

Chapter 1	
Methodology of marine environmental impact assessment (EIA)	11
1.1. General characteristics and objectives of EIA	11
1.1.1. Basic approaches, phases and tasks	12
1.1.2. Methodological problems and limitations	16
1.2. Methods and systems of EIA in relation to offshore oil and gas industry	19
1.2.1. Assessment peculiarities, stages and ranking	19
1.2.2. Criteria of assessment and limits of disturbances	23
1.2.3. Eco-toxicological methods and approaches	25
1.3. Methodology of assessment and prediction of oil spills effects	30
1.3.1. Objectives, tasks, stages	30
1.3.2. Ecological risk and its assessment	32
1.3.3. Oil spills modeling	41
1.4. Ecological sensitivity of marine areas and shorelines	48
1.4.1. Methodical approaches and principles	48
1.4.2. Mapping techniques	55
Conclusions	59
References	60
Chapter 2	
Environmental effects and consequences of developing offshore oil and gas resources	68
2.1. Marine environmental zones and shelf zoning	68
2.2. Ecological effects and disturbances in the areas of the offshore activities	71
2.2.1. Seismic exploration	72
2.2.2. Drilling wells	78
2.2.3. Production activities and operations on platforms	90
2.2.4. Construction work on the shelf	99
2.3. Environmental consequences due to hydrocarbons transportation	102
2.3.1. Tanker transportation and operations	103
2.3.2. Oil transportation by pipelines	106
2.4. Long-term and cumulative effects	109
2.5. Summary of environmental impact assessments	113
Conclusions	117
References	118

Chapter 3	
Ecological effects and consequences of oil spills	126
3.1. Types and scenarios of oil spills	126
3.1.1. Offshore scenarios	127
3.1.2. Coastal scenarios	130
3.1.3. Mixed type of spills	136
3.1.4. Oil spills in the ice conditions	138
3.2. General characteristic of biological effects and changes	142
3.3. Impact on the main groups of marine biota	149
3.3.1. Plankton	149
3.3.2. Fish	152
3.3.3. Benthos	153
3.3.4. Marine birds	158
3.3.5. Marine mammals	162
3.4. Recovery of ecosystems and communities after oil spills	164
3.4.1. Processes and dynamics of recovery	165
3.4.2. Long-term effects	169
Conclusions	172
References	173
Chapter 4	
Marine fisheries and the offshore oil and gas industry (OOGI)	179
4.1. Sources and factors of the OOGI impact on living resources and fisheries	179
4.1.1. General characteristics of impact	179
4.1.2. Consequences for populations and stocks of commercial species	182
4.1.3. Limitations and hindrance to fishing activities	186
4.2. Effects and losses from oil spills	188
4.2.1. Impact on living commercial resources	188
4.2.2. Consequences for fishing and mariculture	192
4.2.3. Fisheries losses and their compensation	201
4.3. Oil platforms as artificial reefs	203
4.4. Fisheries requirements to the OOGI	205
Conclusions	207
References	208
Chapter 5	
Ecological monitoring in the areas of the OOGI activities	213
5.1. General structure, goals and tasks	213
5.2. Methodology and methods	217
5.3. Monitoring of local impacts	221
5.3.1. Exploration drilling	222
5.3.2. Construction activities on the shelf	225
5.3.3. Production activities on the platforms	227
5.4. Monitoring of oil spills	228
5.4.1. Types of observations	228
5.4.2. Emergency monitoring	229
5.4.3. Monitoring of consequences	236
5.5. Regional monitoring	242
5.6. Interpretation of monitoring results	244
Conclusions	247
References	248

Chapter 6	
International experience of environmental regulations of hydrocarbons	
production and transportation	253
6.1. International conventions and agreements	253
6.2. World-wide approaches and national experience	256
6.3. Methods and options of wastes treatment	259
6.4. Environmental and technological standards and requirements	262
6.4.1. General characteristics	262
6.4.2. Wastes of drilling and production works	265
6.5. International experience of oil spills response	268
Conclusions	276
References	278
Conclusion	281
Appendix	284
Terms	284

*Методология
оценок воздействия
на морские экосистемы и биоресурсы*

Ясно, что объективное знание об экологических угрозах и последствиях добычи углеводородов на шельфе (как, впрочем, и любой другой хозяйственной деятельности в природных условиях) возможно лишь на основе соответствующих методических подходов, процедур и средств. Они нужны как для углубленного изучения последствий вмешательства человека в природу, так и для принятия адекватных природоохранных мер. Накопленные в этой области материалы отражены во множестве научных публикаций, официальных документов, законодательных актов, методических рекомендаций, нормативов и т.д. Даже беглый обзор этих материалов занял бы слишком много места. В этой главе будут рассмотрены те из них, которые имеют отношение к морскому нефтегазовому комплексу (МНГК). При этом речь будет идти в основном о принципиально важных и до сих пор дискуссионных вопросах методологии научных оценок экологических последствий, рисков и ущербов в рамках МНГК.

1.1. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И НАЗНАЧЕНИЕ ОВОС

Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) как процедура системного анализа последствий того или иного вида планируемой деятельности является сейчас одним из главных инструментов обеспечения экологической безопасности в современном мире. В начале 1970-х годов принципы и методы ОВОС (Environmental Impact Assessment, EIA) стали вводиться в природоохранное законодательство США, Великобритании, а затем многих других стран, включая Россию. Вместе с тем надо подчеркнуть, что методология ОВОС и ее практические приложения (в т.ч. в отношении МНГК) пока далеки от какой-либо завершенности и до сих пор остаются в сфере активных поисков и дискуссий.

1.1.1. Базовые подходы, этапы и задачи

Концептуальные схемы и этапы. Общее представление о роли и месте ОВОС в системе природоохранного контроля и регулирования хозяйственной деятельности можно получить из схемы на рис. 1.1. Подобные схемы приняты и реализуются сейчас повсеместно [EPA, 1998; АЕРС, 1998; IAIA, 2000; Lange, 2003; ICES, 2005; CIDA, 2006], в т.ч. в рамках крупных проектов добычи углеводородов на шельфе многих стран и регионов [Patin, 1999; DTI, 2003; Патин, 2004; Головина, 2006; Матишов и др., 2009; OSPAR, 2009; OGA, 2010; Fidler, Noble, 2012].



Рис. 1.1. Роль и место ОВОС в системе контроля и регулирования хозяйственной деятельности в природных условиях

Анализ опубликованных работ показывает, что обязательные этапы и процедуры ОВОС для морских нефтегазовых проектов обычно включают в себя:

- описание проектных материалов с выделением источников, состава и режимов поступления вредных веществ в морскую среду, а также других возможных факторов воздействия с данными об их интенсивности, периодичности и др.;
- фоновую характеристику физических, химических и биологических параметров экосистем в пределах акватории, где могут проявиться те или иные экологические нарушения;
- прогноз нарушений в морской среде и биоте по результатам экспертных оценок, моделирования, анализа прецедентов или иными способами для ситуаций нормального (штатного) режима и аварийных сценариев;
- оценки допустимости (или недопустимости) прогнозируемых последствий с учетом нормативных экологических, рыбохозяйственных и других требований (правила, стандарты, критерии и др.);

- обоснование превентивных мер и альтернативных вариантов по смягчению или ликвидации нежелательных последствий.

Назначение и принципы ОВОС. Существует точка зрения, согласно которой ОВОС — это лишь одна из обязательных формальных процедур превентивного характера, которая предназначена для оценки и прогноза возможных экологических, социальных, экономических и других последствий реализации того или иного проекта. По результатам подобной оценки принимается решение о допустимости (либо недопустимости) планируемой деятельности. Такова официальная природоохранная установка. Однако стоит только приступить к решению конкретных *экологических* задач в рамках любого достаточно масштабного и долгосрочного проекта (например, освоения нефтегазовых месторождений на шельфе), как становится очевидным, что ОВОС — это нечто гораздо более сложное и глубокое, нежели выполнение формальных нормативно-правовых требований на этапах ввода проекта в действие. Собственно, иначе и быть не может, поскольку речь идет об *оценке и прогнозе состояния природных экосистем*, а это было и остается одной из центральных, сложнейших и дискуссионных проблем не только прикладной, но и фундаментальной экологии.

Критерии оценок, норма и патология экосистем, их структура и функции, устойчивость и чувствительность, динамика экосистемных параметров, механизмы биологических реакций и откликов при разных воздействиях, экологическая емкость, критические и допустимые нагрузки — вот далеко не полный перечень проблем, которые неизбежно возникают при решении конкретных *экологических* задач в рамках ОВОС морских нефтегазовых проектов. Надо учесть при этом, что всякий такой проект будет осуществляться на фоне других, уже существующих видов деятельности и сопутствующих им факторов негативного воздействия. Напомним также, что освоение углеводородных месторождений на шельфе обычно происходит в рамках нескольких проектов. При решении задач ОВОС в таких случаях прогноз последствий *планируемой* деятельности неизбежно сопряжен с оценкой последствий уже *существующих* проектов и других видов деятельности. Именно поэтому в последние годы все большее внимание уделяется концепции стратегической экологической оценки (СЭО) [DTI, 2003; Матишов и др., 2009; Fidler, Noble, 2012]. Методология СЭО в морских регионах нацелена на комплексный анализ экологических, экономических и других последствий одновременного воздействия на окружающую среду МНГК и всех других видов деятельности (судоходство, рыболовство и др.). В экологическом плане такой подход особенно важен, поскольку СЭО акцентирует внимание на кумулятивных и синергических эффектах и последствиях, способных усилить экологическое неблагополучие в том или ином регионе.

На практике ОВОС становится не только инструментом оценки и прогнозирования экологических последствий новых проектов, но и процедурой, применимой для решения более широких природоохранных задач. К их числу можно отнести, например, комплексное управление морским природопользованием, мониторинг экологической ситуации и охрану морских прибрежных зон [ВФДП, 2011].

Таким образом, назначение ОВОС сводится к оценке (описанию, измерению, прогнозу) состояния природной среды и факторов воздействия на нее с целью выявления реальных или потенциально возможных нарушений под влиянием деятельности человека. Сама по себе такая оценка не должна подменять управленческую функцию и завершаться каким-либо практическим вердиктом типа «разрешить–не разрешить». Ее назначение — быть объективной основой для подобных решений, принятие которых входит в компетенцию соответствующих природоохранных органов. В этом и заключается главная особенность, сложность и противоречивость концепции ОВОС, ее методологии и практического применения. С одной стороны, в ней заложены элементы исследования, которые всегда сопряжены с ограниченностью и неполнотой (часто — неопределенностью) наших знаний о сложных природных системах. С другой стороны, главная цель ОВОС — служить инструментом нормативно-правового ограничения вредных воздействий на природу, что требует конкретных и четких критериев их допустимости (или недопустимости) в бесконечном по разнообразию спектре природных и техногенных ситуаций. Без разработки и научного обоснования экологических норм и критериев любые системы ОВОС, мониторинга и всего природоохранного регулирования по существу невозможны.

Надо признать, что в настоящее время отсутствует какая-либо общепринятая и унифицированная методология выполнения ОВОС, в т.ч. применительно к МНГК. Даже сам термин «воздействие» часто трактуется по-разному [Шитиков и др., 2003]. В одних случаях (например, в официальных документах) под этим понимается «то, что воздействует» (промышленные объекты, сбросы сточных вод и др.) без акцента на экологических последствиях такого рода действий. В других материалах (обычно в научных публикациях) термин «воздействие» включает в себя не только «то, что воздействует», но также и «то, что происходит в результате». В этой работе мы будем придерживаться именно этой трактовки, которая охватывает как антропогенные источники и факторы тех или иных нарушений в природе, так и сами эти нарушения.

Перечни базовых принципов ОВОС, приводимые в большинстве известных методических документов и схем, обычно включают в себя:

- *комплексность* — использование набора разных методов и подходов, позволяющих оценивать разные стороны сложной картины техногенного воздействия на природу;
- *интеграцию* — рассмотрение во взаимосвязи всех аспектов (экологических, технических, экономических, социальных) реализации того или иного проекта;
- *вариантность* — поиски оптимальных природоохранных решений;
- *региональность* — привязку анализа и оценок к конкретным экологическим, социально-экономическим и другим особенностям данного региона.

К этому перечню стоит добавить *принцип предосторожности*, который активно внедряется сейчас как в методологию ОВОС, так и в природоохранную практику. Этот принцип, в частности, требует при оценке воздействия на природные системы отдавать предпочтение пессимистическим сценариям, т.е. наихудшим из возможных ситуаций. При таком подходе снижается вероятность так называемых

ошибок второго типа, т.е. тех ошибок, при которых можно «упустить» реальный негативный эффект. Надо учесть, однако, что в погоне за снижением подобных ошибок повышается вероятность ошибок первого типа, при которых фиксируется тот или иной «вредный эффект», которого на самом деле в природе нет.

Российские правила. Процедура ОВОС в России предусмотрена в ряде федеральных документов, в т.ч. в законах РФ «Об экологической экспертизе» (1995 г.) и «Об охране окружающей среды» (2002 г.), где специально отмечена обязательность проведения ОВОС как основы и условия экологической экспертизы объектов добычи, транспортировки и хранения нефти на шельфе. По официальной трактовке [Положение об оценке воздействия..., 2000], ОВОС — это «определение характера и степени опасности всех потенциальных видов влияния на природную среду предлагаемой к реализации хозяйственной и иной деятельности и оценка экологических, социальных и экономических последствий осуществления проекта». При этом отмечается, что «предполагаемые воздействия должны быть оценены в терминах границ, интенсивности и длительности».

Оценка вреда и ущерба. Российские нормативные требования к ОВОС включают также обязательность процедуры количественных оценок ущерба (вреда) для биологических и других природных ресурсов водоемов [Временная методика..., 1990; Инструкция по оценке..., 2001; Методика определения..., 2001; МПР, 2007; Методика исчисления..., 2011]. Ущерб водным биоресурсам обычно оценивается в натуральном выражении, т.е. в потерях биомассы промысловых организмов в результате тех или иных негативных воздействий на водные экосистемы. При этом учитываются как прямые потери за счет гибели промысловых организмов, так и косвенный ущерб в результате снижения биопродуктивности на всех уровнях пищевой цепи — от планктона до рыб. При расчете итоговых величин ущерба рыбным запасам в стандартные формулы вводятся различные коэффициенты и параметры, учитывающие масштабы и интенсивность воздействия, плотность биомассы промысловых видов, состояние их кормовой базы, критерии оценок, нормы стоимости и некоторые другие показатели. Критический анализ таких методик [Криксунов и др., 1999; Новак, Пузанченко, 1999; Глибко, 2008] показывает, что жесткое (нормативное) закрепление расчетных процедур, а также игнорирование природной изменчивости экосистемных процессов могут приводить к заведомо нереалистичным оценкам, и потому нужны новые методы и приемы такого рода оценок. Предлагается, в частности, при расчете ущербов от загрязнения опираться на удельные стоимостные показатели водных биоресурсов и учитывать экологическую уязвимость акваторий, объемы загрязняющих веществ и степень их опасности [Макаров, Зайдинер, 1998].

Сказанное выше относится и к методологии оценки общего экономического ущерба от нефтяных разливов в море. В принципе, здесь возможны два методических подхода [Лукьянчиков, 1998; Егорова, 2004].

- Один из них (*косвенный*), основанный на использовании удельного ущерба, наносимого хозяйственной деятельностью и природным ресурсам при разливе на морской акватории, например, 1 т нефти. При этом вносятся поправки для учета типа разлитой нефти, экологической уязвимости региона и других характеристик, отражающих специфику конкретной ситуации.

- Другой подход (*реципиентный*) основан на определении экономического ущерба от нефтяного загрязнения для каждого из видов хозяйственной деятельности (рыболовство, марикультура, рекреация, туризм и др.) и природных ресурсов. Последние включают в себя как используемые в хозяйственной деятельности ресурсы (биологические, рекреационные, минеральные), так и ресурсы, которые находятся вне хозяйственной сферы.

Под экономическим ущербом обычно понимаются все издержки, потери и убытки, нанесенные обществу вследствие загрязнения нефтью морской акватории и побережья. Ясно, что при любом варианте такого рода расчетов нужны значительные объемы самых разных данных, а их результаты будут сильно колебаться в зависимости от объема и места разлива, времени года, типа разлитой нефти, гидрометеорологических условий, характера береговой линии и ряда других факторов и обстоятельств. Один из простейших способов решения таких задач сводится к анализу прецедентов с учетом стоимости затрат на очистку морской среды и береговой зоны от нефтяного загрязнения [Мансуров, 1996; Bennett et al., 1997; Helton, Penn, 1999]. В некоторых странах, например в США, подобные оценки выполняют с помощью специальных математических моделей [Etkin, 2004]. Известны также международные руководства по оценке ущерба и компенсаций за экономические потери в результате нефтяных разливов в море [ИМО/УНЕР, 2009].

Не углубляясь далее в эту специфическую тему, где пересекаются сферы экологии, экономики и права, отметим лишь, что многие методические подходы, принципы и даже термины в этой области до сих пор не получили общепризнанного толкования [Лукьянчиков, 1998; Егорова, 2004; Пантелеев, 2007; Анিকেев, Рыбина, 2014]. Это относится, в частности, к таким базовым понятиям, как «потери», «ущерб» и «вред», которые часто используются как синонимы и не сопровождаются четкими разграничениями. По мнению некоторых авторов [Рюмина, 2007], «ущерб» следует относить к экономическим категориям, тогда как «вред» — к понятиям экологическим. Иначе говоря, природе наносится вред, а экономике — ущерб.

1.1.2. Методические трудности и ограничения

К числу используемых на разных стадиях ОВОС методов и подходов чаще всего фигурируют экспертные системы, матричный анализ, имитационное моделирование, методы оценки опасности и риска и др. Ясно, что при таком широком охвате методов и подходов чрезвычайно трудно унифицировать процедуру ОВОС, особенно когда речь идет об оценке *экологических* эффектов и последствий. Применительно к МНГК эти трудности усугубляются и другими обстоятельствами, включая:

- разнообразие факторов и ситуаций техногенного воздействия на морскую среду, в т.ч. крайне динамичную картину поведения в море многокомпонентных отходов различного состава и происхождения;
- сильную пространственно-временную изменчивость большинства абиотических и биотических параметров морских экосистем;

- чрезвычайную сложность, разнообразие и многофакторность бесконечно-го числа биологических реакций и откликов в морских экосистемах в ответ на то или иное воздействие.

Успех оценки состояния любой системы и ее изменений под влиянием внешних воздействий зависит прежде всего от системной сложности объекта. Наиболее сложные природные системы, включая экосистемы морей, меняют свое состояние как под воздействием внешних причин (климат, человек), так и за счет внутрисистемных факторов. Относительная целостность (устойчивость) морских сообществ и экосистем поддерживается в основном за счет непрерывных изменений их структурно-функциональной организации и флуктуации большинства биотических и абиотических параметров, что трактуется иногда как «устойчивая неравновесность».

В динамике любого неблагоприятного (стрессового) эффекта на каждом из уровней биологической иерархии следует различать следующие три характерные фазы (зоны):

- *фаза толерантности* (безразличия и/или устойчивости) — изменения процессов и параметров не выходят за пределы нормы естественных колебаний;
- *фаза компенсации* (начальный этап адаптации) — стрессы проявляются в форме первичных обратимых реакций (поведенческих, физиологических и др.);
- *фаза повреждений* (при достаточно длительных воздействиях) — адаптивные возможности на данном уровне исчерпаны и компенсация последствий возможна только на более высоких уровнях.

Как показано на рис. 1.2, наиболее быстрые и относительно легко регистрируемые эффекты возникают на физиолого-биохимическом и организменном уровнях с последующей компенсацией этих эффектов либо их передачей на более высокие уровни биологической иерархии в экосистемах. Устойчивые нарушения в сообществах и экосистемах (экологические модификации) возникают лишь при длительных воздействиях, которые приводят к структурно-функциональным изменениям на популяционном уровне, выходящим за пределы их естественной изменчивости в конкретных условиях данного региона.

Надежность регистрации нарушений среды и соответствующих реакций биоты зависит прежде всего от масштаба и продолжительности наблюдений. При длительных и крупномасштабных (региональных и субрегиональных) наблюдениях такие нарушения (устойчивые отклонения от средних величин) могут быть замечены и даже предсказуемы. По мере перехода к кратковременным и локальным ситуациям, нарушения среды и биотические отклики становятся *случайными*, а их оценка и сопоставление (тем более прогноз) чрезвычайно затруднены либо вообще невозможны. Этот вывод имеет принципиальное значение как для исследования морских экосистем, так и для решения задач ОВОС и экологического мониторинга. Игнорирование пространственно-временного масштаба наблюдений открывает простор для субъективных заключений и прогнозов, основанных на сопоставлении случайных событий, не имеющих причинно-следственной связи.

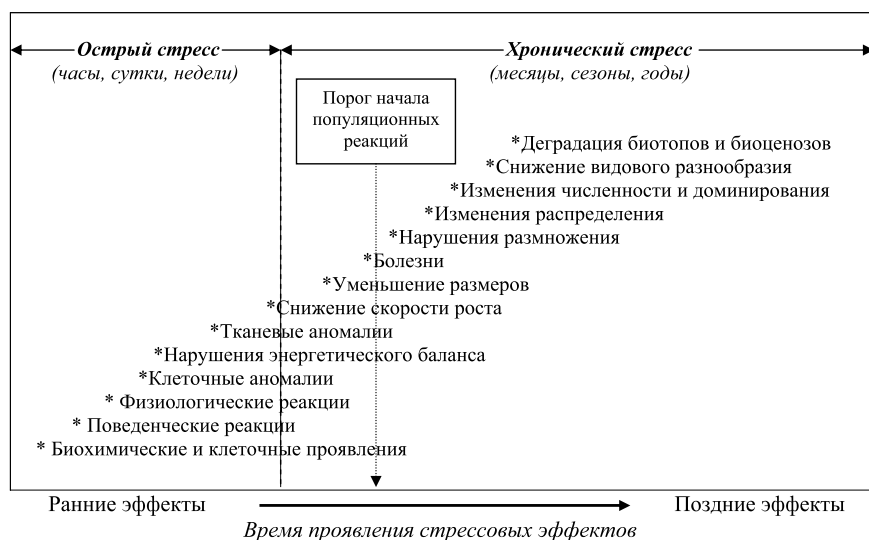


Рис. 1.2. Характер и последовательность проявления стрессовых эффектов на разных уровнях биологической иерархии в море

О пределах изменчивости основных экологических группировок морской биоты по показателям биомассы можно судить по сводным данным табл.1.1, составленной по результатам обобщения многочисленных опубликованных материалов. Основные типы кривых природного колебания численности популяций различных видов показаны на рис. 1.3.

Таблица 1.1

Пределы колебаний биомассы основных групп населения арктических и дальневосточных морей [Патин, 2004]

Экологические группы морской биоты	Характерные диапазоны изменчивости биомассы	
	при отдельных измерениях	по осредненным данным
Фитопланктон, мг/м ³	10 ⁻¹ –10 ⁴	10 ² –10 ³
Зоопланктон, мг/м ³	10–10 ³	10 ² –10 ³
Бентос, г/м ²	1–10 ⁴	10 ² –10 ³
Нектон (рыбы), т/км ²	0–10 ²	1–10

Из сводных данных табл. 1.1 видно, что соотношение экстремальных (минимальных и максимальных) величин биомассы может меняться в пределах нескольких порядков величин, а по осредненным региональным данным как минимум на порядок. Суточные колебания биомассы особенно велики для планктонных сообществ, тогда как сезонные и многолетние колебания характерны для всех группировок морской биоты. Надо подчеркнуть при этом, что речь идет о плот-

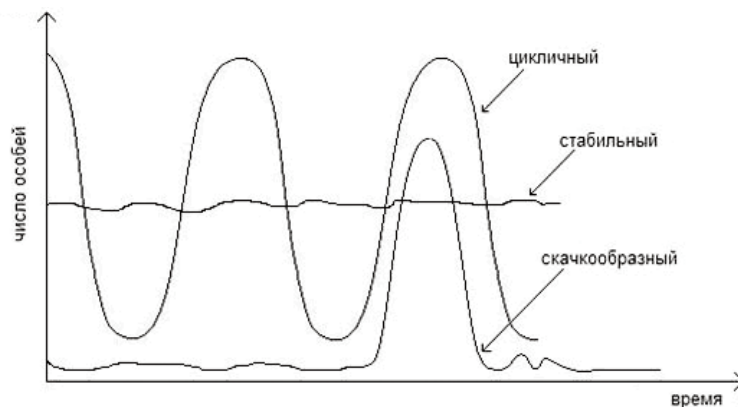


Рис. 1.3. Основные типы кривых природных изменений численности популяций различных видов

ности биомассы, т.е. об интегральной и потому достаточно грубой характеристике состояния сообществ. Если составить аналогичную сводку опираясь на такие показатели, как биомасса отдельных видов, состав и численность популяций, индекс видового разнообразия, доминирования и др., то размах колебаний и изменчивость показателей возрастут еще на несколько порядков величин. Отсюда ясно, что выявление и оценка на этом крайне изменчивом природном фоне каких-либо «антропогенных» нарушений в экосистемах представляется далеко не тривиальной задачей. Именно это обстоятельство в сочетании с разнообразием факторов техногенного воздействия на морскую среду и многообразием реакций биоты на внешние воздействия является главным камнем преткновения, о который разбиваются до сих пор все попытки разработать какую-либо унифицированную и удобную для практического применения комплексную методологию ОВОС для морских водоемов.

1.2. МЕТОДЫ И СХЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ МНГК

1.2.1. Особенности, этапы и шкалы оценок

Методические схемы. В развитие изложенных выше базовых принципов и подходов современной методологии ОВОС на рис. 1.4 предложена схема решения экологических задач ОВОС применительно к МНГК. Эта схема была использована в практике экологической и рыбохозяйственной экспертизы ряда морских нефтегазовых проектов, включая проекты «Сахалин 1» и «Сахалин 2» [Патин, 2004; Проект «Сахалин 1»; Проект «Сахалин 2», 2005].

Предлагаемая схема, с одной стороны, достаточно традиционна и учитывает общепринятые природоохранные принципы и требования, в т.ч. приведенные вы-

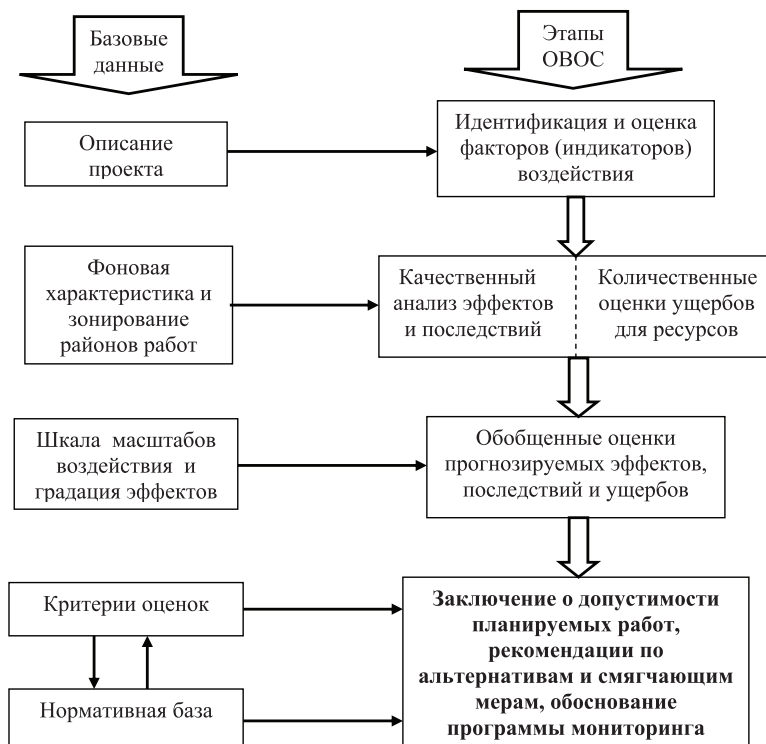


Рис. 1.4. Содержание, этапы и последовательность решения задач ОВОС при освоении морских нефтегазовых месторождений [Патин, 2004а]

ше обязательные этапы и процедуры ОВОС. С другой стороны, в схеме заложены элементы и подходы, которые часто отсутствуют в известных российских и зарубежных аналогах такого рода. К числу таких отличий можно отнести:

- сочетание двух разных подходов к оценке возможных негативных эффектов, а именно качественного (непараметрического) анализа экологических нарушений и количественных (в том числе нормативных) расчетов предполагаемых потерь (ущербов), что позволяет скорректировать недостатки и ограничения каждого из двух подходов;
- введение пространственно-временной шкалы воздействий и ранжирование экологических нарушений по совокупности принятых показателей;
- использование экосистемных (популяционных) критериев и порогов для оценки тяжести последствий и обратимости прогнозируемых эффектов;
- использование эколого-токсикологических методов и подходов для прогноза характерных зон проявления вредных эффектов и расчета возможных ущербов.

Все это в совокупности позволяет снизить неизбежную неопределенность оценок и получить достаточно полную и объективную картину экологических нарушений в море на разных этапах освоения морских нефтегазовых месторождений.

Основными источниками информации для решения экологических задач ОВОС применительно к проектам в рамках МНГК могут служить:

- результаты полевых исследований и мониторинговых наблюдений, выполненных ранее в акваториях планируемой деятельности и в прилегающих районах;
- материалы соответствующих экспериментальных и полевых работ по оценке последствий того или иного вида воздействия на морскую среду и биоту;
- моделирование поведения в море вредных примесей и сопутствующих биологических эффектов в зоне потенциального воздействия МНГК;
- материалы аналогичных исследований и наблюдений, выполненных в других регионах и сходных ситуациях;
- нормативно-правовая база экологического регулирования и контроля деятельности в рамках МНГК.

В контексте методологии такого рода оценок следует подчеркнуть, что объективность и обоснованность результатов ОВОС не могут быть обеспечены только на основе анализа информации, относящейся непосредственно к месту планируемых работ. Во-первых, такой информации может быть слишком мало либо не быть вовсе. Во-вторых, наиболее репрезентативные данные, особенно по океанографическим, экологическим и биологическим показателям получают, как известно, по результатам достаточно масштабных съемок и многолетних наблюдений в регионе, что позволяет снизить ошибки, связанные с высокой неоднородностью распределения и сильной изменчивостью многих природных характеристик морской среды и биоты. Надо учесть также неразрывность структурных, функциональных, трофических, миграционных и других свойств морских популяций и биоценозов и принципиальную невозможность их надежной регистрации по данным локального уровня.

Шкалы оценок. Важнейшим базовым элементом любой системы ОВОС должны быть наборы оценочных шкал для ранжирования масштаба воздействий и оценки их последствий. Здесь мы вторгаемся в довольно специфическую и дискуссионную область методологии оценок состояния природных систем. В этой связи надо констатировать отсутствие каких-либо общепринятых методик таких оценок и неизбежность элементов условности и относительности при любых попытках описать состояние экосистемы или фактора воздействия на нее в категориях «хорошее»–«плохое», «сильное»–«слабое» и т.д. Это вполне естественно, поскольку хороших или плохих состояний природных экосистем в принципе не существует. Наши представления о вредности любого техногенного воздействия условны по своей сути, что в полной мере относится к любым экологическим нормам и шкалам оценок последствий. В то же время у нас нет другого способа конкретизировать результаты ОВОС и придать им хотя бы полуколичественный вид. В противном случае мы обречены на малопродуктивные попытки текстуальных или иных описаний сложнейших природных систем с бесконечным набором прямых и обратных связей (чаще всего нелинейных) без каких-либо надежных оснований для достижения конечных целей ОВОС и с большим простором для субъективных трактовок и неопределенных оценок.

Рекомендуемая в данной работе шкала пространственных и временных масштабов воздействий, а также оценок экологических нарушений на разных этапах деятельности в рамках МНГК приведена в табл. 1.2.

В отличие от других оценочных классификаций такого рода [Матишов, Никитин, 1997; Кочергин, Сергусеева, 1999; Зеленков, Мискевич, 2000] предлагаемые градации (шкалы) для оценок воздействий и эффектов сопровождаются соответст-

Таблица 1.2

Шкала масштабов воздействия и оценок экологических последствий при освоении морских нефтегазовых месторождений: в квадратных скобках указаны индексы (рейтинги) относительных воздействий и нарушений; знак Σ относится к сумме индексов

Масштаб воздействия и характер эффектов	Показатели воздействия и нарушений
Пространственный масштаб	
Точечный [1]	Площадь воздействия менее 0,1 км ²
Локальный [2]	Площадь воздействия в пределах от 0,1 до 1 км ²
Местный [3]	Площадь воздействия в пределах от 1 до 100 км ²
Субрегиональный [4]	Площадь воздействия более 100 км ²
Региональный [5]	Площадь воздействия охватывает весь регион
Временной масштаб	
Кратковременное [1]	До одних суток
Временное [2]	От одних суток до одного сезона
Длительное [3]	От одного сезона до одного года
Долговременное [4]	Более одного года
Обратимость изменений	
Обратимые [0] (острый стресс)	Параметры состояния среды и биоты восстанавливаются за время от нескольких минут и часов до одного сезона
Умеренно обратимые [3]	Параметры состояния среды и биоты восстанавливаются за время от одного сезона до трех лет
Слабо обратимые [5] (хронический стресс)	Нарушения параметров среды и биоты сохраняются более трех лет
Итоговые оценки	
Незначительные [$\Sigma=2-4$]	Изменения качества среды и состояния биоты отсутствуют или неразличимы на фоне природной изменчивости
Слабые [$\Sigma=5-7$] (зона толерантности)	Возможны регистрируемые нарушения среды и обратимые стрессы в биоте
Умеренные [$\Sigma=8-10$] (зона компенсации)	Наблюдаются нарушения среды и стрессовые изменения в биоте без признаков деградации и утраты способности системы к самовосстановлению
Сильные [$\Sigma=11-14$] (зона повреждений)	Проявляются устойчивые структурные и функциональные перестройки сообществ

вующими индексами и основаны на критериях и порогах популяционных нарушений. Последние, в свою очередь, опираются на анализ динамики развития стрессовых эффектов в морских экосистемах [Патин, 2005]. Изложенные выше подходы и шкалы оценок могут быть полезными также при планировании программ мониторинга и интерпретации его результатов, что обсуждено подробнее в гл. 5.

При всей условности такого подхода он позволяет дифференцировать воздействия и их последствия по интенсивности проявлений в различных пространственно-временных масштабах. Очевидно, например, что на точечном и локальном уровнях (на пример, при сбросе буровых отходов, установке платформ, прокладке трубопроводов и при других работах на грунте) можно ожидать широкий спектр возможных нарушений. Они могут изменяться от незначительных до умеренных и сильных в зависимости от расстояния от места воздействия, его интенсивности, длительности и т.д. Местный и региональный уровни должны быть приняты во внимание в случае возникновения крупных нефтяных разливов, а также при оценке кумулятивных эффектов в районах длительных и масштабных разработок нефтегазовых месторождений на шельфе. Отметим, что масштабы начальных воздействий и вызываемых ими последующих эффектов (последствий) могут не совпадать как во времени, так и в пространстве.

1.2.2. Критерии оценок и пороги нарушений

Принципиально важный и до сих пор слабо разработанный аспект всей методологии ОВОС заключается в подборе показателей и критериев для оценки допустимых изменений состояния природной среды. Чаще всего в качестве общего условия допустимости вторжения человека в природу декларируется необходимость обеспечения *устойчивости* природных экосистем и биоресурсов. Для конкретизации этого довольно расплывчатого требования следует добавить, что в соответствии с Конвенцией ООН по биоразнообразию (1992 г.) речь должна идти об устойчивости экосистем и биоресурсов в пределах *естественной изменчивости* их основных параметров. Кроме того надо учитывать временные и пространственные масштабы проявления экологических последствий того или иного вида деятельности. В противном случае мы не сможем провести границу между естественными и антропогенными изменениями в природных системах.

Как известно, принятая в России и ряде других странах система водоохраной стратегии базируется в значительной степени на концепции «ассимиляционной емкости» водных экосистем и вытекающего из нее требования соблюдения нормативов содержания (ПДК) и сброса (ПДС) загрязняющих веществ для водоемов, включая морские воды [Израэль, Цыбань, 1989; Патин, 2011]. В случае превышения ПДК делается вывод об экологическом неблагополучии в данном месте и выполняются расчеты ПДС и потенциально возможных ущербов. При этом обычно игнорируется тот факт, что по определению ПДК — это безопасный уровень, гарантирующий качество среды при условии *хронического* присутствия в ней того или иного вещества. Между тем известно, что кратковременные и локальные превышения этого уровня (как и любого другого экологического фактора) не приво-

дят к гибели организмов и тем более — к необратимым экологическим последствиям. Именно такие ситуации обычно складываются в районах освоения морских нефтегазовых месторождений (см. гл.2). Надо отметить также, что система ПДК ориентирована только на регламентацию качества среды по компонентам химического загрязнения и не учитывает всех остальных факторов техногенного воздействия.

В отличие от только что изложенного выше «нормативного» подхода, экосистемный подход предполагает оценку антропогенных эффектов в экосистемах и популяциях с учетом их реального (измеренного или рассчитанного) пространственно-временного масштаба на фоне природной изменчивости показателей состояния биоты (численность, биомасса, видовой состав и др.). В рамках этого подхода могут быть рекомендованы следующие экологические условия (критерии) допустимости техногенных воздействий [Патин, 2005]:

- воздействие и вызванные им эффекты носят кратковременный или временный характер и ограничены точечным или локальным масштабом (см. табл. 1.2);
- экологические последствия разовых воздействий в условиях острого (кратковременного) стресса обратимы и нивелируются за время, сопоставимое со временем воздействия;
- нарушения популяционной численности, запасов и воспроизводства ключевых видов (в т.ч. промысловых) отсутствуют либо неразличимы на фоне их естественной динамики в пределах ареала каждого из видов в районе планируемых или осуществляемых работ.

Одновременное выполнение всех этих трех условий в ситуациях, когда никаких других вредных воздействий в данном районе нет, может служить определенной гарантией экологической безопасности тех или иных видов морской деятельности. Эти же условия (критерии) представляют интерес в качестве основы для формирования нормативов предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) [Временные методические указания..., 2000].

Приведенные выше условия, градации и критерии для оценки экологических эффектов могут быть дополнены ориентировочными *порогами нарушений* на популяционном уровне. К их числу, согласно известной классификации [Реймерс, 1990], можно отнести следующие три порога:

- порог минимума реакций — до 10^{-1} % отклонения от средней нормы на локальном уровне для основных популяционных параметров (биомасса, численность и др.) в условиях хронического стресса и до 1 % — в условиях острого стресса;
- порог нарушения стационарного состояния (колебаний) — около 10 % от нормы;
- порог постепенной дегградации (деструкции) популяций и сообществ — более 50 % от нормы основных параметров.

Предложенные пороги и критерии являются, конечно, условными и ориентировочными как, впрочем, и любые другие показатели такого рода (включая официальные экологические нормы, ПДК и др.). Однако в совокупности с системой индексов для ранжирования воздействий и градации эффектов (см. табл. 1.2) они

позволяют «свернуть» обширные материалы ОВОС в проектной документации и представить результаты экологической оценки последствий деятельности МНГК в компактной и удобной для восприятия форме. Конкретные иллюстрации применения такого подхода даны в следующей главе.

1.2.3. Эколого-токсикологические методы и подходы

Решение многих из перечисленных выше задач невозможно без привлечения методов и подходов водной токсикологии. Достаточно вспомнить, что большинство стандартов и критериев для оценки качества водной среды, допустимых нагрузок на экосистемы и вредности сточных вод и их компонентов получены на основе эколого-токсикологических методов. Однако их использование в практике ОВОС до сих пор не нашло широкого распространения из-за слабой разработки методических основ такого подхода. Это в полной мере относится и к оценке экологических последствий морской нефтегазодобывающей деятельности. Между тем именно здесь такие методы могли бы быть особенно эффективными благодаря сочетанию токсикологических данных с результатами моделирования и полевых наблюдений за поведением примесей, поступающих в море на разных этапах освоения месторождений углеводородов на шельфе. При реализации такого подхода возможны следующие основные этапы и операции:

- построение шкалы токсичности и выделение характерных диапазонов концентраций (уровней) загрязняющих веществ, при которых может проявляться вся гамма возможных биологических реакций — от острых поражений до отсутствия регистрируемых эффектов;
- моделирование либо иное пространственно-временное описание (например, по аналогии с известными прецедентами в сходных условиях) распределения примесей в морской среде при разных режимах сброса и в разных (нормальных или аварийных) ситуациях;
- сопоставление ареалов распределения примесей с диапазонами концентраций, вызывающих те или иные токсические эффекты для массовых видов морских организмов;
- интерпретация и анализ полученных результатов с учетом известной информации о распределении биоты, характере возможных биологических эффектов и поведении сбрасываемых отходов в морской среде;
- оценка и прогноз биологических последствий, включая рыбохозяйственный ущерб, по всей совокупности имеющихся данных.

Как и при любых оценках воздействия на природные системы, эколого-токсикологические методы и подходы в практике ОВОС могут быть эффективными лишь при условии, что они применяются в категориях *интенсивности* и *времени* воздействия. Игнорирование одной из этих категорий создает простор для ошибочных интерпретаций и выводов. В простейшей форме зависимость вероятности вредного эффекта от концентрации загрязняющего вещества и времени его воздействия показана на рис. 1.5. Весь опыт эколого-токсикологических исследований показывает, что построение строгих функциональных (количественных)



Рис. 1.5. Простейшая матрица зависимости вредного (токсического, стрессового) эффекта от концентрации и времени воздействия загрязняющего вещества: стрелки показывают нарастание вероятности вредного эффекта

зависимостей такого рода в *природных* условиях морских экосистем практически невозможно. Однако можно попытаться выделить на шкале концентраций токсиканта в морской среде те уровни, которые разграничивают описанные выше характерные зоны (фазы) проявления вредных эффектов в биоте за тот или иной промежуток времени.

Результаты такой попытки для растворенных нефтяных углеводородов отражены в виде ориентировочных шкал (матриц) на рис. 1.6. Напомним, что нефть и нефтепродукты относятся к наиболее распространенным и масштабным факторам воздействия МНГК на морскую среду. При построении шкал для морской воды и донных осадков были использованы сделанные ранее обобщения большого количества опубликованных материалов по изучению действия нефти на морские организмы разных систематических и экологических групп [Патин, 2008].

Приведенные шкалы являются по сути вероятностными и отражают экологический риск возникновения вредного эффекта в заданных диапазонах концентраций и времени воздействия. Так, из шкалы на рис. 1.6,*а* следует, что по мере нарастания времени воздействия нефти на обитателей водной толщи (в основном планктона) верхняя граница зоны толерантности (отсутствие эффектов для наиболее чувствительных организмов) будет снижаться от 1 мг/л (при времени воздействия менее 1 ч) до 10^{-3} мг/л (при воздействии более 10^3 ч). В этом же временном интервале порог проявления поражающих эффектов (вплоть до гибели организмов) будет снижаться в пределах от 10^2 до 10^{-1} мг/л содержания нефти в воде. Что касается зоны компенсации, то она занимает промежуточное положение между зонами толерантности и повреждений. После снятия нефтяного фона в среде адаптационные процессы достаточно быстро нормализуются без существенных негативных последствий для организмов и без каких-либо откликов на уровне популяций. Для условий хронического стресса диапазон нефтяного загрязнения, который ограничивает зону компенсации, довольно широк, и его можно принять в пределах 10^{-3} – 10^{-1} мг/л растворенных углеводородов. По мере перехода к более коротким интервалам экспозиции границы зоны компенсации, так же как зон толерантности и повреждений, будут сдвигаться в сторону более высоких уровней содержания нефти в воде.

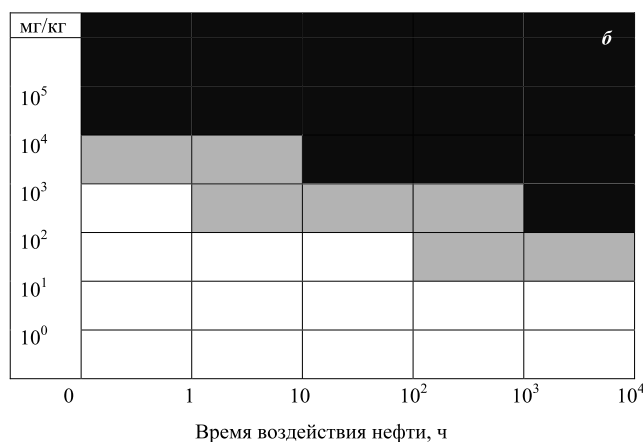
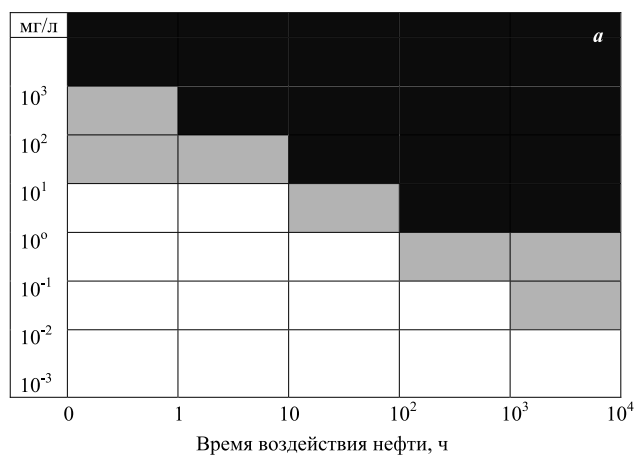


Рис. 1.6. Ориентировочная шкала динамики стрессовых эффектов в морской биоте в зависимости от концентрации и времени воздействия растворенной нефти в морской воде (а) и донных осадках (б): светлое поле — зона толерантности, серое поле — зона компенсации, темное поле — зона повреждений (определение зон см. текст)

Аналогичные выводы можно сделать и в отношении динамики стрессовых эффектов в морской биоте по мере нарастания уровней содержания минеральной взвеси в море. Ориентировочная (вероятностная) шкала таких эффектов, основанная на обобщении рассмотренных ранее результатов полевых и экспериментальных работ (см. т. 1, гл. 6), показана на рис. 1.7. Из этой шкалы следует, что верхнюю границу зоны толерантности в ситуациях длительного воздействия (10^2 – 10^4 ч) можно принять равной около 1 мг/л. По мере сокращения времени воздействия эта граница будет сдвигаться в сторону более высоких уровней. Нижние пороги зоны повреждений (первые признаки необратимых нарушений и гибели организмов) при действии минеральной взвеси в диапазонах времени от 0 до 1 ч и более 100 ч можно принять ориентировочно на уровнях 10^3 и 10 мг/л соответственно.

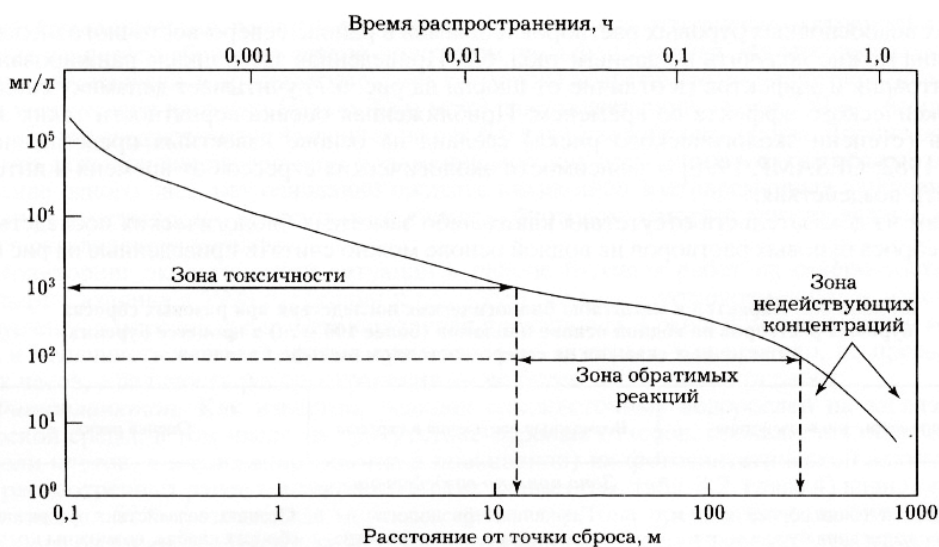


Рис. 1.8. Кривая разбавления и снижения токсичности буровых растворов на водной основе при залповых сбросах (объемом более 100 м³ в течение 1 ч) для гидрологических условий на северо-восточном шельфе Сахалина: выделенные зоны получены по результатам биотестирования

буровой установки. Следует подчеркнуть, что эти оценки носят экстремально высокий характер и должны быть откорректированы с учетом реального времени воздействия буровых отходов. Дело в том, что данные, использованные для выделения зон острой токсичности и обратимых реакций, были получены в опытах длительностью 96 ч. Между тем, как показано на рис. 1.8, фактическое воздействие буровых отходов при их разовом сбросе будет длиться лишь около одного часа, и потому вероятность (экологический риск) летальных и сублетальных эффектов в реальных условиях сброса будет ниже как минимум в 100 раз. Следовательно, исходя из приведенных в табл. 1.2 шкалы эффектов, есть основания утверждать, что в данном случае мы имеем дело с *локальным, кратковременным и обратимым* воздействием в виде острого стресса незначительной интенсивности.

Таким образом, изложенные выше подходы и методы морской экотоксикологии открывают возможности для повышения объективности экологических оценок последствий, связанных с техногенными нарушениями качества морской среды. Применительно к МНГК можно оценивать эффекты и последствия в ситуациях, при которых в море поступают нефть и нефтепродукты, взмученные донные грунты, отходы буровых и промысловых работ и другие вредные примеси. Конкретные примеры использования эколого-токсикологических методов и подходов для оценки экологических последствий на разных этапах разведки, добычи и транспортировки углеводородов в море будут даны в последующих главах.

1.3. МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ПОСЛЕДСТВИЙ НЕФТЯНЫХ РАЗЛИВОВ

Как известно, аварийные разливы нефти и нефтепродуктов относятся к числу главных экологических угроз со стороны МНГК. В то же время надо признать, что методы оценки и прогноза последствий таких событий для морской среды и биоты до сих пор остаются предметом активных поисков и острых дискуссий. В данном разделе эти вопросы рассмотрены на основе последних литературных материалов, в т.ч. и сводных публикаций автора по этой теме [Patin, 2004; Патин, 2008].

1.3.1. Задачи, особенности, этапы

Проблемы ОВОС применительно к оценке и прогнозу последствий нефтяных разливов представляют особый интерес в силу нескольких обстоятельств. К их числу надо отнести прежде всего повышенную тяжесть (иногда катастрофичность) таких событий, их непредсказуемость и необходимость разработки комплексных превентивных мер и адекватного реагирования. Решаемые при этом научные и практические задачи обычно включают в себя:

- прогноз экологических, биологических и рыбохозяйственных последствий при разных сценариях реальных или потенциально возможных разливов нефти в море;
- количественную оценку экологических и экономических потерь для обоснования размеров компенсаций за нанесенный ущерб;
- принятие решений о приемлемости (либо неприемлемости) экологического риска возможных разливов и обоснование мер по его минимизации на разных этапах и операциях добычи и транспортировки углеводородов в море;
- обоснование методов, средств и приоритетности работ по восстановлению нарушенной природной среды в прибрежной зоне и на берегу после нефтяных разливов.

Наконец такие оценки нужны для объективного информирования и ориентации как властей разного уровня, так и широкой общественности относительно последствий для природы и человека при реализации тех или иных проектов освоения морских нефтегазовых ресурсов.

Практически все изложенные выше методы и подходы ОВОС применимы к оценке последствий нефтяных разливов в море. Вместе с тем, специфика таких событий (огромное разнообразие вариантов, динамичность, сильная зависимость от погодных и других местных условий) диктует необходимость дополнительных методических акцентов и подходов.

Предлагаемая методическая схема решения задач ОВОС для ситуаций нефтяных разливов в море показана на рис. 1.9. Некоторые из этапов этой схемы по своему содержанию совпадают с общей схемой ОВОС применительно к МНГК в целом (см. рис. 1.4). Это относится к описанию проектных материалов, выяв-



Рис. 1.9. Содержание, этапы и последовательность решения задач ОВОС в ситуациях нефтяных разливов в море [Патин, 2008]

лению источников и факторов воздействия, фоновой характеристике района работ, шкале масштабов воздействия и др. В то же время здесь появляются и играют ключевую роль некоторые дополнительные методические подходы и средства, включая:

- использование приемов и методов оценки экологического риска;
- моделирование поведения разлитой в море нефти;
- районирование морских акваторий и побережья по степени чувствительности к нефтяному загрязнению.

Расширение методического арсенала в данном случае вполне оправдано в силу отмеченной выше специфики нефтяных разливов как одного из главных факторов экологических нарушений в море. Напомним еще раз, что аварийные ситуации такого рода носят вероятностный характер, а поведение разлитой в море нефти отличается чрезвычайно высокой динамичностью и многоплановостью процессов (см. т. 1, гл. 4).

1.3.2. Оценка экологического риска

Вводные понятия, подходы и методы. С обыденной точки зрения концепция риска и опасности вполне понятна, поскольку мы живем в вероятностном мире и многое из того, что происходит с нами и вне нас относится к категории случайных событий. Именно поэтому теория риска давно взята на вооружение во многих областях науки и практики, в т.ч. применительно к решению природоохранных проблем. В ряде стран и на международном уровне подходы и методы теории риска положены в основу официальных руководств и стандартов для оценки экологических ситуаций и принятия практических решений при реализации крупных проектов, сопряженных с воздействием на окружающую среду [ССМЕ, 1996; АЕРС, 1998; ЕРА, 1998; ИМО, 2000; USCG, 2005].

Не вдаваясь в детали теории риска и опасности, отметим, что под термином «опасность» обычно подразумевают совокупность свойств и характеристик того или иного материала, процесса, объекта или ситуации, которые способны привести к повреждению, ущербу и другим негативным последствиям экологического, технического, экономического и другого характера. Понятие «риск» обозначает вероятность реализации данной опасности в конкретных условиях и за определенное время. Таким образом, исходя из этих определений величину риска (R) можно оценивать по простой формуле: $R = P \times D$, где фигурируют два главных параметра:

- P — частота (вероятность) возникновения того или иного инцидента (опасности) за определенный промежуток времени (например, вероятность нефтяного разлива определенного объема за время бурения скважины, транспортировки нефти, эксплуатации нефтегазового месторождения и т.д.);
- D — степень опасности (величина ущерба) данного инцидента (например, экономические, рыбохозяйственные и другие потери при нефтяном разливе или интегральные ранжированные оценки экологических последствий, аналогичные тем, что приведены в табл. 1.2).

Между этими параметрами существует обратная статистическая зависимость: чем выше степень опасности инцидента, тем меньше частота (вероятность) его возникновения.

Напомним, что вероятность какого-либо события (в отличие от частоты) является величиной безразмерной. Она ограничена пределами от 0 до 1 и определяется как математическое ожидание возникновения события B при наступлении события A. По существу, когда тот или иной акт техногенного воздействия, например нефтяной разлив, состоялся, вероятность этого события будет равна единице. В таком случае, судя по приведенной выше формуле, оценка экологического риска (ОЭР) сводится к оценке последствий и ущербов по методическим подходам и процедурам ОВОС, обсужденным выше. Это дает основание рассматривать методологию ОЭР как часть методологии ОВОС. При этом надо учитывать также совпадение конечных целей этих двух методологических направлений. Каждое из них ориентировано на получение количественной или полуколичественной характеристики возможных экологических последствий деятельности человека, включая аварийные нефтяные разливы и другие техногенные катастрофы.

При практическом использовании концепции риска в разных ситуациях следует различать на шкале его возможных значений три характерные области, показанные на рис. 1.10. Одна из них включает наименьшие (рутинные) риски, другая — чрезмерные (неприемлемые) риски. Между ними располагается область приемлемых рисков, выделяемых с помощью соответствующих норм, стандартов, регламентов и других ограничений. Уровни таких рисков не настолько малы, чтобы с ними не считаться, но в то же время и не настолько велики, чтобы считать их чрезмерными. Конечно, определение границ и критериев допустимого экологического риска в разных странах и при разных видах деятельности достаточно условно и зависит от многих факторов. При этом учитываются не только экологические требования, но также экономические, социальные, политические и другие ограничения.

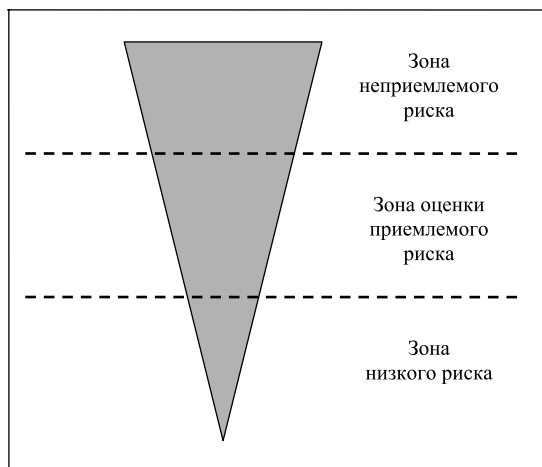


Рис. 1.10. Упрощенная градация оценочной шкалы уровней риска (объяснения см. текст)

Наиболее распространенный прием анализа всей совокупности результатов ОЭР основан на построении матриц риска, на которых отображают вероятность того или иного опасного события, например нефтяного разлива, и степень тяжести возможных последствий, ранжированных по шкале выбранных состояний. Принятые в России шкалы для вероятности (частоты) наступления аварийных ситуаций и масштаба возможных последствий показаны в табл. 1.3 и 1.4, а соответствующая им матрица для сопоставления рисков отражена на рис. 1.11.

Методология ОЭР применительно к ситуациям нефтяных разливов активно разрабатывается в последнее время во многих странах [Kraly et al., 2001; Linkov, Clark, 2003; Ly et al., 2004; Aurand et al., 2005; Stevens et al., 2005; Зацепя и др., 2014].

Таблица 1.3

Принятая в России шкала частоты (вероятности) аварийных ситуаций
[Методические указания..., 2001]

Уровень вероятности	Описание	Диапазон частот, количество случаев/год
A	Часто	$> 10^{-1}$
B	Вероятно	$10^{-1} - 10^{-2}$
C	Возможно	$10^{-2} - 10^{-3}$
D	Маловероятно	$10^{-3} - 10^{-4}$
E	Практически невероятно	$< 10^{-4}$

Таблица 1.4

**Принятая в России классификация опасных воздействий и чрезвычайных ситуаций
(согласно РД 03-418-01)**

Уровни воздействия	Категории воздействий и последствий для окружающей среды	Категории чрезвычайной ситуации
I	Катастрофические	Федерального значения
II	Сильные	Регионального значения
III	Значительные	Территориального значения
IV	Умеренные	Местного значения
V	Незначительные	Локального значения

При этом решаются две основные задачи. Первая из них — это стандартизация самой процедуры ОЭР с использованием баз данных, современных вычислительных технологий и методов моделирования, географических информационных систем (ГИС) и др. Вторая задача заключается в эффективном использовании методологии ОЭР для управления рисками и обоснования оптимальных способов ликвидации нефтяных разливов при разработке планов реагирования на них.

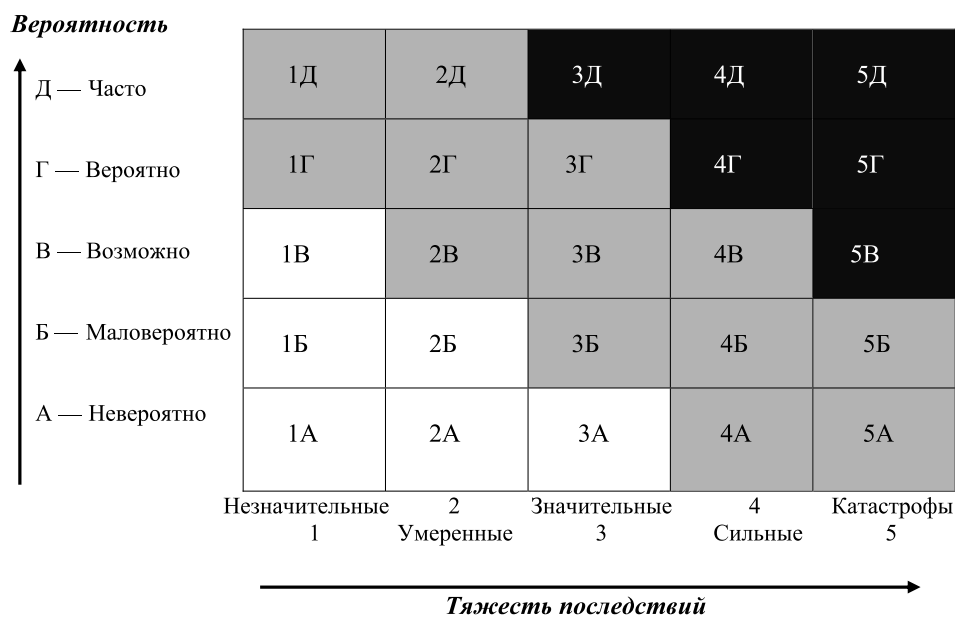


Рис. 1.11. Матрица рисков аварийных ситуаций, включая нефтяные разливы (составлена на основе российских нормативных документов): уровни вероятности и тяжести последствий отражены, соответственно, в табл.1.3 и 1.4; черные, серые и светлые области относятся, соответственно, к ориентировочным уровням недопустимого, приемлемого и пренебрежимо малого риска

С экологической точки зрения главное достоинство практических приложений теории риска в данном случае состоит в том, что она позволяет снять многие проявления неопределенности и субъективизма, которые часто фигурируют в природоохранных публикациях и официальных документах. Количественная оценка конкретного риска, сделанная на основе соответствующей статистики и соотнесенная с критерием приемлемости (или неприемлемости) данного риска, позволяет принимать обоснованные меры для обеспечения экологической безопасности в той или иной ситуации.

Управление рисками. Первые и наиболее успешные приложения теории риска относятся к поиску оптимальных технических, технологических и других решений в производственной сфере для снижения частоты и тяжести последствий аварийных ситуаций, в т.ч. связанных с разливами нефти. Типовая схема действий и процедур в таких случаях применительно к МНГК показана на рис. 1.12. В подобных схемах обычно присутствуют два основных этапа.

На первом этапе производится сбор и анализ данных для выявления источников опасности на разных объектах и стадиях добычи и транспортировки угле-

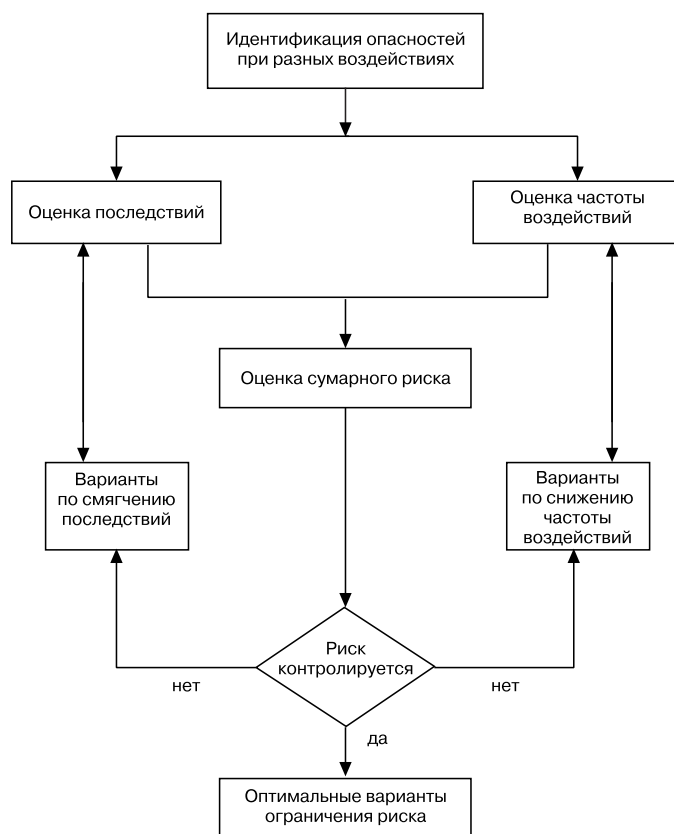


Рис. 1.12. Схема анализа и ограничения риска аварийных воздействий на окружающую среду при морской добыче углеводородов [Ramsay, Grant, 1992]

водородов. После этого оцениваются и ранжируются по степени приоритетности выявленные риски с учетом частоты опасных событий (нарушения технологии, отказы оборудования и т.д.) и тяжести их последствий.

На втором этапе полученные материалы анализируются с целью выбора тех или иных вариантов снижения риска. В случае получения результатов, позволяющих считать, что риск контролируется на приемлемом уровне, принимаются соответствующие меры и решения. При слишком высоком уровне риска процедуры поиска вариантов снижения частоты опасных эпизодов и смягчения их последствий повторяются до тех пор, пока не будет найдено приемлемое (оптимальное) решение.

Примером успешного применения такого рода схем и подходов может служить программа снижения утечек нефти и нефтепродуктов с промысловых платформ на шельфе Великобритании в Северном море [RISKTEC, 2006]. Здесь наметилась тревожная тенденция нарастания объемов неконтролируемого поступления углеводородов в море на фоне практически нулевой частоты крупных аварийных разливов нефти. Было установлено, что источниками таких утечек являются сочленения труб малого диаметра на платформах и примыкающих к ним трубопроводах. Сформированная база данных об этих источниках была заложена в качестве основы специальной компьютерной модели. С ее помощью выполнялись количественные оценки риска для разных ситуаций, которые ранжировались по приоритетности в зависимости от причин и степени опасности. В свою очередь, эти результаты легли в основу плана первоочередных практических мер, выполнение которых позволило добиться заметного снижения утечек нефти в море.

Известны и другие многочисленные примеры успешного применения схем и методов управления риском нефтяных разливов, включая:

- оценки и сопоставления риска аварийных разливов на разных объектах и при разных видах деятельности при освоении морских нефтегазовых месторождений [Cairns, 1992; Dixon, Rath, 1999; Проект «Сахалин 1», 2004; Проект «Сахалин 2», 2005; СЭИК, 2005];
- комплексный анализ рисков нефтяных разливов в районах интенсивного судоходства и морской добычи нефти [Drugsund et al., 2004; MacDonald, Cain, 2000];
- обоснование национальных и региональных мер по планам реагирования на нефтяные разливы [Kraly et al., 2001; Moller et al., 2003; Ly et al., 2004; USCG, 2005];
- разработку стратегии предупреждения разливов нефти при танкерных перевозках [LaBelle et al., 1997; Motroen, Wentworth, 2004] и транспортировке углеводородов по трубопроводам [Egan, Castle, 1999].

Особую актуальность за последние десятилетия получили методы и подходы теории риска для повышения безопасности судоходства и в первую очередь для предупреждения аварий нефтяных танкеров. Модификация одной из схем, используемой для снижения риска аварий при морской транспортной деятельности в Великобритании и других странах, показана на рис. 1.13 (вклейка).

В последнее время методические схемы оценки риска нефтяных разливов в море включают не только анализ вероятности (частоты) таких разливов в кон-

кретных условиях того или иного региона, но и данные по чувствительности (уязвимости) прибрежных вод и берегов в ситуациях нефтяного загрязнения. Для этих целей используют индексы экологической чувствительности морских побережий [NAS, 2003; Stevens et al., 2005], а также оценки вероятности соприкосновения нефтяных пятен с береговой линией [LaBelle et al., 1997]. Сочетание таких подходов повышает как объективность оценки опасности нефтяных разливов, так и обоснованность выбора адекватных мер реагирования.

Надо подчеркнуть, что ошибки при оценке риска нефтяных разливов в процессе реализации крупных нефтегазовых проектов чреваты серьезными экономическими и/или экологическими потерями. Так, в случае завышения риска, например, за счет принятия неправдоподобно высокой частоты (вероятности) аварий, могут быть мобилизованы (по существу — заморожены) неоправданно большие материальные и финансовые ресурсы для реагирования на разливы, вероятность которых близка к нулю. И напротив, при заниженной оценке риска и соответственно неадекватной готовности к реагированию на вероятные разливы могут произойти события, чреватые катастрофическими последствиями.

Экологические и биологические оценки. Идея использования концепции риска для объективной оценки экологических и биологических последствий при разных видах техногенной нагрузки на окружающую среду, в т.ч. при нефтяных разливах, возникла сравнительно недавно, а ее практическая реализация сопряжена с целым рядом принципиальных ограничений и трудностей. Главное из них — рассмотренное выше многообразие реакций и откликов в экосистемах в ответ на любое внешнее воздействие (см. рис. 1.2), а также сложность их отображения в форме каких-либо обобщенных количественных показателей. Последнее связано с тем, что в природных экосистемах практически отсутствуют константные характеристики.

Тем не менее общие подходы, логика и принципы ОЭР для оценки экологических и биологических нарушений в морской среде разработаны и применяются в ряде стран и на международном уровне. Принципиальная схема решения подобных задач показана на рис. 1.14. Такие схемы обычно включают в себя в качестве обязательных этапов следующий набор стандартных процедур.

Формулировка проблемы и цели. Определение проблемы вытекает из общего анализа той или иной ситуации и связанных с ней экологических опасностей. Цели ОЭР могут включать как оценку последствий уже развивающегося аварийного сценария (например, после выноса нефтяного пятна в прибрежную зону), так и прогноз последствий гипотетических событий (например, возможных сценариев аварийных разливов нефти).

Оценка воздействия. На данном этапе собирается информация о реальных или потенциально возможных источниках и уровнях загрязнения после инцидента, распределении загрязняющих веществ в экосистеме, времени действия на морские организмы и другая информация, позволяющая оценить стрессовую (токсическую) нагрузку на среду и биоту. В случае нефтяных разливов такие данные получают либо путем прямых полевых наблюдений, либо с помощью моделирования, либо по результатам анализа прецедентов.



Рис. 1.14. Принципиальная схема и последовательность решения задач прогностических оценок экологического риска [Rand, 1995]: сплошные стрелки отражают последовательность процедур, пунктирные стрелки показывают обратные связи

Оценка эффектов. При решении прогностических задач ОЭР (например, в случае прогноза возможных последствий при гипотетическом сценарии нефтяного разлива) оценка эффектов возможна в рамках описанного выше экологотоксикологического подхода. При анализе реально существующей ситуации (например, в условиях уже состоявшегося разлива прибрежно-литорального типа) этот подход должен быть дополнен прямыми наблюдениями (мониторингом) за состоянием морской среды и биоты в зоне влияния нефтяного стресса.

Характеристика риска. На этом этапе дается интегрированная оценка экологического риска по шкале принятых градаций и критериев по всей совокупности полученных результатов при оценке воздействия и эффектов.

Управление риском. На завершающей стадии ОЭР с помощью матриц риска и критериев приемлемого риска принимаются практические решения по снижению вероятности того или иного нежелательного события (например, путем принятия превентивных мер для снижения частоты аварий) либо по ослаблению тяжести его последствий (например, за счет адекватных способов реагирования на нефтяной разлив).

Как правило, процедуры ОЭР повторяются по мере накопления новых данных и проходят через две стадии — предварительной оценки и детальной оценки [Hill et al., 2000]. При этом могут быть использованы самые разные способы выражения экологического риска. Простейшие из них основаны на сопоставлении фактических или прогнозируемых величин загрязнения (например, концентрации нефти в воде и донных осадках после разлива) с теми уровнями, которые считаются безопасными (например, ПДК для нефти в воде и осадках). В таких случаях кратность превышения безопасных уровней в условиях локального воздействия

(например, при разливе нефти) принимается в качестве меры экологического риска в той или иной ситуации загрязнения.

В некоторых странах, например в США, применяют наборы градаций в виде условной шкалы для ранжирования степени экологического риска по экологическим и токсикологическим показателям действия нефти на морские организмы [Kraly et al., 2001; Mearns et al., 2003]. Интересно, что в связи с неизбежной условностью оценок экологического риска и дискуссионностью такого рода вопросов в США введена процедура принятия согласованных решений относительно ОЭР по результатам специальных региональных совещаний групп экспертов [Aurand et al., 2005].

Для целей ОЭР могут быть использованы также расчетные величины степени поражения той или иной популяции местных видов, попавших в зону нефтяного загрязнения. Такие эффекты могут быть оценены, например, по величине отношения биомассы (или численности) погибших особей к аналогичным показателям состояния популяции в том или ином районе. Сопоставление этих величин с рассмотренными выше пороговыми популяционными нарушениями (см. разд. 1.2.2) позволяет судить о тяжести возможных последствий и, следовательно, о степени экологического риска. Идея о приоритете популяционных показателей для оценки экологического риска при тех или иных видах воздействия человека на природу давно фигурирует в научной литературе. В некоторых странах эта идея уже реализуется в природоохранной практике [Suter et al., 2005].

Одним из примеров успешного практического использования методологии ОЭР является выполненный под эгидой Береговой охраны США масштабный проект по повышению эффективности реагирования на нефтяные разливы в прибрежной зоне и на шельфе США [USCG, 2005]. Идея проекта заключалась в том, чтобы обосновать оптимальные наборы методов и средств для ликвидации последствий разливов для каждого из шести крупных прибрежных регионов (от шельфа Аляски до Мексиканского залива). С помощью стохастического моделирования на основе апробированной системы моделей SIMAP (см. ниже, раздел 1.3.3) были имитированы серии наиболее вероятных сценариев поведения нефти в море, ее выноса на берег и возможного поражения природных ресурсов для каждого из регионов. Под природными ресурсами имеются в виду не только популяции массовых видов морских млекопитающих, птиц и рыб, но и другие биотические и абиотические компоненты экосистем, включая прибрежные и открытые морские воды, литоральную и сублиторальную зоны, районы размножения и нагула рыб. Кроме того анализировались возможные ущербы и потери от нефтяных разливов для местного населения и рыбаков, рекреации, туризму и др. Для обобщения и сопоставления результатов ОЭР использовалась приведенная в табл. 1.5 базовая матрица рисков.

Как видно из табл. 1.5, матрица риска нефтяных разливов, разработанная для условий прибрежного шельфа США, позволяет учитывать два параметра: степень поражения природных ресурсов и время их восстановления после разливов нефти. Такая комбинация обеспечивает, во-первых, широкий пространственно-временной охват процессов и, во-вторых, достаточно адекватное отражение возможных последствий как самого нефтяного разлива, так и побочных эффектов

в результате применения тех или иных средств реагирования. Масштаб возможных комбинаций весьма широк: от сильного (>20 %) поражения природных ресурсов и их длительного (>7 лет) восстановления (левая верхняя ячейка 1А) до незначительного (<1 %) ущерба для местных популяций и их быстрого (<1 года) восстановления (правая нижняя ячейка 4Е). Табл. 1.6 иллюстрирует один из примеров представления результатов ОЭР на основе этой базовой матрицы.

Характерно, что повышенные уровни риска при всех сценариях разливов и во всех регионах США были зафиксированы для популяций, которые могут непо-

Таблица 1.5

Базовая матрица для оценки экологического риска нефтяных разливов с учетом степени воздействия и времени восстановления природных систем [USCG, 2005]: черные, серые и светлые ячейки отражают соответственно ситуации высокого, умеренного и низкого риска

Степень поражения природных ресурсов*, %	Время восстановления природных систем			
	> 7 лет (1)	3–7 лет (2)	1–3 года (3)	< 1 года (4)
> 20 % (А)	1А	2А	3А	4А
10–20 % (В)	1В	2В	3В	4В
5–10 % (С)	1С	2С	3С	4С
1–5 % (D)	1D	2D	3D	4D
0–1 % (Е)	1Е	2Е	3Е	4Е

* Определение категорий ресурсов дано в тексте.

Таблица 1.6

Риски нефтяных разливов для природных объектов и ресурсов атлантического побережья США при сценариях удаления нефти механическими методами и ее сжиганием на месте [USCG, 2005]

Объем разлива	Физические среды				Природные объекты и ресурсы					
	Прибрежные воды	Морские воды	Воздушная среда	Морские млекопитающие	Птицы в море и на побережье	Планктон и рыбы	Литоральные биотопы	Сублиторальные биотопы	Районы особой значимости	Рыбопромысловые зоны
Малые (25 м ³)	4Е	4Е	4Е	3Е	3D	4Е	4Е	4Е	4Е	4Е
Средние (330 м ³)	4Е	4Е	4Е	3Е	3D	4Е	3Е	4Е	3Е	4Е
Крупные (5300 м ³)	4D	4Е	4Е	3Е	3В	4Е	2D	4Е	2D	4Е

Примечание: серые и светлые ячейки и индексы соответствуют уровням среднего и низкого риска (см. табл. 1.5).

средственно контактировать с разлитой нефтью (в основном птицы, млекопитающие и рептилии). В то же время виды, обитающие в толще воды (рыбы, планктон), подвержены незначительному риску поражения.

По результатам сравнительного анализа степени экологического риска для потенциально возможных разливов были составлены перечни рекомендуемых способов борьбы с нефтяным загрязнением для каждого из прибрежных регионов США. Перечни включали комбинации из пяти основных способов удаления нефти: природное самоочищение, механическая очистка поверхности моря, очистка берегов, применение диспергентов и сжигание нефти на месте. Полученные результаты и выводы легли в основу региональных планов ликвидации аварийных разливов нефти (ЛАРН).

1.3.3. Моделирование нефтяных разливов

Нефтяные разливы относятся к числу наиболее сложных, крайне динамичных и трудно прогнозируемых феноменов поведения примесей в море. Надежное предсказание самих фактов возникновения таких разливов (где, когда, сколько и пр.) и тем более — строгое (количественное) описание их динамики и последствий в морских условиях крайне затруднено либо вовсе невозможно. Вместе с тем эти трудности могут быть в значительной мере преодолены с помощью современных методов и технологий математического (компьютерного) моделирования.

Назначение, подходы, методология. Большинство известных компьютерных моделей нацелены в основном на имитацию и анализ распространения и превращения нефтяных пятен на морской поверхности. В конце 1990-х гг. таких моделей насчитывалось более пятидесяти [Reed et al., 1999]. Известны также модели, с помощью которых можно прогнозировать поведение нефти в условиях ледового покрова [Становой и др., 2007], а также при подводных аварийных разливах, например в результате повреждения трубопроводов на морском дне [Skognes, Johansen, 2001; Ji et al., 2004]. Кроме того предпринимаются попытки моделировать не только процессы поведения и переноса нефти в море, но и возникающие при этом биологические эффекты [Mearns et al., 2003; French-McCay et al., 2004] и даже экономические последствия и ущербы [Chen, Neumann, 2001; Koops et al., 2003]. Многие из известных моделей интегрированы в сложные системы (комплексы) для анализа, обработки и представления информации, включая метеорологические и океанографические базы данных, графические интерфейсы пользователя (ГИП) и географические информационные системы (ГИС).

Методология математического моделирования и использования моделей нефтяных разливов основана на двух основных подходах.

Один из них можно назвать «детерминистским». Он заключается в подборе уравнений и алгоритмов для описания траектории движения и процессов превращения нефти в конкретной метеорологической и океанографической ситуации с введением текущих или прогнозируемых параметров ветра и течения (скорости и направления). При построении траектории движения нефтяных пятен моделируют два основных процесса — растекание и адвекция нефти, которые

определяют перемещение нефтяных пятен, причем главная роль принадлежит поверхностным ветровым течениям. Скорость дрейфа таких пятен обычно принимают в пределах от 2 до 4 % от скорости ветра. При моделировании трансформации нефти в море учитывают в основном процессы «выветривания», т.е. испарение, диспергирование, эмульгирование и растворение нефтяных фракций на морской поверхности (см. т. 1, гл. 4). Детерминистские модели часто используют для предсказания времени, за которое нефтяное пятно может достичь берега при заданном направлении и скорости ветра, что необходимо знать для планирования операций реагирования на разливы.

Другой подход к моделированию, который обычно называют «стохастическим», состоит в том, что модель «прогоняют» через большое количество (сотни и тысячи) заданных сценариев нефтяных разливов в том или ином конкретном участке морской акватории. При этом в качестве переменных в модель вводят данные о преобладающих в данном районе направлениях и скоростях ветра и течений, а также информацию о свойствах нефти и условиях разлива. На выходе моделирования в стохастическом режиме получают наборы множества траекторий дрейфа нефти и вероятностные характеристики нефтяного загрязнения поверхности воды и берегов при типичных (исторических) гидрометеорологических условиях. Ясно, что такого рода информация чрезвычайно важна для подготовки к ликвидации разливов прибрежной зоне.

Адекватность и, следовательно, полезность моделирования самым существенным образом зависят от сложности моделей, которая в свою очередь определяется объемом и типом используемой информации [Hill et al., 2000; James, 2002]. По мере усложнения модели путем введения в нее новых параметров неопределенность (ошибка) моделирования в принципе должна снижаться. Однако при чрезмерно высокой параметризации модели и введении в нее избыточной (малодоступной, ненадежной) информации или некорректных связей между параметрами резко возрастает вероятность получения на выходе неадекватных (ошибочных) результатов и данных. Отсюда вытекает требование «экономичности» моделей, т.е. достижение баланса между снижением неопределенности моделирования (за счет оптимального использования доступной информации) и уменьшением сложности моделей (за счет сокращения объемов вводимой информации).

В конечном счете назначение всех моделей и их комбинаций сводится к решению трех основных задач:

1. *Поддержка оперативных действий во время разлива.* В ситуациях, когда разлив в море произошел и предпринимаются экстренные меры реагирования, задача оперативного (полевого) моделирования состоит в том, чтобы предсказать траекторию дрейфа нефтяного пятна для уточнения места выхода нефти на берег. Иногда это сочетается с прогнозом изменения фракционного состава и свойств нефти под влиянием факторов среды. Надежность подобных прогнозов, особенно в первые сутки после разлива, не может быть высокой, поскольку многие исходные данные и условия разлива обычно остаются не вполне ясными. Практика показывает, что качество прогноза траекторий при дрейфе нефтяных пленок существенно зависит от прогноза погоды и особенно от данных по скорости и направлению ветра. Известны примеры, когда резкие и непредсказуемые

изменения направления ветра радикально меняли ситуацию в районе разлива [Edwards, White, 1999]. Вместе с тем, известны случаи успешного применения оперативных (полевых) моделей в сложных условиях. Так было, например, во время катастрофического разлива в результате крушения танкера «Prestige» в 2002 г. у атлантического побережья Испании и Франции, когда происходило порционное выделение нефти в море и наблюдался длительный дрейф нефтяных пятен с диффузным загрязнением обширных акваторий [Daniel et al., 2004].

2. *Информационное обеспечение планов и стратегии реагирования на разливы.* Для создания системы долговременной готовности к реагированию на разливы в большинстве прибрежных стран, как известно, разрабатываются планы ликвидации аварийных разливов нефти (ЛАРН). Для этого широко применяют стохастические (вероятностные) модели, основанные на использовании исторических баз данных по метеорологии и океанографии того или иного региона. Назначение таких моделей — дать вероятностный прогноз поведения нефти (дрейф, вынос на берег, изменение свойств нефти в результате процессов выветривания) при ее разливах в рамках выбранных региональных сценариев. Результаты моделирования позволяют выделять районы, объекты и ресурсы в морской прибрежной зоне и на берегу с наиболее высоким риском поражения. В свою очередь это может служить основанием для разработки стратегии действий в рамках планов ЛАРН, в частности для оптимального размещения ресурсов и средств реагирования на возможные угрозы при разливах. Один из примеров подобного моделирования показан на рис. 1.15 (вклейка).

3. *Оценка последствий разливов.* Это наиболее сложная задача, связанная с моделированием не только физических и химических процессов поведения нефти в море, но также и биологических (особенно токсических) эффектов в условиях нефтяного загрязнения морских и прибрежных экосистем. Как показано ниже, адекватность такого моделирования и его результаты вызывают серьезные сомнения. Это же относится и к решению аналогичных задач по оценке экономических ущербов от разливов нефти. В некоторых случаях, когда разлив состоялся, но его источник остался не идентифицированным, моделирование используют для выявления происхождения разлитой нефти.

Возможности и ограничения. К числу достоинств и преимуществ математического моделирования нефтяных разливов, особенно когда модели сочетаются с современными информационными и компьютерными технологиями, следует отнести:

- экономичность, оперативность, относительную простоту и удобство математического моделирования по сравнению с дорогостоящими экспериментами в лабораторных и тем более — в полевых условиях;
- возможность анализа множества сценариев разливов с широким варьированием их параметров и условий;
- возможность корректировки и совершенствования моделей по мере накопления новых данных и результатов теоретических и экспериментальных работ;
- быстрое получение информации, необходимой как для принятия оперативных мер в ситуациях реальных нефтяных разливов, так и для разработки долгосрочных стратегических планов ЛАРН.

В то же время при оценке возможностей моделирования нефтяных разливов следует помнить о неизбежных ограничениях таких методов, связанных, например, с качеством информации относительно морских течений или с трудностями предсказания физико-химических процессов трансформации нефти (особенно ее эмульгирования) в динамичных условиях океанографической и погодной ситуации в море. Из всех процессов переноса и превращения нефти в морской среде при моделировании используют в основном только те из них, которые развиваются в первые часы и сутки после контакта нефти с морской средой (растекание, дрейф, испарение, растворение и эмульгирование), тогда как длительные процессы биодegradации, окисления и осаждения нефти на дно и тем более — ее поведение в литоральной (прибойной) зоне, остаются практически вне модельных и прогностических оценок.

Напомним, что любая модель, какой бы изощренной она ни была, является всего лишь приближением к реальному миру, и потому априори несет в себе набор ошибок и неопределенностей. Важно не только понимать то, что модель предсказывает, но и трезво оценивать то, что она не в состоянии предсказать. Было бы опрометчиво безоговорочно доверять результатам компьютерного моделирования, даже когда они выглядят убедительно наглядными и строго конкретными, например в виде карт с нанесенными траекториями движения нефтяных пятен. В реальной ситуации аварийного разлива могут произойти и часто происходят события, которые невозможно предсказать никакими прогнозами и моделями. Например, достаточно быстрого и резкого изменения направления ветра, чтобы произошла такая же резкая смена направления дрейфа нефтяного пятна. Предсказание таких событий находится за пределами возможностей любого моделирования.

Адекватность любой модели зависит от трех основных составляющих: качества вводимых данных, адекватности программного обеспечения (уравнения, параметры, граничные условия, алгоритмы и т.д.) и интерпретации (анализа) результатов моделирования. Трудности и ошибки часто возникают уже на стадии ввода исходных метеорологических и океанографических данных, которые либо отсутствуют в нужном объеме, либо не соответствуют конкретным требованиям и задачам того или иного моделирования. Например, в ситуациях оперативного моделирования может отсутствовать информация о текущих параметрах прибрежных течений, а также о свойствах, объеме и режиме поступления нефти в море. В таких случаях результаты моделирования должны корректироваться по мере получения данных прямых наблюдений за выделением, перемещением и состоянием разлитой нефти. При этом фактические (текущие) погодные условия, особенно на начальной стадии разлива, могут быть важнее любого долгосрочного прогноза.

Моделирование последствий. Описанные выше трудности и ограничения при моделировании процессов поведения нефти в море намного усугубляются, когда в структуру моделей вводят блоки для описания токсических эффектов и биологических последствий нефтяных разливов. Ясно, что при этом возникает потребность в систематизированных данных о биологических параметрах и функционировании морских и прибрежных экосистем. Чаще всего такие данные ли-

бо отсутствуют, либо не соответствуют той степени детальности и конкретности, которые нужны для моделирования. Тем не менее в последние годы в ряде стран ведется активная разработка «эколого-токсикологических» и «эколого-экономических» моделей последствий нефтяных разливов.

Идея, заложенная в схему моделирования эффектов и последствий нефтяных разливов, достаточно проста. В самом общем виде такая схема предусматривает выполнение трех основных процедур для количественной оценки воздействия нефтяных разливов на морскую биоту.

На первом этапе с помощью моделей переноса и трансформации нефтяных пятен рассчитывают площади морской акватории или объемы морской воды (обычно до глубины менее 10 м), загрязненные нефтью с той или иной концентрацией углеводородов. Получаемые данные представляют в виде баланса массы разлитой нефти и карт вероятного распределения ее концентраций на поверхности моря и по глубине в зависимости от времени с момента разлива.

Другая обязательная процедура заключается в выборе критических (пороговых) концентраций нефти, при которых возможны те или иные негативные нарушения в морской биоте. Как правило, в качестве таких порогов выбирают уровни содержания нефти на поверхности моря и в подповерхностном слое воды, воздействие которых за определенное время (обычно в пределах до 24–48 ч) приводит к гибели организмов.

Конечная процедура сводится к совмещению карт распределения нефти в море с картами распределения биомассы (численности) массовых видов (птиц, млекопитающих, рыб, беспозвоночных) в зоне воздействия реального или гипотетического разлива. С помощью выбранного порога (критерия) острой токсичности выделяются области летального поражения и в пределах этих областей рассчитываются потери биоты в единицах массы или численности погибших организмов.

Таким образом, сочетая токсикологические данные с результатами физического моделирования нефтяных разливов, можно получить некоторые количественные оценки поражения морских организмов на начальной стадии разливов — обычно за время в пределах первых нескольких суток после контакта нефти с морской средой. Это относится в основном к гибели морских птиц при их контакте с пленочной нефтью на поверхности моря и в меньшей степени — к острой токсичности для рыб и беспозвоночных. Все остальные многообразные (сублетальные) эффекты и реакции морских организмов, их популяций и сообществ в условиях нефтяного стресса, особенно при длительном воздействии, остаются обычно вне сферы экологического моделирования.

Одна из первых известных систем для моделирования последствий нефтяных разливов NRDAM/CME (Natural Resource Damage Assessment Model for Coastal and Marine Environment) была разработана в США [Bennet et al., 1997; French, Schuttenberg, 1999]. Система предназначена для официальной оценки ущерба природным ресурсам в прибрежной и морской зоне. В этой системе помимо традиционных блоков и баз данных для описания дрейфа и трансформации нефтяных разливов предусмотрен набор алгоритмов и показателей (критериев) для оценки поражения и гибели морских организмов в результате острого токсического дей-

ствия нефти на поверхности и в толще воды. Прогнозируемые токсические эффекты могут анализироваться и сопоставляться в зависимости от масштаба (площади) нефтяного загрязнения, типа нефти, времени воздействия, температуры и некоторых других факторов.

Проверка адекватности экологического моделирования путем обратного прогона модели NRDAM/CME в стохастическом режиме по материалам 27 состоявшихся разливов показала не только приемлемое сходство полученных результатов с данными прямых наблюдений во время разливов, но и существенное расхождение в ряде эпизодов между прогнозируемыми и фактическими величинами биологических потерь [French, Rines, 1997]. По мнению авторов, основная причина расхождений — неравномерность (пятнистость) распределения популяций прибрежных организмов (особенно птиц) и сильная зависимость этого распределения от сезонных, погодных и других факторов, которые трудно (часто невозможно) учесть в процессе моделирования. К этому надо добавить неизбежные ошибки и упрощения при составлении программ и алгоритмов для описания токсических эффектов действия нефти на разные виды и группы морских организмов.

Эти же причины лежат в основе большого разброса оценок ущерба природным ресурсам при нефтяных разливах, которые выполняются по принятым в США официальным упрощенным процедурам, например с помощью «компенсационных формул». При таких оценках в качестве меры ущербов используют показатели объема разлитой нефти или площади загрязненных участков в море и на берегу [Bennett et al., 1997; NAS, 2003]. Кроме того обычно выполняют ранжирование возможных вредных эффектов с учетом типа нефти, состава углеводородов, их токсических свойств, устойчивости в природных условиях и т.д. Одновременно составляются базы эколого-географических данных (усредненных по районам, сезонам, видам ресурсов и др.) и выполняется ранжирование по степени уязвимости к нефтяному стрессу основных категорий природных объектов и ресурсов. К ним относятся местообитания местной флоры и фауны (прибрежные воды, литораль, береговая линия), морские птицы, морские млекопитающие, промысловые рыбы и беспозвоночные и рекреационные ресурсы.

Сопоставление результатов официальных (компенсационных) оценок с данными, полученными с помощью модельных (компьютерных) расчетов, также показывает их значительное расхождение — до 10 и более раз [Bennett et al., 1997; Chen, Neumann, 2001]. К причинам такого сильного расхождения обычно относят:

- использование наихудших (наиболее пессимистических) из всех возможных показателей при оценке ущербов от разливов по компенсационной методологии;
- неизбежные ошибки при использовании в моделях осредненных (по площади, сезонам и т.д.) показателей плотности распределения популяций (особенно птиц) и сильная зависимость такого распределения от погодных и других текущих условий среды, которые невозможно учесть в модельных оценках.

Несмотря на очевидные трудности, в последние годы создаются новые системы и модификации моделей, с помощью которых можно прогнозировать биологические и экономические последствия нефтяных разливов. Одна из таких инте-

грированных (многофункциональных) модельных систем — SIMAP (Spill Impact Model Application Package) разработана и распространена сейчас в США и ряде других стран. Эта модель позволяет не только оценивать размеры биологических потерь в виде количества погибших организмов, но и рассчитывать общую стоимость ущерба природным ресурсам с учетом затрат на работы по восстановлению нарушенных экосистем [NAS, 2003]. Получаемые при этом результаты позволяют судить об эффективности применения тех или иных средств для ликвидации разливов при разных сценариях.

Известен ряд других многофункциональных моделей и систем, с помощью которых возможны количественные оценки последствий нефтяных разливов [Kraly et al., 2001; Koops et al., 2003; Mearns et al., 2003; NAS, 2003; Skognes, Johansen, 2003; Lu et al., 2004]. В основу таких моделей обычно заложена трехступенчатая схема описанных выше обязательных процедур, а оценки поражения биоты относятся лишь к острому токсическому действию нефти на начальных стадиях разливов.

В некоторых работах по моделированию токсических эффектов после нефтяных разливов используют аналитические зависимости смертности морских организмов от концентрации растворенных углеводородов с поправками на время воздействия и температуру [French-McCay, 2004; USCG, 2005]. Кроме прямых потерь биомассы за счет гибели организмов иногда рассчитывают также потери в результате замедления роста, снижения продукции на разных трофических уровнях с помощью моделей пищевых цепей [NAS, 2003; Koops et al., 2004]. Не вдаваясь в анализ таких модельных расчетов, отметим, что с учетом ограниченности современных знаний о морских экосистемах и биологическом действии нефти в море результаты подобных оценок представляются весьма сомнительными.

При всех отмеченных выше трудностях и ограничениях известных методов моделирования нефтяных разливов, они могут давать полезную информацию относительно судьбы, переноса и биологических эффектов нефти в море и на побережье. Обращает на себя внимание тот факт, что практически все известные результаты модельных оценок гибели организмов при разливах нефти относятся преимущественно к тем представителям морской фауны, которые обитают у поверхности моря и на берегу и подвергаются прямому физическому воздействию нефти. Это касается прежде всего птиц и млекопитающих, тогда как рыбы и другие обитатели толщи воды подвержены гораздо меньшему риску поражения. Такая картина вполне согласуется с общей характеристикой нефти как токсического фактора в море и результатами прямых наблюдений за биологическими последствиями нефтяных разливов [Патин, 2008].

Моделирование экосистем бесспорно необходимо для обоснования оценок экологических, экономических и других последствий нефтяных разливов, что в свою очередь может служить основой для разработки стратегии и принятия конкретных мер реагирования на реальные или потенциально возможные угрозы. При этом надо подчеркнуть, что моделирование нефтяных разливов — это лишь один из способов их изучения, прогноза и предупреждения. Возможности этого направления могут быть реализованы в полной мере только в сочетании с полевыми исследованиями и мониторингом нефтяного загрязнения в реальных ситуациях разливов нефти.

1.4. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ УЯЗВИМОСТЬ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ, БЕРЕГОВ И РЕГИОНОВ

Идея районирования морских регионов с целью выделения наиболее ценных и экологически уязвимых участков морей и их природных ресурсов возникла давно (примерно в начале прошлого века) и была реализована во многих странах путем создания морских и прибрежных резерватов — особо охраняемых природных территорий (ООПТ). Однако в последние десятилетия стало ясно, что эффективность этого инструмента, нацеленного в основном на поддержание биологического разнообразия в морях, недостаточна для эффективной охраны морских экосистем и биоресурсов в условиях расширения масштабов антропогенного воздействия на Мировой океан [Мокиевский, 2009]. Возникла необходимость в новой методологии для экологического регулирования и ограничения некоторых видов морской деятельности, в т.ч. МНГК, экспансия которого на шельфы морей и океанов, как мы убедились (см. т. 1, гл. 1), приняла глобальный характер.

1.4.1. Методические подходы, принципы, приемы

Общепризнанный сейчас в природоохранной науке и практике экосистемный подход к охране морей предполагает, в частности, выделение ЭБЗР — «экологически и биологически значимых районов» («ecologically and biologically significant areas», EBSA) [IUCN/NRDC, 2011; CBD, 2012; PAME, 2013]. В наборе критериев для выделения ЭБЗР ключевую роль играют такие характеристики, как *уязвимость* и *чувствительность*, которые относятся не только к живым объектам морских экосистем (организмы, виды, популяции, экологические группы), но и к сложным природным геосистемам (береговая линия, прибрежная зона, морские экосистемы, пелагиаль, эстуарии).

Базовые понятия и термины. Отметим сразу, что, несмотря на широкое использование в экологической литературе терминов «уязвимость» и «чувствительность», они до сих пор не имеют общепринятой трактовки [DNV, 2005; Дмитриев, 2010; Кесорецких, Зотов, 2012]. Иногда их рассматривают как синонимы, в других случаях — как близкие, но не совпадающие понятия. В самом широком смысле *уязвимость* — это свойство, противоположное *устойчивости*, и проявляется оно в неспособности системы (комплекса, объекта) сохранять структурную и функциональную целостность под внешним воздействием, тогда как *чувствительность* отражает свойство объекта воспринимать раздражение и тип ответной реакции на него.

В экологическом плане понятие «уязвимость» можно определить как вероятность (риск) потенциально возможного нарушения (повреждения) компонентов экосистемы в ситуациях воздействия вредного (стрессового) фактора.

Под термином «чувствительность» следует понимать способность живого объекта (организма, популяции и т.д.) реагировать на стрессовое воздействие. В качестве меры сравнительной чувствительности организмов к загрязнению сре-

ды может быть принята, например, величина LC_{50} — концентрация токсиканта, при которой погибают 50 % организмов в зоне вредного воздействия. Чем ниже эта величина, тем выше чувствительность организма к токсическому действию.

Уязвимость природной системы к тому или иному фактору воздействия определяется, с одной стороны, конкретными условиями и ситуацией воздействия и, с другой стороны, — чувствительностью к действию этого фактора основных компонентов, составляющих систему. Таким образом уязвимость является более широкой характеристикой, нежели чувствительность. Ясно, что в зависимости от условий и типа воздействия эти характеристики могут по-разному проявляться для одного и того же объекта. Например, глубоководные кораллы крайне чувствительны к действию нефти, однако их уязвимость (риск поражения) в ситуациях нефтяных разливов на поверхности открытого моря ничтожно мала, поскольку контакт кораллов с нефтью в таких случаях практически исключен. В некоторых работах понятие «чувствительность» распространяют не только на живые организмы, но и на их местообитания (толща воды, донные осадки, побережье и др.) и даже на отдельные моря и регионы [Gundlach, Hayes, 1978; USGS, 2005; IMO, 2006; NERI, 2010]. В таких случаях «чувствительность» и «уязвимость» воспринимаются как близкие по смыслу понятия.

При оценке уязвимости природных объектов и систем к стрессовому воздействию надо учитывать также их *восстанавливаемость*, т.е. способность возвращаться в исходное состояние. Речь идет об обратимости тех или иных вредных нарушений в системе после снятия стресса, что, естественно, зависит как от природы и условий воздействия, так и от свойств самой системы.

Основы методологии. В функциональном виде зависимость уязвимости от внешнего воздействия и описанных выше свойств природных систем может быть представлена следующим образом:

$$V = (E \times S) / R,$$

где: V — уязвимость, E — потенциальное воздействие, S — чувствительность, R — восстанавливаемость (обратимость эффектов).

Как можно видеть, уязвимость системы к внешнему воздействию прямо пропорциональна ее чувствительности и величине воздействия и обратно пропорциональна обратимости вредных последствий. При отсутствии стрессового воздействия на тот или иной объект его уязвимость будет равна нулю, хотя потенциальная чувствительность по отношению к данному стрессору может быть достаточно высокой.

Известны различные методические схемы для оценки уязвимости морских природных комплексов (акваторий, берегов, экосистем и др.) к техногенному воздействию, причем чаще всего речь идет об их уязвимости к нефтяному загрязнению [NAS, 2003; NERI, 2004; USGS, 2005; Блиновская, 2006; ММБИ, 2007; Погребов, 2010; Шавыкин, Ильин, 2010; Beuchel et al., 2011]. Большинство методик такого рода основано на использовании оценочных градаций (бальных шкал) для тех параметров природной системы, которые определяют степень ее уязвимости по отношению к данному фактору воздействия или комплексу таких воздействий. С помощью принятых оценочных шкал выполняется ранжирование, корректировка и формализация этих параметров с последующим расчетом интегральных бальных

показателей (индексов) уязвимости в пределах данного природного комплекса. Нанесенные на карту такие результаты позволяют судить об экологическом риске возможных нарушений при том или ином внешнем воздействии, что представляет несомненный интерес при решении ряда природоохранных проблем, например при разработке стратегии морского природопользования или подготовке планов реагирования на чрезвычайные экологические ситуации [Блиновская, 2006; КМООС, 2006; Денисов, Ильин, 2008].

Применительно к МНГК большинство известных методик оценки уязвимости морских экосистем и ресурсов относится к ситуациям нефтяных разливов, что вполне оправдано, поскольку наиболее острые экологические угрозы в море связаны сейчас именно с этими ситуациями. Результаты таких оценок используются в качестве основы планов ликвидации аварийных разливов нефти (планы ЛАРН), которые разрабатываются сейчас на локальном, региональном и федеральном уровнях во многих странах, в т.ч. в России. При этом решающую роль играют исходные (базовые) представления о процессах поведения и биологического действия нефти в морских экосистемах, которые определяют в конечном счете их чувствительность и уязвимость к нефтяному загрязнению.

В табл. 1.7 показаны сравнительные экспертные оценки чувствительности и уязвимости биотических компонентов морской экосистемы к нефтяным разливам. Эти оценки основаны на обобщении многочисленных опубликованных данных об экологических и биологических последствиях нефтяных разливов в различных регионах и ситуациях [Патин, 2008; Patin, 2013].

Таблица 1.7

Относительная уязвимость и чувствительность биотических компонентов морской экосистемы к нефтяным разливам на поверхности моря

Группы морской биоты	Уязвимость	Чувствительность
Фитопланктон	о	++
Зоопланктон	о	+++
Ихтиопланктон	+	++++
Морские птицы	++++	++++
Морские млекопитающие	++	+++
Гипонейстон	++++	+++
Рыбы (пелагиаль)	о	+++
Рыбы (прибрежье)	++	+++
Бентос (пелагиаль)	о	+++
Бентос (прибрежье)	+++	+++
Нерестилища в прибрежной зоне	++++	+++

Примечание. Степень уязвимости и чувствительности к нефтяным разливам: ++++ — высокая, +++ — умеренная, ++ — слабая, + — незначительная, о — отсутствие.

Из оценок в табл. 1.7 следует, что объекты с высокой и умеренной чувствительностью к нефтяному загрязнению могут оставаться неуязвимыми в ситуациях нефтяного разлива на поверхности моря за пределами мелководной прибрежной зоны. Это относится прежде всего к обитателям водной толщи (планктон, пелагические рыбы) и морского дна на больших глубинах (глубоководный бентос), которые, как следует из многочисленных наблюдений, практически не подвержены воздействию пленочной нефти на поверхности моря. К сожалению, это достаточно очевидное обстоятельство не всегда учитывается при оценке уязвимости морских акваторий и регионов к нефтяным разливам.

Уязвимость побережий. В экологическом плане наибольшую опасность представляют нефтяные разливы в прибрежной зоне, поскольку они затрагивают наиболее продуктивную область Мирового океана, где воспроизводятся основные биологические ресурсы и сосредоточены многие виды хозяйственной деятельности и источники вредного воздействия на морскую среду.

При соприкосновении нефтяного пятна с береговой линией основные процессы аккумуляции, перемещения и трансформации нефти будут развиваться на побережье, подверженному воздействию прибоя, штормов, приливов и отливов. В качестве критерия уязвимости побережья в таких случаях логично принять способность берегов к самоочищению от нефти. В свою очередь эта способность зависит от топографии и геоморфологии берегов, степени их защищенности от прямого действия прибойных волн и приливов, геологической структуры и литологических характеристик осадочного материала (состав, дисперсность, подвижность, степень сортировки), а также от энергии волновых и приливных процессов.

Как следует из многочисленных наблюдений в самых разных регионах, при переходе от открытых скалистых берегов к смешанным песчано-гравийным и галечным пляжам, защищенным бухтам, илистым отмелям и низменным (заболоченным) берегам устойчивость нефти, способность ее накапливаться в прибрежных субстратах и, следовательно, оказывать вредное воздействие на биоту резко возрастают.

Это проиллюстрировано в табл. 1.8, где приведена одна из первых классификаций морской береговой линии по степени ее уязвимости к нефтяному загрязнению с учетом геоморфологии и литодинамики берегов, гранулометрического состава осадочного материала и гидродинамики прибрежной полосы. Основные типы берегов с соответствующими индексами экологической чувствительности (ESI) показаны на рис. 1.16 (вклейка).

Различные варианты приведенной в табл. 1.8 классификации береговой линии и системы индексов экологической чувствительности (уязвимости) берегов используются сейчас во многих странах при планировании мер реагирования на нефтяные разливы. Этот подход получил международное признание и рекомендован для практического использования в рамках национальных и региональных программ готовности к нефтяным разливам [ИМО/ИРЕСА, 2010].

Уязвимость акваторий. Понятие «экологическая уязвимость морских акваторий» (равно как их «значимость» и «ценность») имеет смысл только потому, что поверхность моря, его толща и дно являются биотопами (местообитаниями) многочисленных видов морской флоры и фауны. Не случайно поэтому известные ме-

Таблица 1.8

**Классификация типов береговой линии в порядке нарастания
экологической уязвимости к нефтяному загрязнению [Gundlach, Hayes, 1978]**

Индекс экологической чувствительности	Тип и характеристика береговой линии	Характеристика процессов
1	Открытые скалистые берега	Волновой откат ограничивает вынос нефти на берег. Очистки береговой линии не требуется
2	Открытые плоские каменистые берега и платформы	За счет волнового смыва и других природных процессов нефть удаляется в течение нескольких недель
3	Мелкопесчаные пляжи	Нефть обычно не проникает глубоко в песок, сохраняется в течение месяцев и может быть удалена механическими способами
4	Крупнопесчаные пляжи	Нефть быстро аккумулируется в осадках, что затрудняет очистные работы. При благоприятных погодных условиях нефтяное загрязнение на поверхности осадков исчезает в течение нескольких месяцев
5	Смешанные пляжи (песок, гравий)	Нефть быстро проникает в отложения и может сохраняться годами
6	Галечно-гравийные пляжи	Нефть быстро проникает в отложения и может сохраняться годами. При сильном загрязнении могут возникать асфальтовые покрытия
7	Открытые плотные отмели в литорали	Основная часть нефти не задерживается на плотной отмели. Очистки обычно не требуется
8	Защищенные скалистые берега (бухты, заливы)	Из-за слабой волновой активности нефть может сохраняться годами. Очистка не рекомендуется за исключением случаев очень сильного загрязнения
9	Защищенные литоральные отмели (бухты, заливы, лагуны)	Районы низкой волновой активности и высокой биопродуктивности. Нефть может сохраняться годами. Очистка не требуется за исключением случаев очень сильного загрязнения. Следует предусмотреть приоритетную защиту с помощью боновых ограждений или сорбентных материалов
10	Низменные заболоченные морские берега, засоленные марши, мангры	Наиболее биопродуктивные районы. Нефть может сохраняться в течение многих лет. Очистку маршей (вырубка, сжигание нефти) следует проводить только в случаях очень сильного загрязнения

тодики оценки уязвимости морей опираются в основном на многолетние базы данных о распределении биомассы (численности) организмов разных экологических групп на акватории того или иного региона [Погребов, Пузаченко, 2003; DNV, 2005; ММБИ, 2007; Olsen et al., 2009; Шавыкин, Ильин, 2010]. При этом с помощью набора оценочных шкал и сравнительных индексов, а также экспертных оценок и некоторых других методических приемов производится ранжирование плотности биомассы различных видов и их потенциальной чувствительности реагиру-

вания на то или иное воздействие с учетом сезонных колебаний выбранных показателей. Конечные формализованные результаты обычно представляют в виде карт распределения «интегральной уязвимости» акваторий. Эту характеристику получают путем суммирования уязвимости отдельных групп биоты по показателям распределения их биомассы (численности), оценкам чувствительности к данному воздействию и способности к восстановлению.

Один из примеров реализации такого подхода в России приведен на рис. 1.17 (вклейка), где показана карта интегральной уязвимости экосистемы Баренцева моря к нефтяному загрязнению на основе формализованных (ранжированных) данных о распределении в летнее время плотности планктона, бентоса, рыб, морских млекопитающих и птиц. Принятая в Норвегии аналогичная методология [DNV, 2005] учитывает не только распределение морских организмов (бентос, рыбы, птицы, млекопитающие), но также и местоположение районов рыбного промысла и аквакультуры. Суммарный результат такой многофакторной оценки показан на рис. 1.18 (вклейка).

Отметим еще раз, что методики такого рода обычно относятся к ситуациям нефтяных разливов и отображают известный факт нарастания биомассы морских организмов в толще воды и на дне по мере перехода от открытых акваторий к прибрежной зоне. В этой связи отметим, что при разливах пелагического типа (без выноса нефти на побережье) нефтяное загрязнение под пленкой нефти распространяется на глубины в пределах нескольких метров от поверхности моря и при этом не достигает уровней, при которых возможны острые токсические эффекты [Патин, 2008]. Иначе говоря, в условиях *открытого моря* с большими глубинами (более 100 м) уязвимость обитателей водной толщи и дна к нефтяным пленкам практически равна нулю. Это обстоятельство ставит под сомнение обоснованность и практическую значимость методик оценки уязвимости открытых морских акваторий, в которых в качестве меры уязвимости принимаются величины удельной биомассы (численности) массовых видов планктона, рыб и бентоса. Более перспективны в этом плане данные о распределении по акватории морских птиц и млекопитающих, поскольку они обитают вблизи поверхности моря, и потому отличаются повышенным риском поражения при разливах нефти в открытых водах (см. гл. 3).

Что касается оценки уязвимости мелководной прибрежной зоны (особенно литорали), то для этой цели могут использоваться данные о распределении любых массовых видов и групп морских организмов. Например, районирование побережья Шпицбергена по показателям экологической уязвимости и ценности было выполнено по результатам многолетних наблюдений за распределением прибрежного макробентоса [Beuchel et al., 2011]. В морях Северной Европы для оценки уязвимости к нефтяному загрязнению прибрежных акваторий опираются на данные о распределении морских птиц и млекопитающих [RIOS, 2008].

Особо уязвимые морские районы. В последние годы понятия «уязвимость» и «чувствительность» все чаще распространяют на отдельные морские регионы и обширные экосистемы. Это происходит не только при выделении упомянутых выше ЭБЗР и ООПТ для решения общих природоохранных проблем (комплексное управление прибрежными зонами, охрана редких и ценных видов и др.), но и

для экологического регулирования отдельных, наиболее масштабных и опасных видов морской деятельности. К последним, как известно, относится морское судоходство, особенно танкерные перевозки нефти, которые являются основным источником аварийных нефтяных разливов. Наиболее крупные экологические катастрофы такого рода происходили в конце прошлого и начале нового веков (см. т. 1, гл. 2). Именно поэтому в 2005 г. под эгидой Международной морской организации (ИМО) была принята новая версия действующего сейчас «Руководства по определению и установлению особо уязвимых морских районов (ОУМР)» [ИМО, 2006].

В перечне экологических критериев для выделения ОУМР, помимо уязвимости (подверженность природным и антропогенным стрессам), фигурируют такие характеристики, как уникальность природных условий и ресурсов региона, наличие местообитаний редких или угрожаемых видов, высокая биопродуктивность и ряд других показателей, аналогичных тем, что используют при выделении упомянутых выше ЭБЗР [IUCN/NRDC, 2011; CBD, 2012]. Экологические критерии дополняются набором социально-экологических характеристик морского региона (значимость для рыболовства, аквакультуры, туризма и др.) и критериями его важности в научном и образовательном плане. Достаточно одного из перечисленных критериев (условий), которому соответствует вся акватория того или иного региона, чтобы он мог претендовать на придание ему статуса ОУМР в соответствии с требованиями Руководства ИМО. Кроме того должны быть представлены доказательства повышенного риска (уязвимости) региона путем анализа реальных или потенциально возможных источников и факторов негативного воздействия судоходства на морскую среду (судовые сбросы, аварийные ситуации, нефтяные разливы, операции с балластными водами, физические нарушения и др.). В конечном счете процедура установления ОУМР предусматривает введение соответствующих защитных (ограничительных) мер для танкерных и других транспортных перевозок в данном регионе, включая требования к конструкции танкеров, регламентацию судоходных трасс, введение систем оповещения, буферных зон и др.

К настоящему времени концепция ОУМР признана в качестве эффективного международного механизма снижения экологических рисков, связанных с судоходством, особенно в результате аварийных нефтяных разливов [Ünlü, 2004; Detje, 2006; Lefebvre-Chalain, 2008; SSU, 2010; Ежова, 2012]. Международный статус ОУМР по правилам ИМО установлен для более десяти регионов, включая атлантические воды Западной Европы и Балтийское море (кроме вод России). Есть основания полагать, что этот список будет расширен.

Районы ограничения деятельности МНГК. По мере экспансии нефтегазовой индустрии на морские акватории в некоторых прибрежных странах принимаются меры по регулированию не только танкерных перевозок нефти, но и других видов деятельности в рамках МНГК. Это достигается путем введения районов, где такая деятельность ограничена тем или иным образом или запрещена. Подобные ограничения, например в виде моратория на буровые работы, вводились иногда на отдельных участках шельфа США, Канады, Австралии [Патин, 2000]. В настоящее время такой подход активно внедряется в официальную политику ряда стран,

что особенно характерно для Норвегии, где принят долговременный план ограничения добычи углеводородов на шельфе [КМООС, 2007]. О характере и масштабе этих мер можно судить по карте на рис. 1.19 (вклейка). Аналогичные меры и предложения разрабатываются в последнее время в России для арктических морей [Резолюция..., 2011; ВФДП, 2012].

Судя по известным публикациям [WWF-Norway, 2009; Olsen et al., 2010; ВФДП, 2012], методология выделения районов ограниченной деятельности МНГК основана практически на тех же принципах и критериях, которые используются для выделения ЭБЗР и ОУМР. При этом особое внимание обращается на повышенную уязвимость районов традиционного рыболовства с высокой биомассой промысловых видов, а также районов обитания редких и угрожаемых видов. Следует отметить, что, несмотря на актуальность такого рода методологии, ее некоторые аспекты (подбор и унификация критериев, их формализация, возможность практического применения и др.) требуют дальнейшей доработки и согласования как в отдельных странах, так и на международном уровне.

1.4.2. Картографические отображения

Назначение. Некоторые из рассмотренных выше методик предназначены в конечном счете для создания карт различного типа и масштаба с отображением уязвимости (чувствительности) тех или иных участков морских регионов. Чаще всего речь идет об уязвимости к нефтяному загрязнению морских берегов и прилегающей прибрежной акватории. Впервые этот подход был реализован в США после катастрофического разлива нефти при аварии на разведочной скважине «Ixtoc I» в 1980 г., когда была составлена первая карта «экологической чувствительности» побережья Флориды [NAS, 2003]. С тех пор картирование побережий по степени их чувствительности (уязвимости) к нефтяному загрязнению стало необходимым элементом современной системы борьбы с разливами нефти [Baker et al., 1995; NERI, 2004; Калинка и др., 2004; Brude et al., 2004; Middleton, 2004; Stevens et al., 2005; Блиновская, 2006; Рубцова, 2009; IMO/IPIECA, 2010; Погребов, 2010]. В последние годы карты уязвимости в виде бумажных копий все чаще заменяются электронными (компьютерными) версиями, выполненными на основе ГИС-технологий.

Как показано на рис. 1.20, такие карты позволяют выработать стратегию реагирования на возможные крупные разливы при подготовке планов ЛАРН и могут служить информационной основой для выбора практических мер и методов в процессе ликвидации последствий разливов. Кроме того, информация, отраженная на таких картах, может быть полезной для оценки затрат и ущербов от нефтяного загрязнения.

Необходимо подчеркнуть еще раз, что объектом районирования и картирования в большинстве случаев является побережье, т.е. береговая линия и прилегающая узкая полоса морской акватории. Это вполне оправдано, поскольку основные экологические риски и наиболее тяжелые последствия разливов приурочены именно к побережьям, а отнюдь не к открытым морским водам, где угроза

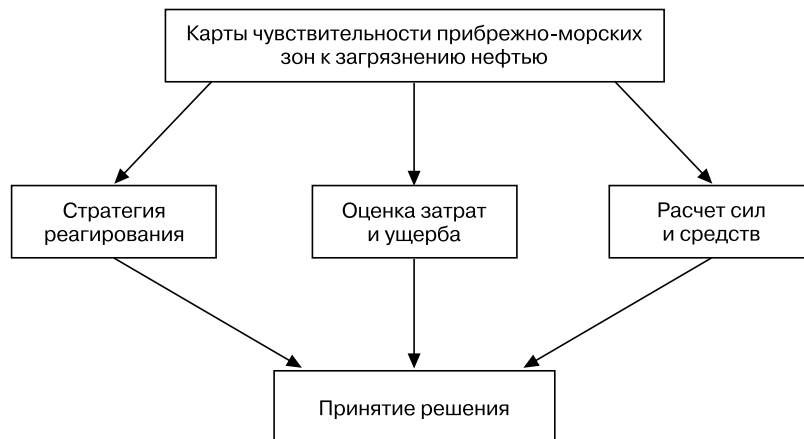


Рис. 1.20. Роль карт уязвимости в системе защиты прибрежной зоны от нефтяных разливов [Блиновская, 2006]

для морских экосистем и организмов в толще воды практически отсутствует (см. гл. 3). Анализ известной научной литературы показывает, что какие-либо заметные изменения биомассы и численности морских организмов за счет разливов в открытых водах в большинстве случаев исключены, и потому они не могут служить показателем «уязвимости морских акваторий». Более уместно использовать такого рода данные в качестве основы для эколого-рыбохозяйственного районирования морских акваторий [Новиков, 2004].

Типы информации. В структуре информации, которую обычно закладывают по методологии ГИС в современные электронные карты уязвимости (чувствительности) побережий, различают несколько блоков.

Один из таких блоков включает приведенную выше (см. табл. 1.8) классификацию морской береговой линии, построенную по критериям ее чувствительности к нефтяному загрязнению с учетом геоморфологии берегов, гранулометрического состава осадочного материала и гидродинамики прибрежной полосы. В основе такой классификации лежит 10-бальная шкала индексов экологической чувствительности (ИЭЧ) берегов, разработанная по результатам многочисленных наблюдений за поведением нефти при разливах на берегах разного типа [Gundlach, Hayes, 1978]. Модифицированные варианты этой классификации используются сейчас во многих странах для картирования морских побережий по степени их уязвимости к нефтяному загрязнению [MacDonald, Cain, 2000; Masaki et al., 2001; NAS, 2003; Ly et al., 2004; USCG, 2005; ММБИ, 2007; Offringa, Lahr, 2007; Бяков и др., 2009]. В качестве примера на рис. 1.21 (вклейка) показан один из вариантов таких карт.

Другой информационный блок, используемый при составлении карт уязвимости берегов к нефтяному загрязнению, учитывает распределение биотических сообществ и популяций. Введение такой информации вполне оправдано, поскольку уязвимость любого участка побережья не есть константа. Например, скалистые берега, которые по классификации ИЭЧ следует считать малочувствитель-

ными из-за быстрого природного самоочищения от нефти (ИЭЧ = 1), могут быть пристанищем для большого количества птиц в периоды их массового размножения и гнездования (например, «птичьи базары» в северных морях). В таких случаях было бы странно говорить о низкой чувствительности берегов. Именно поэтому на картах, помимо ИЭЧ береговой линии, отражают распределение видов и групп наиболее уязвимых к действию нефти объектов живой природы, в первую очередь птиц и млекопитающих. При этом на картах показывают участки наиболее вероятного максимального скопления этих видов как в годовом разрезе, так и в отдельные сезоны. Кроме того, на таких картах обычно отражают места расположения на побережьях природных заповедников, заказников и других охраняемых законом природных комплексов. Там же наносятся важные в рыбохозяйственном плане участки побережья, включая районы нерестилищ, нагула и массовых миграций рыб, устричные и мидийные банки, прибрежные хозяйства по разведению и выращиванию рыб и беспозвоночных.

Наконец, еще один обязательный набор информации, отображаемой на картах уязвимости побережья, включает сведения о расположении объектов природопользования и хозяйственной деятельности на берегах. В число таких объектов входят курортные и туристические комплексы (санатории, пляжи и др.), населенные пункты, порты, гавани, промышленные предприятия и т.д. Иногда такие карты дополняют информацией, необходимой для принятия решений по реагированию на разливы.

Типы и масштаб карт. В зависимости от назначения и масштаба различают три типа карт уязвимости (чувствительности) побережий к нефтяным разливам.

Карты для стратегического планирования (масштаб до 1:1000000 и более) с охватом больших площадей. На таких картах отображается информация обо всех природных ресурсах, объектах живой природы и хозяйственной деятельности. Подобные карты необходимы для принятия решений на начальных стадиях крупных разливов, когда не вполне ясен ход развития событий, особенно возможность выноса нефти на берег.

Базовые карты промежуточного масштаба (например, 1:250000 или 1:100000). Такие карты включают очертания береговой полосы, изобаты в прибрежной зоне, природные ресурсы, населенные пункты, порты и другие объекты хозяйственной деятельности, а также места обитания уязвимых видов, типы берегов и соответствующие ИЭЧ. Подобные карты носят универсальный характер, и в зависимости от обстоятельств могут применяться в ситуациях малых, средних и крупных разливов.

Карты крупного масштаба (например, 1:10000) с более детальным отображением отдельных районов побережья. Необходимость в таких картах возникает при организации морских работ по защите наиболее чувствительных участков и объектов побережья либо при проведении очистных работ на берегу. Такие ситуации обычно складываются при малых разливах, а также на завершающих этапах более крупных разливов. Один из вариантов подобных карт показан на рис. 1.22.

Обычно карты чувствительности (особенно крупномасштабные) сопровождаются руководствами по применению тех или иных методов реагирования на разлив и необходимой для этого информацией в пределах выделенных участков

побережья. Так, руководство, прилагаемое к показанной на рис. 1.22 карте, содержит следующий набор сведений [ИМО/ИРЕСА, 2010]:

- пути доступа к берегу;
- краткая характеристика берегов;
- периоды наиболее высокой уязвимости к нефти птиц;
- периоды повышенного риска разливов для рекреации, хозяйств марикультуры и других объектов на побережье;
- рекомендуемые методы очистных работ и условия для их оптимального применения.

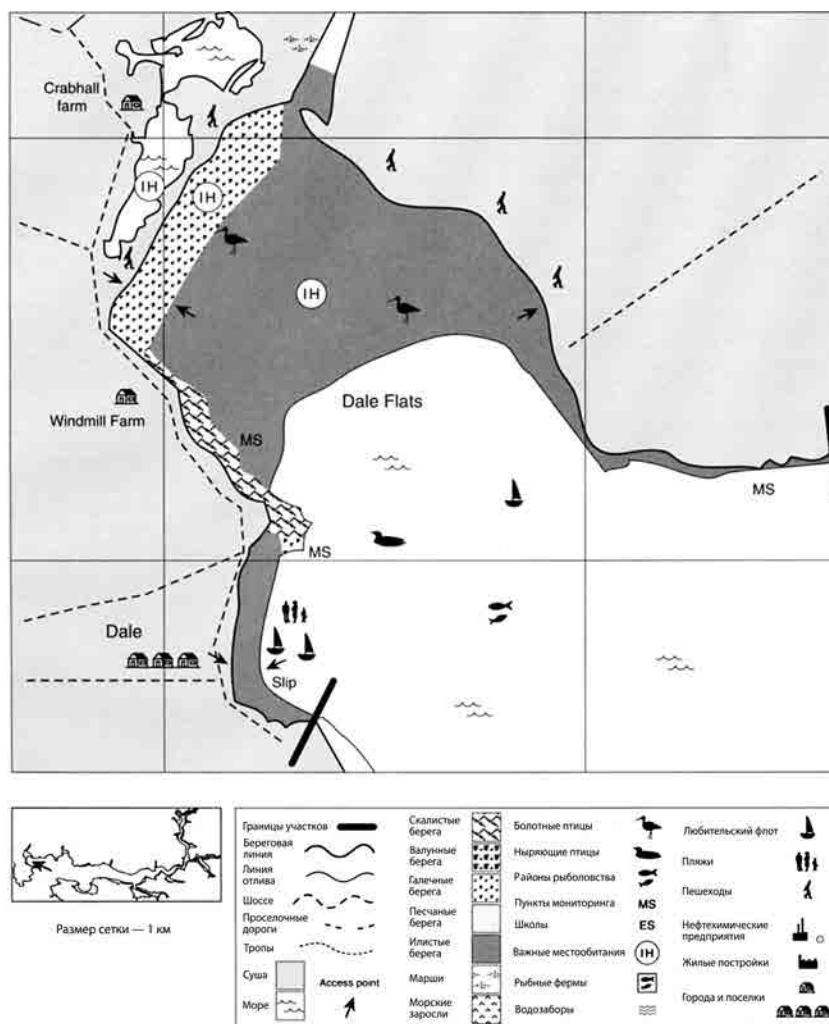


Рис. 1.22. Крупномасштабная карта чувствительности одного из участков юго-западного побережья Уэльса (Великобритания). Карта выполнена с помощью компьютерной технологии и может обновляться по мере накопления новой информации [ИМО/ИРЕСА, 2010]

Как описано выше (см. раздел 1.3), составление карт чувствительности часто сочетается с моделированием и оценкой вероятности разливов для разных участков побережья. При этом используются базовые матрицы экологического риска, которые учитывают степень поражения природных ресурсов и объектов побережья, а также время их восстановления. По результатам сравнительного анализа степени экологического риска для потенциально возможных разливов составляются перечни рекомендуемых способов борьбы с нефтяным загрязнением для каждого из выделенных прибрежных регионов и участков побережья.

Выводы

1. В настоящее время отсутствует общепринятая унифицированная методология оценки антропогенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы, что связано с исключительной сложностью и сильной пространственно-временной изменчивостью большинства их параметров, а также с бесконечным набором возможных реакций биоты в условиях стрессовых воздействий. Это в полной мере относится и к оценке экологических последствий на разных этапах освоения морских нефтегазовых месторождений.

2. К числу перспективных методологических направлений в данной области следует отнести экосистемный подход в сочетании с эколого-токсикологическими методами и методами оценки экологического риска. Предложенные в данной работе схемы комплексной оценки последствий деятельности в рамках МНГК имеют следующие отличительные черты:

- сочетание двух разных подходов к оценке возможных негативных эффектов, а именно — качественного (непараметрического) анализа и количественных (в т.ч. нормативных) расчетов предполагаемых потерь (ущербов);
- введение пространственно-временной шкалы воздействий и градации экологических нарушений по совокупности принятых показателей;
- использование экосистемных (популяционных) критериев и порогов для оценки тяжести последствий и обратимости возможных эффектов.

3. На основе анализа известной эколого-токсикологической информации впервые удалось получить ориентировочные границы (пороги) трех основных зон экологического стресса (толерантность, компенсация, повреждения) в разных временных диапазонах при действии на морскую биоту нефти и минеральной взвеси. Применительно к МНГК эти пороги представляют интерес как количественные ориентиры для оценки и прогноза вредных эффектов в ситуациях, при которых в море поступают нефть, взмученные донные грунты, отходы буровых и промысловых работ и другие примеси.

4. Методология оценки экологического риска (ОЭР) относится к числу главных инструментов для всестороннего анализа, прогноза и предотвращения нефтяных разливов. Главное достоинство методологии ОЭР состоит в том, что она позволяет снять проявления неопределенности и субъективизма при оценке последствий нефтяных разливов. Наибольшую перспективу в методическом плане

имеет использование матриц экологического риска, разработанных для конкретных регионов и основанных на учете двух параметров — степени поражения природных ресурсов и времени их восстановления после разливов нефти.

5. Несмотря на ряд трудностей и ограничений, современные методы моделирования в сочетании с компьютерными технологиями могут давать ценную информацию и прогнозы относительно судьбы, поведения и биологических эффектов нефти в море и на побережье. Эти результаты являются основой для разработки стратегии реагирования на реальные и потенциально возможные угрозы нефтяных разливов. Возможности этого направления могут быть реализованы в полной мере только в сочетании с полевыми исследованиями и мониторингом нефтяного загрязнения в реальных ситуациях разливов нефти.

6. К числу современных направлений экологического контроля МНГК относится разработка методологии, основанной на выделении уязвимых участков и объектов морских экосистем и регионов. Известные методические схемы такого рода обычно нацелены на создание карт уязвимости морских побережий к нефтяным разливам с учетом особенностей геоморфологии берегов, биопродуктивности прибрежных вод и социально-экономического использования побережья. Аналогичные подходы и критерии используются в последнее время для выделения и картографирования районов, ограниченных для деятельности МНГК.

ЛИТЕРАТУРА

- Аникеев В.В., Мансуров М.Н., Флейшман Б.С. Анализ экологического риска освоения морских нефтегазовых месторождений // Докл. РАН. — 1995. — Т. 340, № 4. — С. 566–568.
- Аникеев В.В., Рыбина Е.С. Концепция оценки экологического ущерба, обусловленного антропогенной деятельностью в рамках проектов «Сахалин-1, 2» // Стратегия гражданской защиты: проблемы и исследования. — 2014. — Т. 4, вып.1. — С. 289–309.
- Блиновская Я.Ю. Информационное обеспечение экологической безопасности при разработке нефтяных месторождений на шельфе. — Владивосток: Морской государственный университет, 2006. — 232 с.
- Бяков А.Ф., Гайфуллина Г.Р., Патин С.А., Белошапков А.В. Аналитический доклад об уязвимости морских экосистем Арктики при разведке и разработке морских месторождений углеводородного сырья. — М.: ООО «ЭКОТЕРРА Ко. Лтд», 2009. — 301 с.
- Временная инструкция о порядке проведения ОВОС при разработке технико-экономических обоснований (расчетов) и проектов строительства народнохозяйственных объектов и комплексов. — М.: Госкомитет СССР по охране природы, 1990. — 8 с.
- Временная инструкция о порядке проведения ОВОС при разработке проектов обустройства морских месторождений углеводородов. РД-39-018-90. — М., 1991.
- Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах. — М., 1990. — 64 с.
- Временные методические указания по разработке нормативов предельно допустимых вредных воздействий на морскую среду и природные ресурсы внутренних морских вод и территориального моря РФ (при разведке морских нефтегазовых месторождений). — М.: Госкомэкология РФ, 2000.
- ВФДП (Всемирный фонд дикой природы, WWF). Комплексное управление природопользованием на шельфовых морях. — ВФДП (WWF), 2012. — 60 с.
- ВФДП (Всемирный фонд дикой природы, WWF). Методические подходы к созданию карт экологически уязвимых зон и районов приоритетной защиты акваторий и берегов Российской Федерации от разливов нефти и нефтепродуктов. — ВФДП (WWF), 2012. — 60 с.

- ВФДП (Всемирный фонд дикой природы, WWF). Методические подходы к выделению районов ограниченной антропогенной деятельности в замерзающих морях. — ВФДП (WWF), 2012. — 45 с.
- Глибко О.Я. Методическая база оценки ущерба от нефтяных загрязнений в Арктике: анализ и оптимизация // Материалы IV международной конференции «Нефть и газ арктического шельфа» (Мурманск, 12-14 ноября 2008 г.). — Мурманск: ММБИ, 2008. — С. 68–77.
- Головина Ю.Ю. От истории развития процедуры ОВОС к необходимости разработки методологии оценки воздействия нефтегазодобычи на морские арктические экосистемы // Вестник МГТУ. — 2006. — Т. 9, № 3. — С. 478–485.
- Денисов В.В. Комплексное управление прибрежными зонами — КУПЗ // Основные концепции современного берегопользования. — СПб: изд-во РГГМУ, 2009. — С. 224–286.
- Денисов В.В., Ильин Г.В. Районирование акваторий как инструмент оптимизации природопользования на Арктическом шельфе // Проблемы Арктики и Антарктики. — 2008. — № 2 (79). — С. 134–144.
- Дмитриев В.В. Интегральные оценки состояния сложных систем в природе и обществе // Биосфера: междисциплинарный научн. и прикл. журн. — 2010. — № 4. — С. 507–520.
- Егорова Е.Н. Методологические основы оценки экономического ущерба, возникающего в результате аварийных разливов нефти на морских акваториях // Электронный журнал «Исследовано в России». — 2004. — С. 955–972 (<http://zhurnal.ape.realm.ru/articles/2004>).
- Ежова Г.Г. Сотрудничество России и Европейского Союза в области охраны морской среды Балтийского моря от загрязнения // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. — 2012. — Вып.3. — С. 166–173.
- Зацепя С.Н., Ивченко А.А., Журавель В.И., Солбаков В.В., Становой В.В. Анализ риска распространения аварийных разливов нефти на примере Обской губы Карского моря // Арктика: экология и экономика. — 2014 — № 3 (15). — С. 30–45.
- Зеленков В.М., Мискевич И.В. Оценка возможного воздействия добычи нефти на морские арктические экосистемы на примере Приразломного месторождения в Печорском море // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 48–59.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. — Л.: Гидрометеиздат, 1989. — 528 с.
- Инструкция по оценке ущерба водным биологическим ресурсам, причиняемого в результате планируемой хозяйственной и иной деятельности и разработке компенсационных мероприятий. — ФГУ «МИК» и ФГУ «ЦУРЭН», 2001. — 30 с.
- Калинка О.П., Шавыкин А.А., Ващенко П.С. Оценка чувствительности берегов Кольского залива к нефтяному загрязнению // Материалы IV международной конференции «Нефть и газ арктического шельфа» (Мурманск, 12–14 ноября 2008 г.). — Мурманск: ММБИ, 2008. — С. 168–173.
- Кесорецких И.И., Зотов С.И. Методика оценки уязвимости природных комплексов к антропогенным воздействиям // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. — 2012. — Вып. 1. — С. 51–57.
- КМООС (Королевское министерство охраны окружающей среды). Комплексное управление морской средой Баренцева моря и морских районов, прилегающих к Лофотенским островам (план управления). — Доклад правительства Стортингу № 8, 2006. — 180 с. (пер. с норв.).
- Кочергин И.Е., Богдановский А.А., Мишуков В.Ф., Путов В.Ф., Рейтсема Л.А. Характеристики вероятных сценариев разлива нефти для сахалинского шельфа по результатам моделирования // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Тематический выпуск ДВНИГМИ № 2. — Владивосток: Дальнаука, 1999. — С. 218–229.
- Кочергин И.Е., Сергушеева О.О. Методический подход к проведению оценки воздействия на окружающую среду для объектов морского нефтегазового комплекса (на примере Сахалинских проектов) // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 2. — Владивосток: Дальнаука, 1999. — С. 176–192.
- Криксунов Е.А., Павлов Д.С., Бобырев А.Е., Полонский Ю.М. Расчетные процедуры оценок ущербов биоресурсам в свете современных научных данных // Материалы международного семинара по

- проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 62–70.
- Лукьянчиков Н.Н.* Экономический механизм управления природными ресурсами // Экономика природопользования: обзор информации. — 1998. — № 2. — С. 2–75.
- Макаров Э.В., Зайдинер Ю.И.* Стоимостная оценка водных биоресурсов морских водных объектов России // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азовско-Черноморского бассейна. — Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1998. — С. 420–430.
- Мансуров М.Н.* Экологический риск и последствия нефтяного загрязнения в процессах морской нефтегазодобычи // Морские и арктические нефтегазовые месторождения и экология. — М.: ВНИИГАЗ, 1996. — С. 70–81.
- Матишов Г.Г., Макаревич П.Р., Дженюк С.Л., Денисов В.В.* Морские нефтегазовые разработки и рациональное природопользование на шельфе. — Ростов на Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2009. — 500 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А.* (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия газонефтедобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения). — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. — 393 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А., Сочнев О.Я.* Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе. — М.: Газоил пресс. — 2001. — 232 с.
- Методика исчисления* размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам. М.: Росрыболовство, 2011. — С. 2–39.
- Методика определения* предотвращенного экологического ущерба. — М.: Госкомэкологии РФ, 1999.
- Методологические аспекты* оценки воздействия на природную и социально-экономическую среду. — Казахское агентство прикладной экологии, 2003. — 44 с.
- ММБИ* (Мурманский морской биологический институт). Оценка интегральной уязвимости акватории Баренцева моря к нефтяному загрязнению. — Мурманск: ММБИ, 2007. — 137 с.
- ММБИ* (Мурманский морской биологический институт). Методические рекомендации по разработке и построению карт экологической уязвимости от нефти берегов, прибрежных зон и акваторий морей — Мурманск: ММБИ, 2011. — 47 с.
- Мокиевский В.О.* Морские резерваты — теоретические предпосылки к созданию и функционированию. — Биология моря. — 2009. — Т. 35, № 6. — С. 450–460.
- МПП* (Министерство природных ресурсов и экологии РФ). Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства. — М.: МПП, 2007. — 25 с.
- Новак А.В., Пузаченко А.Н.* Ограниченность применимости нормативно-закрепленных методик оценки ущерба рыбному хозяйству для целей ОВОС нефтедобычи // Материалы международного семинара по проблеме научно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 29–33.
- Новиков М.А.* Оценочное эколого-рыбохозяйственное районирование морских акваторий // Водные ресурсы. — 2004. — Т. 31, № 2. — С. 199–208.
- Овсиенко С.Н., Зацепя С.Н., Ивченко А.А.* Моделирование разливов нефти и оценка риска воздействия на окружающую среду. — Тр. ГОИН. — 2005. — Вып. 209. — С. 248–271.
- Патин С.А.* Методы оценки биологических последствий и рыбохозяйственного ущерба от разработки морских нефтегазовых месторождений // Материалы международного семинара по проблеме научно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 75–79.
- Патин С.А.* Экология морского нефтегазового комплекса: мировой опыт и российские тревоги // Нефтегазовые технологии. — 2000. — № 3. — С. 26–30.
- Патин С.А.* Эколого-токсикологические подходы к оценке воздействия на морскую среду и биоресурсы // Проблемы охраны водоемов. — Борок: Изд-во ИБВВ РАН, 2004. — С. 25–52.
- Патин С.А.* Методология оценки техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы. — 2004а. — Т. 31, № 4. — С. 451–460.

- Патин С.А. Антропогенное воздействие на морскую среду и биоресурсы: методология оценок и современная ситуация // Антропогенные влияния на водные экосистемы. — М.: Изд-во МГУ, 2005. — С. 32–60.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Патин С.А. Мифы и реалии эколого-рыбохозяйственного нормирования качества водной среды // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. — М.: Научный совет ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, 2011. — С. 151–156.
- Погребов В.Б. Интегральная оценка экологической чувствительности биоресурсов береговой зоны к антропогенным воздействиям // Основные концепции современного берегопользования. Т. 2. — СПб: Изд-во РГГМУ, 2010. — С. 43–85.
- Погребов В.Б., Пузаченко А.Ю. Экологическая уязвимость Баренцева, Белого, Балтийского, Черного и Каспийского морей к операциям по добыче и транспортировке нефти: сравнительный анализ // Труды международной конференции «Освоение шельфа Арктических морей». — СПб, 2003. — С. 389–393.
- Положение об оценке воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации. — М.: Госкомэкология РФ, 2000.
- Проект «Сахалин 1». Стадия 1. Обустройство и добыча. Технико-экономическое обоснование (ТЭО) строительства. — М., Эксон Нефтегаз. — 2004.
- Проект «Сахалин 2». ТЭО комплексного освоения Пильтун-Астохского и Лунского лицензионных участков (2 этап проекта Сахалин 2). — М.: Сахалин Энерджи. — 2005.
- Резолюция Международного российско-норвежского семинара «Пути к согласованному развитию рыбной и нефтегазовой отраслей на Северном бассейне» (Мурманск, 15–19 октября 2011 г.).
- Реймерс Н.Ф. Природопользование (словарь-справочник). — М.: Мысль, 1990. — 638 с.
- Рубцова С.И. Оценка экологической чувствительности Севастопольского побережья к нефтяному загрязнению // Экология моря. — 2009. — Вып. 79. — С. 73–79.
- Рюмина Е.В. Показатель ущерба как экономический инструмент сохранения окружающей среды // Труды VII Всероссийской конференции «Теория и практика экологического страхования: устойчивое развитие». — М.: ИПР РАН, 2007. — С. 110–124.
- Становой В.В., Лавренов И.В., Неелов И.А. Система моделирования разливов нефти в ледовитых морях // Проблемы Арктики и Антарктики. — 2007. — Вып. 77. — С. 7–16.
- СЭИК (Сахалин Энерджи Инвестмент Компани Лтд.). Сравнительный анализ воздействия на окружающую среду вариантов маршрута трассы трубопровода Пильтун-Астохского месторождения. — М., 2005. — 350 с.
- Фащук Д.Я., Овсиенко С.Н., Леонов А.В., Егоров А.П., Зацева С.Н., Ивченко А.А. Геоэкологические последствия морских разливов нефти // Изв. РАН, сер. геогр. — 2003. — № 5. — С. 57–73.
- Шавыкин А.А., Ильин Г.В. Оценка интегральной уязвимости акватории Баренцева моря от нефтяного загрязнения. — Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2010. — 110 с.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. — Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
- Adams E.E., Socolofsky S.A. Review of deep oil spill modeling activity supported by the Deepspill JIP and Off-shore Operators Committee. — 2005.
- AEPIC (Arctic Environment Protection Strategy). Guideline for Environmental Impact Assessment (EIA) in the Arctic. Sustainable Development and Utilization. — Helsinki: Finish Ministry of Environment, 1998. — 50 p.
- Ambjorn C. Modelling of trajectory and fate of spills // Transactions of the Wessex Institute. — 2004.
- ARCOP (Arctic Operational Platform). Oil spill contingency planning in the Arctic. Recommendations. — SINTEF, 2006. — 47 p.
- Aurand D., Cunningham M., Pond R., Cocanaur A., Coelho G., Stevens L. The use of consensus ecological risk assessments to evaluate oil spill response options: lessons learned from workshops in nine different locations // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2005.

- Baker J.M., Spalding M., Moore J.* Sensitivity mapping world-wide: harmonization and needs of different user groups // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1995. — P. 77–81.
- Bennet J.F., Logan D., Heimowitz P.* State-of-the-art or junk science? The Natural Resource Damage Assessment Models // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 835–840.
- Beuchel F., Wilson L., Palerud R., Gulliksen B.* Assessment of benthic macrofaunal oil spill vulnerability and valuable areas on Svalbard // Akvaplan-niva Report. — 2011. — No. 5285-1. — 44 p. (www.akvaplan.niva.no).
- Cairns W.J.* (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — 722 p.
- CBD* (Convention on Biological Diversity). Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs). — CBD, 2012. — 10 p. (www.cbd.int).
- CCME* (Canadian Council of Ministers of the Environment). A framework for ecological risk assessment: general guidance. — Ottawa, 1996.
- Chen C., Neumann R.* Assessing environmental impacts from a Puget oil spill // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 783–787.
- CIDA* (Canadian International Development Agency). Guidelines for an Environmental Impact Assessment (EIA) Process. — Calgary, Canada: Alconsult International LTD, 2006. — 109 p.
- Daniel P., Josse P., Lefevre J.-M., Lery G., Gouriou V.* Forecasting the Prestige oil spills // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 402. — Trondheim (Norway), 2004. — 18 p.
- Detjen M.* The Western European PSSA — testing a unique international concept to protect imperiled marine ecosystems // Marine Policy. — 2006. — Vol. 30, No. 4 — P. 442–453.
- Dixon C., Rath R.H.* The oil spill risk ranking methodology (OSRISK method) // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 9 p.
- DNV* (Det Norske Veritas). Areas vulnerable to acute oil pollution in the Norwegian Barents Sea. Report for WWF Norway. — DNV Consulting, 2005. — 11 p.
- Dragsund E., Johannessen B.O., Hoffmann P., Kjellstrom S., Veritas D.N.* Oil spill risk in the Barents Sea — oil industry versus maritime sector // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 411. — Trondheim (Norway), 2004. — 14 p.
- DTI* (Department of Trade and Industry, UK). Strategic Environmental Assessment. Area North and West of Orkney and Shetland. — DTI, 2003. — 209 p.
- Edwards R., White I.* The Sea Empress oil spill: environmental impact and recovery // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Egan G.R., Castle R.W.* Risk management strategies for pipeline spill prevention and response // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 5 p.
- EPA* (U.S. Environmental Protection Agency). Guidelines for ecological risk assessment. — Washington: U.S. EPA, 1998. — 188 p.
- Etkin S.D.* Modeling oil spill response and damage costs. — Washington: U.S. EPA, 2004. — 15 p.
- Fidler C., Noble B.* Advancing strategic environmental assessment in the offshore oil and gas sector: Lessons from Norway, Canada, and the United Kingdom // Environmental Impact Assessment Review. — 2012. — Vol. 34. — P. 12–21.
- French D.P., Rines H.M.* Validation and use of spill impact modeling for impact assessment // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 829–835.
- French D.P., Schuttenberg H.* Evaluation of net environmental benefit using fate and effects modeling // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 10 p.
- French-McCay D.P., Rowe J.J., Whittier N., Sankaranarayanan, Pilkey-Jarvis L., Etkin D.S.* Estimation of potential impacts and natural resource damages of oil // Journal of Hazardous Materials. — 2004. — Vol. 107, No. 1–2. — P. 11–25.
- Gundlanch E.R., Hayes M.O.* Vulnerability of coastal environment to oil spill impacts // Marine Technology Society Journal. — 1978. — Vol. 12. — P. 18–27.
- Helton D., Penn T.* Putting response and natural resource damage in perspective // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 9 p.

- Hill R.A., Chapman P.M., Mann G.S., Lawrence G.S. Level of details in ecological risk assessment // *Mar. Pollut. Bull.* — 2000. — Vol. 40, No. 6. — P. 471–476.
- IAIA (International Association for Impact Assessment). Principles of Environmental Impact Assessment Best Practice. — IAIA, 2000. — 10 p. (www.iaia.org).
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. — Copenhagen: ICES, 2005. — 375 p.
- IMO (International Maritime Organization). Catalogue of computer programs and internet information related to oil spills. — MEPC/Circ.367-10 April 2000. — London: IMO, 2000. — 57 p.
- IMO (International Maritime Organization). Guidelines for the identification and designation of Particularly Sensitive Sea Areas (PSSA) // Resolution A.982(24). Adopted on 1 December 2005 (Agenda item 11). — London: IMO, 2006. — 13 p.
- IMO/IPIECA. Sensitivity mapping for oil spill response. Vol. 1. Revised edition. — London: IMO, 2010. — 28 pp.
- IMO/UNEP. Guidance manual on the assessment and restoration of environmental damage following marine oil spills. — London: IMO, 2009.
- IUCN/NRDC (International Union for the Conservation of Nature / Natural Resources Defense Council). Workshop to identify Areas of Ecological and Biological Significance (EBSAs) or vulnerability in the Arctic marine environment (La Jolla, CA, 16–18 June, 2010). — Workshop Report, 2011. — 38 p.
- James D. Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review // *Environmental Modelling & Software.* — 2002. — Vol. 17, No. 4. — P. 363–385.
- Johansen Ø. DeepBlow — a Lagrangian plume model for deep water blowouts // *Spill Science & Technology Bulletin.* — 2000. — Vol. 6, No. 2. — P. 103–111.
- Kochergin I.E., Bogdanovski A.A., Mishukov V.F., Putov V.F. Oil spill scenario modelling for Sakhalin shelf // Proceedings of the WITpress «Oil and Hydrocarbon Spills II». — 2000. — P. 39–50.
- Koops W., de Vos R., van der Veen D.P.C. Most optimum response option based on a NEEBA approach // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 432. — Trondheim (Norway), 2004. — 17 p.
- Kraly J., Pond R., Aurand D.V., Coelho J., Walker A.H., Martin B., Caplis J., Sawby M. Ecological risk assessment principles applied to oil spill response planning // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 177–184.
- LaBelle R.P., Lane J.S. Meeting the challenge of deepwater spill response // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 705–708.
- LaBelle R.P., Marshall C.E., Anderson C.M., Johnson W.R. Exporting Alaskan North Slope crude oil: evaluation of oil spill risks // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997.
- Lange M. The Barents Sea impact study (BASIS): methodology and first results // *Continental Shelf Research.* — 2003. — Vol. 23. — P. 1673–1694.
- Lefebvre-Chalain H. Fifteen years of Particularly Sensitive Sea Areas: a concept in development // *Ocean and Coastal Law Journal.* — 2008 — Vol. 13, No. 1. — P. 47–69.
- Lehr W., Jones R., Evans M., Simecek-Beatty D., Overstreet R. Revisions of the ADIOS oil spill model // *Environmental Modelling & Software.* — 2002. — Vol.17, No. 2. — P. 189–197.
- Linkov I., Clark J. Approaches and application of comparative risk assessment concepts to oil spill preparedness planning and response // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Ly J.M., Hansen O., Bratfoss B., Johansen O., Singsaas I. Assessing the level of Norwegian governmental preparedness using scenarios and model tools in an environmental risk based approach // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 430. — Trondheim (Norway), 2004. — 20 p.
- MacDonald A., Cain M. Marine environmental high risk areas (MEHRAs) for the UK // *Transactions of the Institute of Marine Engineers.* — 2000. — Vol. 112, No. 2. — P. 61–71.
- Masaki S., Gell D., Dauterman A. Development of environmental sensitivity index maps in Japan // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 775–782.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. — Island Press, 2003 (www.millenniumassessment.org).

- Mearns A., Watabayasho G., O'Connor C. Using a new dispersed oil model to support ecological risk assessment // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Moller T.H., Molloy F.C., Thomas H.M. Oil spill risks and the state of preparedness in the regional seas // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Motroen S., Wentworth B.H. Risk based decision making — a necessary approach for reducing the risk of oil spills along the Norwegian coast // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 413. — Trondheim (Norway), 2004. — 12 p.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- NERI (National Environmental Research Institute, Denmark). Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coastal Zone // NERI Technical Report. — 2004. — No. 493. — 611 p.
- NERI (National Environmental Research Institute, Denmark). Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the Northern West Greenland Coastal Zone // NERI Technical Report. — 2004. — No. 828. — 210 p.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). HAZMAT modeling products for spill response and planning. — Seattle, Washington: NOAA Ocean Service, 2002. — 46 p.
- Offringa H.R., Lahr J. An integrated approach to map ecologically vulnerable areas in marine waters in the Netherlands (V-maps). — The Hague, Netherlands: National Institute for Marine and Coastal Management, 2007. — 93 p.
- OGA (Oil and Gas Activities). The Assessment of Oil and Gas Activities in the Arctic (OGA 2010). — AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme), 2010.
- Olsen E., Aanes S., Mehl S., Holst J.C., Aglen A., Gjosæter H. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area // ICES Journal of Marine Science. — 2010. — Vol. 67.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2009.
- OSPAR (OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). Quality Status Report 2000. — London: OSPAR Commission, 2000. — 108 p.
- Ovsienko S.N., Zatsepa S.N., Ivchenko A.A. Oil spreading on snow/ice surface // INSROP Working Paper. — 1995. — No. 5. — 15 p.
- PAME (Protection of Arctic Marine Environment). Identification of Arctic marine areas of heightened ecological and cultural significance. — Background Research Documents for the Arctic Marine Shipping Assessment (AMSA), 2013 (www.pame.is/amsa/amsa-background-research-documents).
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry. — New York: EcoMonitor Publ., 1999. — 435 p.
- Patin S.A. Environmental impact of crude oil spills // Encyclopedia of Energy. — New York: Elsevier Science, 2013. — Vol. 1. — P. 737–748.
- Pillay A., Eriksen T., Vollen F. Risk impact from shipping traffic // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 476. — Trondheim (Norway), 2004. — 15 p.
- Ramsay C.G., Grant S. Hazard and risk // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 559–584.
- Rand G.M. (ed.). Aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment (Second edition). — Taylor and Francis, 1995. — 1125 p.
- Reed M., Daling P., Lewis A., Ditlevsen M.K., Brørs B., Clark J., Aurand D. Modelling of dispersant application to oil spills in shallow coastal waters // Environmental Modelling & Software. — 2004. — Vol. 19, No. 7–8. — P. 681–690.
- Reed M., Emilsen M.H., Hetland B., Johansen O., Buffington S., Hoverstad B. Numerical model for estimation of pipeline oil spill volumes // Environmental Modelling & Software. — 2006. — Vol. 21. — P. 178–189.
- Reed M., Johansen O., Brandvik P.J., Daling P., Lewis A., Fiocco R., Mackay D., Prentki R. Oil spill modeling toward the close of the 20th century: Overview of the state of the art // Spill Science and Technology Bulletin. — 1999. — Vol. 5, No. 1. — P. 3–16.

- RIOS* (Reducing the Impact of Oil Spills). Research and development needs for reducing impacts from oil spills on wildlife. The European Project Background Document. — Nordeconsult Sweden AB, Lund, Sweden, 2008. — 44 p.
- RISKTEC* (Risktec Solution Ltd). Reducing offshore hydrocarbon release // Case Study. — 2006 (www.risktec.co.uk).
- Rye H., Brandvik P. J.* Verification of subsurface oil spill models // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 551–558.
- Schallier R., Resby L.M., Merlin F.-X.* Tricolor incident: oil pollution monitoring and modeling in support of Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) // Proceedings of the 2004 International Oil Spill Conference. Presentation No. 433. — Trondheim, 2004. — 9 p.
- Singsaas I., Moldestad M.O., Daling P.S.* Norwegian methodology for characterization and prediction of oils weathering and properties at sea // 3rd BEP Workshop «Combat for clean waters: advanced tools for oil spills control and purification of oil-contaminated industrial effluents». Abstracts. — Apatity, Russia, 2004.
- Skognes K., Johansen Ø.* STATMAP — A 3-dimensional model for oil spill risk assessment. — Trondheim, Norway: SINTEF Applied Chemistry, Environmental Department, 2003. — 29 p.
- Spaulding M.L., Anderson E., Howlett E., Mendelsohn D., Opishinski T.* Application of OILMAP and SIMAP to predict the transport and fate of the North Cape spill, Narragansett // Proceedings of the 19th Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar. — Calgary (Canada), 1996.
- SSU* (Southampton Solent University). Evaluation of the Wadden Sea Particularly Sensitive Sea Area (PSSA). Final Report. - Southampton UK, 2010. — 59 p.
- Stevens L., Roberts J., Hume D.* Incorporating consequence analysis into oil spill risk assessment in New Zealand // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2005. — 5 p.
- Suter II G.W., Norton S.B., Fairbrother A.* Individuals versus organisms versus populations in the definition of ecological assessment endpoints // Integrated Environmental Assessment and Management. — 2005. — Vol. 1, No. 4. — P. 397–400.
- UNEP* (United Nations Environment Programme). Environmental Impact Assessment: Issues, trends and practice. — Nairobi, Kenya: UNEP, Environment and Economics Unit, 1996.
- Ünlü N.* Particularly Sensitive Sea Areas (PSSA): past, present and future // WMU Journal of Marine Affairs. — 2004. — Vol. 3, No. 2. — P. 159–169.
- USCG* (United States Coastal Guard). Vessel and Facility Response Plans for oil: 2003 removal equipment requirements and alternative technology revisions. Chapter 4. Environmental consequences. — USCG, 2005. — 478 p.
- USGS* (United States Geological Survey). Environmental sensitivity index: Northwest Arctic, Alaska. — USGS, 2005. — 20 p.
- WWF-Norway* (World Wild Fund, Norway). Petroleum-free Zones in the Norwegian Sea. — WWF-Norway, 2009. — 20 p.
- Zheng L., Yapa P.D.* Simulation of oil spills from underwater accidents II: Model verification // Journal of Hydraulic Research, IAHR. — 1998. — Vol. 36. — No. 1.
- Zheng-Gang J., Johnson W.R., Price J.M., Marshall Ch.F.* Oil-spill risk analysis for assessing environmental impacts // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003. — 7 p.

Экологические эффекты и последствия при освоении морских нефтегазовых месторождений

Рассмотренные ранее материалы (см. т. 1, гл. 2) об источниках и факторах воздействия морского нефтегазового комплекса (МНГК) на морскую среду дают определенное исходное представление о характере и масштабе *потенциальных* экологических последствий, которые можно ожидать в районах освоения месторождений нефти и газа на шельфе. Вместе с тем за 50-летнюю историю деятельности МНГК на шельфе многих стран и регионов накоплены огромные массивы информации по результатам прямых полевых наблюдений за теми *реальными* экологическими изменениями, которые зафиксированы в море на разных этапах разведки, добычи и транспортировки углеводородов в море. Ниже рассмотрены наиболее надежные из этих материалов и даны оценки экологических эффектов и последствий деятельности в рамках МНГК опираясь на изложенную в предыдущей главе методологию оценок.

2.1. МОРСКИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ЗОНЫ И РАЙОНИРОВАНИЕ ШЕЛЬФА

Экологические последствия любой деятельности человека на шельфе зависят прежде всего от природных условий тех участков обширной шельфовой зоны, где эта деятельность происходит (глубина, течения, грунты, состав и распределение биоты и т.д.). Напомним, что морской шельф (материковая отмель, континентальный шельф) представляет собой подводное продолжение прибрежных участков суши, т.е. является выровненной частью подводной окраины материков, которая примыкает к суше и характеризуется общим с ней геологическим строением. Шельфовая зона ограничена с одной стороны береговой линией, а с другой — резким перегибом (бровкой) поверхности морского дна в области перехода к материковому склону (рис. 2.1). Глубина водной толщи над этим перегибом составляет 100–200 м, а в некоторых районах, например в южной части Охотского

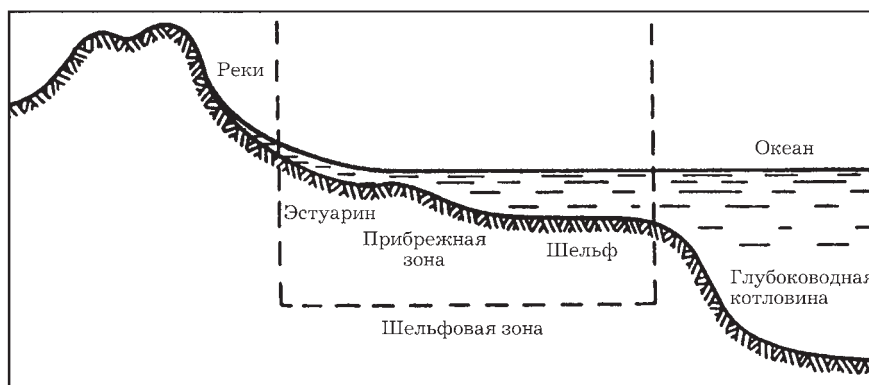


Рис. 2.1. Общая структура и рельеф континентального шельфа

моря, она достигает более 500 м. Площадь континентального шельфа всех морей и океанов оценивается в 37 млн км² (7 % общей площади Мирового океана), из них около 7 млн км² приходится на шельфы российских морей [Айбулатов, 2005].

По признаку распределения жизни в океане принято выделять следующие основные типы морских экосистем [Одум, 1986]:

- открытый океан (пелагическая экосистема);
- воды континентального шельфа (прибрежная экосистема);
- эстуарии (устья и дельты рек, мелководные заливы, лагуны, бухты и т.д.);
- районы апвеллинга (продуктивные районы с интенсивным подъемом глубинных вод, богатых биогенными элементами).

При всей размытости и изменчивости географических границ этих экосистем в различных регионах, подобные классификации абсолютно необходимы как для объективных оценок последствий всех видов морской деятельности (включая МНГК), так и для их экологического контроля и регламентации.

Для прибрежных экосистем характерно тесное взаимодействие пелагических и бентосных сообществ, тогда как по мере удаления от берегов эта связь ослабевает, происходит расхождение (дивергенция) этих сообществ, и в открытых водах (обычно на глубинах более 100 м) пелагические сообщества существуют независимо от бентосных форм жизни в море.

Особого внимания заслуживает прибрежная полоса, которая отличается наиболее высокой биопродуктивностью, биоразнообразием и повышенной чувствительностью к природным и техногенным воздействиям. В пределах этой пограничной области принято выделять несколько характерных экологических зон при движении от берега в сторону моря.

Зона заплеска. Эта своеобразная зона биотопов (местообитаний) на границе моря и суши, расположенных выше уровня максимального прилива. При сильных ветровых нагонах и штормах эта зона может эпизодически покрываться водой, но ее постоянное увлажнение происходит в основном за счет заплеска волн во время прилива. Морские обитатели супралиторали амфиби-

онтны, а наземные — влаго- и солелюбивы. Количество видов животных в таких зонах обычно невелико, зато их численность может быть очень высокой. Особенно четко супралитораль выражена в умеренных широтах и в неприливных морях.

Литораль. К литорали относится часть побережья, которая периодически заливается морской водой во время приливов и осушается во время отливов. Ширина литоральной зоны очень изменчива в зависимости от амплитуды приливно-отливных колебаний уровня воды и величины уклона берега и прилегающего дна. В морях boreальной области литораль отличается высокой биопродуктивностью и обилием донной биоты, тогда как в Арктике и Субарктике население этой зоны крайне обеднено из-за губительного действия льдов и низких температур в зимнее время.

Сублитораль. Эта зона примыкает к нижней границе литорали и простирается до края шельфа на глубинах до 100–200 м. Ширина сублиторали может колебаться от нескольких километров до сотен километров, как это имеет место, например, в Баренцевом море. Эта зона, занимающая около 8 % площади Мирового океана, отличается высокой биопродуктивностью. Здесь сосредоточены основные запасы промысловых видов рыб, беспозвоночных и водорослей и добывается около половины мирового улова. В структуре сублиторали выделяют две подзоны — верхнюю и нижнюю. Граница между ними обычно определяется глубиной проникновения солнечного света (обычно не более 100 м). Верхняя сублитораль, где освещенность достаточно велика, может быть областью массового развития и скопления водорослей, играющих важную роль в энергетическом балансе и круговороте органического вещества в прибрежной зоне океана.

В неприливных морях (Балтийское, Азовское, Черное и др.) сильные ветры, сгонно-нагонные явления, штормовые волны, изменения атмосферного давления и внутренние волны вызывают значительные отклонения уровня воды от среднего положения. Область побережья, в пределах которой наблюдаются эти изменения в неприливных морях, можно считать в первом приближении аналогом литорали (псевдолитораль, осушенная зона). Биота арктических и субарктических морей в таких местах обычно подавлена из-за стрессового воздействия низких температур и ледового покрова в зимнее время.

На основе изложенного и с учетом специфики и задач данной работы мы будем различать следующие экологические зоны и акватории:

Пелагиаль — открытые морские акватории в пределах шельфа и за его пределами, которые расположены на достаточно большом расстоянии от берега (обычно десятки километров и более) и не подвержены прямому влиянию терригенного (в т.ч. речного) стока. Содержание sestона (минеральная взвесь и планктон) в поверхностных водах относительно мало (обычно менее 10 мг/л) и не зависит от степени перемешивания водных масс. Сообщества водной толщи пелагиали (планктон, нектон) отличаются низкой продуктивностью и биомассой (за исключением районов апвеллинга) и обычно не имеют трофической связи с донными сообществами.

Морская прибрежная зона (прибрежные воды) — относительно мелководные акватории (с глубинами до 50–100 м), прилегающие к побережью и подвер-

женные заметно влиянию терригенного и речного стока. Содержание сестона в воде меняется в широких пределах (до 100 мг/л) и зависит от динамики прибрежных вод. Популяции планктона, нектона и бентоса находятся в тесной взаимосвязи и образуют многокомпонентные прибрежные сообщества и комплексы. Эта зона включает в себя верхнюю сублитораль и отличается более сложным и изменчивым биоокеанографическим режимом по сравнению с удаленной от берега пелагиалью. В пределах прибрежной зоны следует различать *мелководную область* глубиной до 10 м, которая отличается повышенной биомассой и продуктивностью донных сообществ и повышенным риском поражения при большинстве работ и операций в рамках МНГК.

Морское побережье (береговая зона) — пограничная полоса между сушей и морем, расположенная по обе стороны от береговой линии и подверженная прямому воздействию штормовой, прибойной и приливной активности моря. Включает в себя подводный береговой склон, литораль и сублитораль (зона заплеска волн). Для этой области характерна наиболее высокая пространственно-временная изменчивость всех биотических и абиотических параметров (суточных, сезонных, годовых, климатических) и факторов среды (температура, соленость, кислород, биогены и др.). В морях неприливногo типа побережье охватывает прилегающее к морю мелководье с глубинами несколько метров и часть берега, ограниченного дальностью выноса прибойных и штормовых волн (обычно до 10–20 м от линии уреза воды).

Некоторые авторы [Израэль, Цыбань, 1989; Немировская, 2004] выделяют контактную зону «суша–море» без четкого определения ее границ. Иногда эти границы обозначаются как «пределы береговой полосы, ограниченной дальностью проникновения штормовых волн на сушу, и прибрежной акватории от уреза воды до глубин 1,5–2 м» [Миронов, 2001]. Такое определение практически совпадает с изложенной выше трактовкой понятия «побережье» для неприливных морей. В данном случае оно вполне оправдано, поскольку при этом учитывается дальность волнового (нагонного) выноса на берег нефти и других загрязнений и их обратный снос в море во время сильного волнения и штормов. Необходимость выделения этой зоны определяется также своеобразием условий обитания здесь гидробионтов и повышенной антропогенной нагрузкой на побережье.

2.2. ОЦЕНКА ЭФФЕКТОВ И ПОСЛЕДСТВИЙ НА ОСНОВНЫХ ЭТАПАХ РАБОТ

Освоение углеводородных месторождений в море, как показано в т. 1 (см. гл. 1 и 2), включает в себя широкий набор самых разных видов работ и операций и сопутствующих им факторов воздействия на природную среду. Ясно, что объективная оценка, прогноз и регламентация экологических последствий этой многоплановой деятельности должны опираться на анализ эффектов и последствий, реально зарегистрированных *в природных условиях* на каждом из основных этапов такого рода деятельности. Именно об этом пойдет речь в данном разделе.

2.2.1. Сейсморазведка

Природные и антропогенные звуки в море. Результаты систематических наблюдений показывают, что примерно с середины прошлого века во многих морских регионах происходит заметное (до 10 раз) повышение среднего уровня антропогенных подводных звуков [Andrew et al., 2002; IFAW, 2008]. Есть основания полагать, что это нарастание «акустического загрязнения» моря связано в значительной мере с работами и операциями в рамках МНГК, в первую очередь с низкочастотными акустическими воздействиями при сейсморазведке, которая выполняется сейчас на шельфах практически всех морских стран. О масштабе сейсморазведочных работ на региональном уровне можно судить, например, по данным на рис. 2.2 (вклейка), где показаны трассы сейсмических съемок в морях Западной Арктики. Особенно велика плотность таких съемок в Норвежском море, где они выполняются с середины 1990-х годов и где объемы акустического зондирования достигают сейчас 800 тыс. км в год [Dalen, 2007]. По некоторым оценкам [McCauley, 2000; Cummings, Brandon, 2004], в процессе четырехмесячной сейсмической съемки на акватории площадью около 5500 км² генерируются до 40 тыс. «выстрелов» пневмопушек, способных оказать то или иное вредное воздействие на морскую биоту.

Главная особенность подводных звуков состоит в их высокой скорости распространения (в 5 раз быстрее, чем в воздухе) и слабом затухании (в 700 раз медленнее, чем в воздухе). В результате генерируемые в толще морской воды звуковые волны (как прямые, так и отраженные от геологических структур на дне морей) могут распространяться на большие расстояния от источника их возникновения.

Природный звуковой фон в море за счет движения поверхностных вод и льдов, подводных землетрясений и других природных явлений оценивается величинами 80–120 дБ (относительно 1 мПа) при частотах 10–100 Гц. Примерно такие же частоты (5–100 Гц) характерны для звуковых импульсов при сейсморазведке. В то же время пиковый уровень звукового давления в непосредственной близости от источника сейсмосигналов (пневмопушки) в морской среде составляет обычно 220–270 дБ. При сейсмосъемках с высоким разрешением используют звуковые источники с частотами до 200 кГц. В последние десятилетия по мере расширения географии сейсморазведки и перехода к поисковым работам на больших глубинах наблюдается нарастание мощности пневмопушек [OSPAR, 2009].

Снижение интенсивности звуковых волн от пневмопушек до природного акустического фона в море происходит обычно на расстоянии в десятки и сотни километров от места проведения сейсморазведки. При этом высокочастотные звуки затухают быстрее по сравнению со звуковыми импульсами низкой частоты. Так, звук с частотой 100 кГц распространяется на расстояние не более нескольких километров, тогда как низкочастотные звуковые сигналы (менее 100 Гц) могут быть обнаружены на удалении в сотни километров от их источника. Известны сенсационные данные об обнаружении низкочастотных звуковых импульсов от сейсморазведки в Атлантическом океане на расстоянии более 3000 миль (!) от источника их генерирования [Nieukirk et al., 2004].

Отметим, что многие эксперты и международные организации рассматривают нарастание техногенного акустического фона в морской среде как одну из современных глобальных угроз для биоразнообразия и экологии океана [IFAW, 2008; IUCN, 2008; Weilgart, 2008; OSPAR, 2009; AMAP, 2010; CBD, 2012].

Пороговые уровни и эффекты. Общая схема зависимости биологических эффектов от звукового воздействия и расстояния от источника звука приведена на рис. 2.3. На рис. 2.4 показаны ориентировочные зоны воздействия сейсмических импульсов на основные группы морских организмов. Из этих и многих других опубликованных материалов [Richardson et al., 1995; Engas et al., 1996; Патин, 1997; Tscui, 1998; Johnstone, 1999; Векилов, Полонский, 2000; Саматов, Немчинова, 2000; NRC, 2003; Parson et al., 2003; Karlsen et al., 2004; Dalen, 2007; IUCN, 2008; OSPAR, 2009; Веденев, 2009] следует, что спектр последствий таких воздействий весьма широк и включает в себя:

- прямые физические поражения и гибель организмов в водной толще, особенно на ранних стадиях развития и вблизи от источника импульсов;
- нарушения жизненно важных органов и систем, особенно органов слуха и ориентации животных;
- изменения и нарушения поведенческих реакций организмов.

Характер и масштаб проявления этих эффектов зависят от многих обстоятельств, включая тип и мощность источников, параметры ударных волн (давление, частота), условия их распространения в водной среде (расстояние от источника, глубина моря), систематическая и видовая принадлежность организма, стадия его развития, подвижность и т.д. Многофакторность и динамичность подобных ситуаций крайне осложняют оценку и прогноз возможных последствий для отдельных видов и тем более популяций. Именно поэтому до сих пор отсутст-

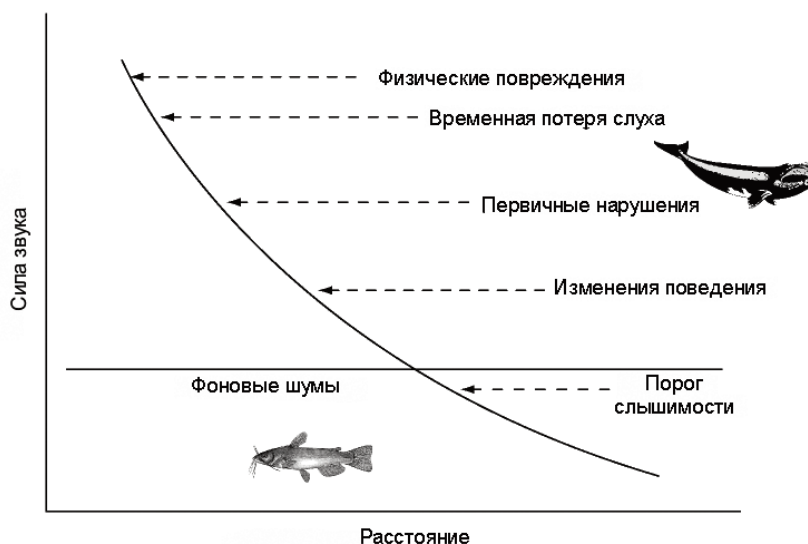


Рис. 2.3. Принципиальная схема зависимости биологических эффектов от силы звука и расстояния от его источника [ExxonMobil, 2010]

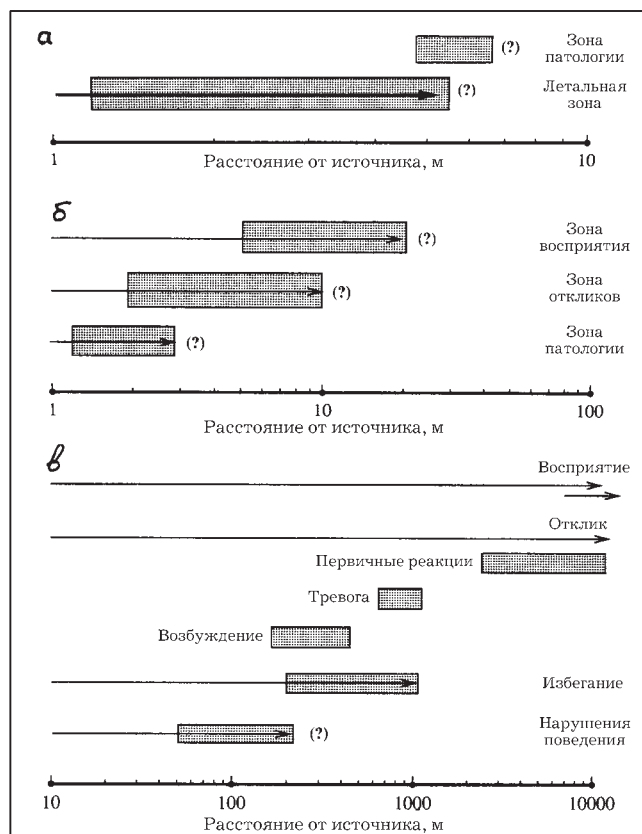


Рис. 2.4. Ориентировочные зоны воздействия пневмоизлучателей при сейсморазведке на разные группы морских организмов [McCauley, 1994]

вуют какие-либо общепринятые критерии для выделения безопасных (пороговых) уровней звукового давления для разных представителей морского населения. Одни авторы полагают, что прямые травмирующие эффекты физического характера для морских млекопитающих, рыб и птиц начинаются при пиковых величинах уровня звука выше 200 дБ (относительно 1 μ Па) [McCauley, 1994; Richardson et al., 1995]. Другие авторы предлагают в качестве стандартного безопасного уровня звука величину 180 дБ [AEI, 2009]. Для разных видов китообразных и ластоногих предложены пороговые величины в пределах от 120 до 190 дБ [OSPAR, 2009]. Известны попытки обоснования аналогичных критериев безопасности для морских рыб [Porrer et al., 2004]. Надо признать при этом, что обоснованность подобных показателей и возможность их практического использования для обеспечения безопасности морской биоты до сих пор вызывают серьезные сомнения. Это связано как с отсутствием надежных данных о биологическом действии антропогенных шумов на многие виды морских организмов, так и со слабой изученностью роли звуковых сигналов в жизни моря.

Воздействие на планктон. Наибольшему риску летальных и сублетальных поражений подвергаются малоподвижные виды, которые не способны уйти из зоны прямого воздействия сейсмических волн. К ним относятся зоопланктонные организмы, включая икру, личинки и молодь многих видов рыб (ихтиопланктон) и беспозвоночных. Гибель таких организмов (от 10 до 100 %) обычно происходит в пределах нескольких метров (иногда до 5 м) от источника ударных волн, тогда как поражения отдельных органов и тканей могут возникать и за пределами летальной зоны.

Исследования в Охотском море [Немчинова, Мухаметова, 2007] показали, что средняя степень поражения планктона в поверхностном слое от воздействия батареи пневмоисточников составила 12,8 %, тогда как гибель планктонной икры и личинок разных видов (особенно рыб) достигала 60–90 %.

О возможном масштабе подобных эффектов на популяционном уровне можно судить по результатам одной из работ на шельфе Норвегии [Saetre, Ona, 1996], где гибель личинок промысловых рыб в результате рядовой сейсмической съемки оценена в пределах 0,3–0,5 % от популяционной численности. Аналогичная оценка потерь (до 1 % от общей численности личинок рыб) приводится для условий атлантического шельфа Канады [Tscui, 1998]. При этом объем воды, в пределах которого могут возникать летальные эффекты за время одной сезонной сейсмосъемки, оценена величиной более 700 км³.

При оценках такого рода надо учитывать крайне высокую изменчивость видового состава, биомассы и численности зоопланктонных организмов, особенно ихтиопланктона. В зависимости от сезона, времени суток и океанологических условий эти величины могут колебаться в диапазоне нескольких порядков величин, что предопределяет неизбежные и широкие колебания показателей поражения организмов в планктоне в тех или иных конкретных ситуациях выполнения сейсморазведки в море. Очевидно, что наибольшие потери должны быть в периоды массового развития зоопланктона и в районах нереста пелагических рыб, когда плотность биомассы планктонных организмов (включая икру и личинки рыб) в толще воды может достигать предельных значений (до 1 г/л и выше). Именно поэтому в некоторых странах, например в Норвегии, таким акваториям придается статус «биологически значимых районов», где вводятся запреты на проведение сейсморазведочных работ в периоды массового нереста промысловых рыб [WWF-Norway, 2009; Olsen et al., 2010].

Воздействие на рыб. Морские рыбы могут получать физические повреждения от сейсмических импульсов на расстояниях до 100 м от пневмоизлучателей, хотя последствия таких прямых воздействий пока изучены довольно слабо. Известные работы в этой области относятся в основном к изучению воздействия сейсморазведки на рыб в садках, расположенных вблизи от источника пневмосигналов. В одной из таких работ [McCauley et al., 2003] показано, что при уровнях звуковых волн более 180 дБ (относительно 1 мПа) рыбы (*Pagrus auratus*) в садках вблизи от судна сейсморазведки получали серьезные повреждения слуховых органов за счет нарушения сенсорного эпителия. В зависимости от интенсивности и частоты акустического воздействия могут возникать также и другие нарушения в организме взрослых рыб, включая временный сдвиг порога слуха, изме-

нения вестибулярного аппарата и повреждения плавательного пузыря [Lincoln, 2002; Smith et al., 2004; Popper et al., 2005].

К числу особенно уязвимых к акустическому воздействию видов относятся рыбы из семейств сельдевых и лососевых. Известно, например, что атлантические и тихоокеанские лососи обладают чувствительным слухом не только в низкочастотном диапазоне звуков, но и в области инфразвуковых частот 10–35 Гц [Веденев, 2009]. Этот факт является крайне важным в данном случае, поскольку в спектрах звука от сейсморазведки и буровых работ всегда присутствуют мощные низкочастотные и инфразвуковые компоненты, которые лосось хорошо слышит.

Наиболее масштабные последствия сейсморазведки связаны с нарушениями поведенческих реакций стайных пелагических рыб, включая изменения направления движения, рассеяние рыбных косяков, реакции тревоги, нарушения нерестовых миграций и др. Такие эффекты многократно наблюдались на расстояниях до десяти и более километров от районов проведения сейсмических съемок [Skalski et al., 1992; Engas et al., 1993; Lokkeborg, Soldal, 1993; Swan et al., 1994; Engas et al., 1996; NOAA, 2000; Karlsen et al., 2004; Веденев, 2009].

Биоакустическая коммуникация рыб происходит в широком диапазоне частот — от 10 Гц до 10 кГц. В низкочастотном диапазоне рыбы воспринимают звуковые сигналы боковой линией, а высокочастотные звуки — слуховым органом, причем абсолютная дальность восприятия рыбами собственных звуковых сигналов достигает 300 м [Протасов, 1973]. При постороннем звуковом давлении в пределах 130–180 дБ многие виды рыб начинают проявлять реакции избегания, а затем испуга и бегства от источника звука [Муравейко и др., 1994; Popper, Carlson, 1998; Karlsen et al., 2004]. Известны парадоксальные, на первый взгляд, ситуации, когда при сейсморазведке в мелководных районах косяки рыб не уходили от источника звука. Это связано с тем, что из-за множества отражений от поверхности дна и интерференции прямых и отраженных сигналов на мелководье рыбы не могли определить направление на источник звука и потому оставались под акустическим воздействием продолжительное время [Веденев, 2009].

Главный и до сих пор дискуссионный вопрос в данной области связан с воздействием сейсморазведки на рыбные ресурсы и рыболовство. Есть основания полагать, что длительные и масштабные сейсмические съемки способны нарушать пути миграции пелагических рыб, рассеивать их нерестовые скопления и таким образом вызывать популяционные поведенческие реакции, которые негативно сказываются как на состоянии запасов рыб, так и на эффективности рыбного промысла в районах проведения сейсморазведки. Мы вернемся к этому вопросу в главе 4.

Воздействие на млекопитающих. По сравнению с рыбами, морские млекопитающие (особенно китообразные) более чувствительны к звуковым воздействиям и могут реагировать на них на расстоянии более 100 км от источников ударных звуковых волн. В отличие от наземных животных, морские млекопитающие используют в качестве основного средства восприятия окружающего мира не зрение, а слух. С его помощью они обнаруживают свои жертвы, избегают хищников и общаются между собой на больших расстояниях. Отсюда очевидно, что генерация в толще воды мощных звуковых импульсов при сейсмо-

разведке неизбежно будет влиять на поведение и коммуникацию морских млекопитающих.

Этой теме посвящена довольно обширная научная литература, включая обзорные публикации [Gordon et al., 1998; NRC, 2003; Scott, 2004; IWC, 2006; Nowacek et al., 2007; IFAW, 2008; OSPAR, 2009; AMAP, 2010; Cucknell et al., 2015]. Обобщенная модель воздействия сейсмических волн на морских млекопитающих предусматривает выделение четырех зон проявления биологических эффектов и реакций по мере приближения к источнику звуковых волн [Richardson et al., 1995]:

- зона слышимости, в пределах которой внешний звук превышает слуховой порог и обнаруживается животным на природном шумовом фоне;
- зона первичного реагирования, в пределах которой начинаются поведенческие реакции;
- зона маскирующих помех, в пределах которой антропогенный звук может маскировать биологически значимые сигналы;
- зона повреждений, в пределах которой возможны нарушения слуха, повреждения отдельных органов и другие патологические изменения.

До сих пор отсутствуют надежные доказательства каких-либо летальных воздействий сейсморазведки на китов и других крупных морских животных. Известны несколько эпизодов выброса погибших китов и гигантских кальмаров на берег (например, в районе Багамских островов), совпадающих по времени и месту с проведением сейсмических съемок, однако убедительных доказательств причинно-следственной связи таких событий до сих пор нет [OSPAR, 2009].

По некоторым оценкам, минимальный звуковой порог, превышение которого может оказывать вредное воздействие на популяции морских млекопитающих, соответствует интенсивности звука около 120 дБ [Whitehead, 2001]. Известны и другие оценки такого рода, причем к наиболее чувствительным видам обычно относят усатых китов, использующих для коммуникации звуки относительно низких частот [NOAA, 2000; OSPAR, 2009].

Серьезная ситуация сложилась в 1990-е годы и сохраняется до сих пор на северо-восточном шельфе Сахалина, где ведутся масштабные сейсмические съемки и где нагуливается малочисленная охотско-корейская популяция серых китов, занесенная в Красную книгу России и Список угрожаемых видов животных МСОП (IUCN). Прямые наблюдения показали, что во время сейсморазведки нарушается поведение китов при добыче пищи на дне и ухудшается режим их питания либо киты могут покидать место нагула и возвращаться туда спустя несколько дней после прекращения сейсмических съемок [Weller et al., 2006; IFAW, 2008]. Ситуация осложняется тем, что в этом же районе ведутся и другие работы по освоению нефтегазовых ресурсов Сахалина (установка платформ, бурение скважин и др.), что может усиливать негативные последствия сейсмических съемок и приводить к эффектам кумулятивного характера.

С целью защиты морских млекопитающих (а также рыб и других представителей морской биоты) от сейсмических воздействий в некоторых странах устанавливают пространственные, технические и временные ограничения на проведе-

ние сейсморазведки [Scott, 2005; Weir, Dolman, 2007; Olsen et al., 2010; CBD, 2012; Cucknell et al., 2015]. Это достигается обычно набором мер, включая:

- введение зон безопасности для млекопитающих в пределах от 0,5 до 3 км от источника сейсмического воздействия;
- использование процедуры «мягкого» начала сейсморазведки, при котором млекопитающие и рыбы могут уйти из зоны возможных вредных воздействий;
- запреты на сейсмические съемки в периоды массового нереста рыб.

При обосновании критериев для такого рода ограничений учитывают как мощность пневмоисточников, так и чувствительность разных видов к акустическому воздействию. При этом стоит отметить еще раз слабую изученность многих вопросов, связанных с биологическими последствиями сейсморазведки и других источников техногенных шумов в морской среде (судоходство, строительство платформ, укладка трубопроводов и др.). Это относится, в частности, к возможности долговременных и кумулятивных эффектов в районах интенсивной разработки углеводородных месторождений на шельфе многих стран.

С учетом принятых критериев (см. гл. 1) и на основе имеющейся сейчас информации вредные последствия от сейсморазведки на шельфе можно оценить как *умеренные и обратимые*, а масштаб воздействий — как *местный (субрегиональный) и временный*.

2.2.2. Бурение скважин

Бурение разведочных и промысловых скважин и удаление в море отходов буровых работ относятся к числу наиболее распространенных видов деятельности в рамках МНГК. Ежегодные объемы таких работ в ряде регионов оцениваются сотнями пробуренных скважин и сотнями тысяч тонн сброса буровых отходов. К этому надо добавить нарушения морской среды, которые возникают при «бурении под направление», т.е. при проходке верхних горизонтов грунта по открытому циклу с использованием только морской воды. При этом, как показали результаты мониторинга последствий разведочного бурения в Обской губе, происходит довольно обширный разнос и переотложение выбуренных осадков в районе буровых работ [Сочнев и др., 2012].

К буровым отходам относятся отработанные буровые растворы и сопутствующие им остатки выбуренной породы, т.е. шламы. Их состав, свойства, а также условия и масштабы удаления в морскую среду были рассмотрены в т. 1 (см. гл. 2 и 3). Напомним, что в конце прошлого века в большинстве стран был введен запрет на сброс в море буровых растворов на нефтяной основе (БРНО) и сопутствующих шламов. Произошел повсеместный переход к новым технологиям бурения скважин с использованием слабо токсичных буровых растворов на водной и синтетической основе (БРВО и БРСО). В дальнейшем речь будет идти в основном о последствиях удаления в море именно таких отходов. Напомним также, что в некоторых странах (например, в России) был введен полный запрет на сброс с морских платформ любых промышленных отходов («нулевой сброс»). Однако

в большинстве стран и регионов практика удаления в морскую среду БРВО продолжается, а объемы такого сброса на региональном уровне могут исчисляться сотнями тысяч тонн в год. Что касается БРСО, то они обычно включены в схемы замкнутой рециркуляции на платформах, и в море могут удаляться при определенных условиях лишь очищенные шламы [IAOGP, 2003]. Схематическое отображение происходящих при этом процессов дано на рис. 2.5.

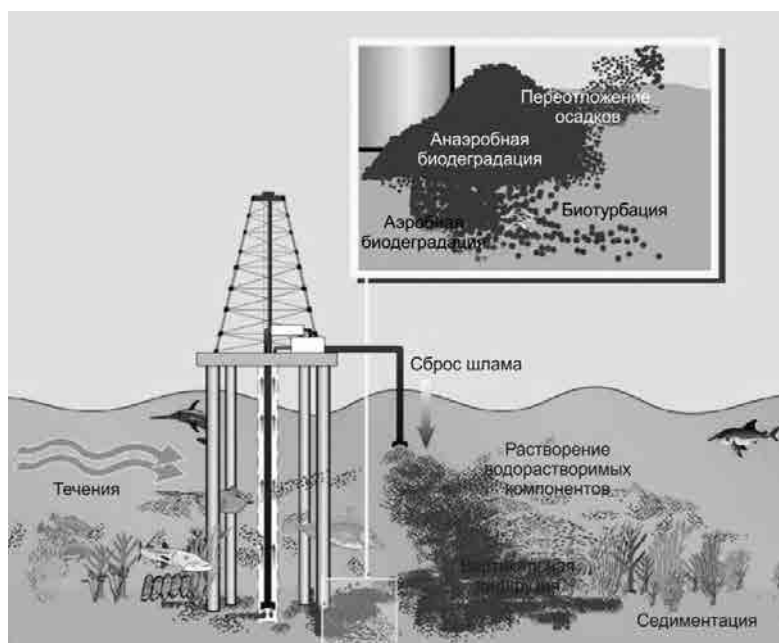


Рис. 2.5. Поведение сбрасываемых в море буровых отходов [IAOGP, 2008]

Эффекты и последствия в водной толще. О динамике сброса БРВО и сопутствующих им шламов при бурении одиночных разведочных скважин можно судить по данным на рис. 2.6. Для этой динамики характерны:

- несколько пиковых (высокоинтенсивных) сбросов с объемами до 200 м³ при замене рецептуры растворов и при завершении скважины;
- частые сбросы растворов с низкой интенсивностью (объемы обычно ниже 20–30 м³/сут);
- регулярные, постепенно спадающие (по мере углубления скважины) от 20–40 м³ до нескольких кубометров ежесуточные сбросы шлама.

Экологические последствия таких сбросов связаны прежде всего с возникновением зон (шлейфов) мутности и повышением концентрации минеральной взвеси в толще воды.

Скорость осаждения взвешенных частиц определяется в основном их размерами, что проиллюстрировано данными на рис. 2.7 и 2.8. Из этих данных видно, что наиболее крупные частицы (размерами более 0,1 мм) и наибольшие скорости

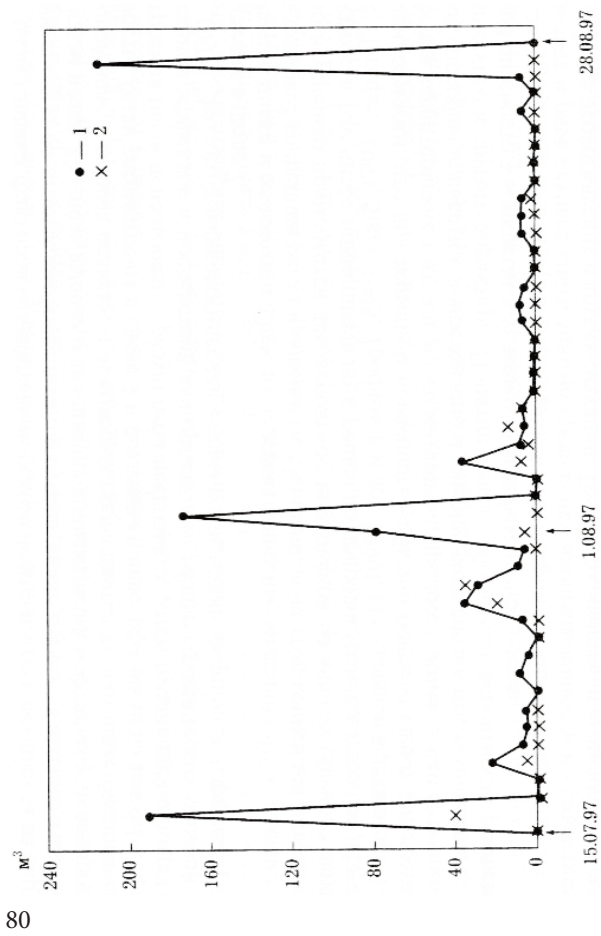


Рис. 2.6. Динамика сбросов отработанных буровых растворов (1) и шламов (2) при бурении разведочной скважины Даги-6 на северо-восточном шельфе Сахалина в июне–июле 1997 г. [Проект «Сахалин 1», 1998]: суммарные объемы сброса растворов и шламов — 909 м³ и 215 м³ соответственно

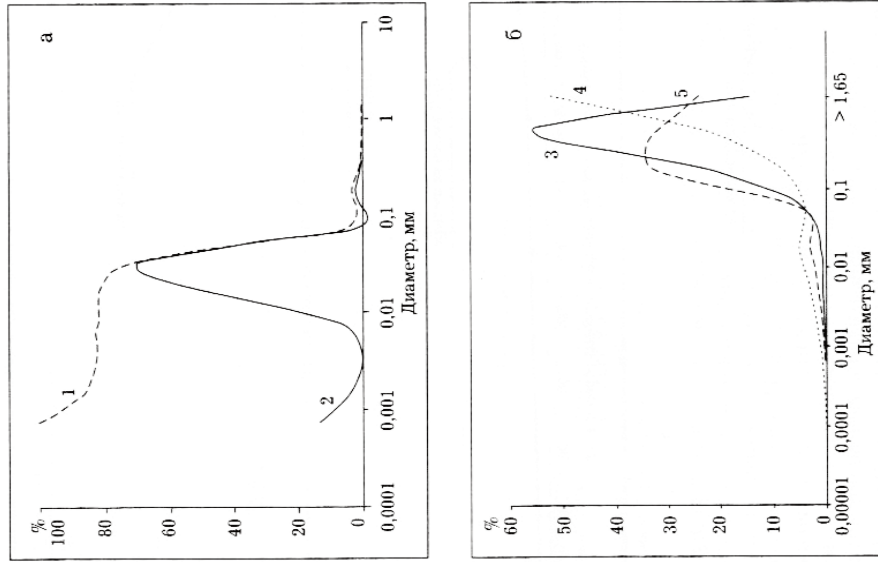


Рис. 2.7. Гранулометрический состав (%) твердой фазы бурового раствора (а) и шлама (б) по интервалам бурения разведочной скважины в Сахалинском заливе [СМНГ-Шельф, 1999]: 1 — кумулятивная кривая; 2 — кривая распределения; 3 — бурение верхних горизонтов (кондуктор); 4 — бурение промежуточных горизонтов; 5 — бурение нижних (эксплуатационных) горизонтов

осаждения (от 3 до 30 см/с) характерны для шламов, тогда как тонкие (пелитовые) фракции буровых растворов с размерами в пределах 0,01–0,1 мм оседают значительно медленнее и могут разноситься на большие расстояния от места сброса. Суммарный эффект резкого снижения объема и площади шлейфа замутнения в зависимости от концентрации взвеси в воде показан на рис. 2.9 для ситуации буровых работ в Сахалинском заливе.

Приведенные выше данные подтверждаются результатами аналогичных полевых наблюдений и модельных оценок во многих морских регионах [Swan et al., 1994; Melton et al., 2000; Neff et al., 2000; IAOGP, 2003; OSPAR, 2010; Maersk Oil, 2012; RCN, 2012].

Все известные материалы такого рода дают основание для вывода о резкой градиентности и высокой динамичности распределения буровых отходов при их сбросе в поверхностный слой активного перемешивания в море. В первом приближении можно считать, что в пределах до 10 м от платформы происходит быстрое (в течение нескольких минут) разбавление таких сбросов до 100 раз, а через 10 мин после сброса шлейф взвеси переносится на расстояние до 100 м от платформы и разбавляется до 1000 и более раз.

Как отмечено выше (см. гл. 1, разд. 1.2.3), для целей ОВОС в таких ситуациях целесообразно использовать эколого-токсикологический подход. Основная идея такого подхода сводится к построению шкалы концентраций (разбавлений) удаляемых в море отходов, при которых могут возникать те или иные биологические реакции, с выделением характерных зон проявления возможных эффектов — от острого (летального) поражения организмов до практического отсутствия каких-либо стрессов и нарушений. Три зоны такого рода были показаны на рис. 2.10, а более подробное описание возможных биологических последствий в каждой из этих зон дано в табл. 2.1.

Фитопланктон. Реакции одноклеточных водорослей на загрязнение морской среды, в т.ч. на присутствие буровых отходов, проявляется обычно не в гибели клеток, а в изменении фотосинтетической активности. Из рассмотренных ранее токсикологических данных (см. т. 1, гл. 3) следует, что подавление на 50 % фотосинтеза морского фитопланктона происходит при концентрации БРВО 50–100 г/л за 96 ч экспонирования, причем в первые часы воздействия никаких реакций не наблюдается. Фактические концентрации в природных условиях, как следует из приведенных выше данных, будут на несколько порядков величин ниже.

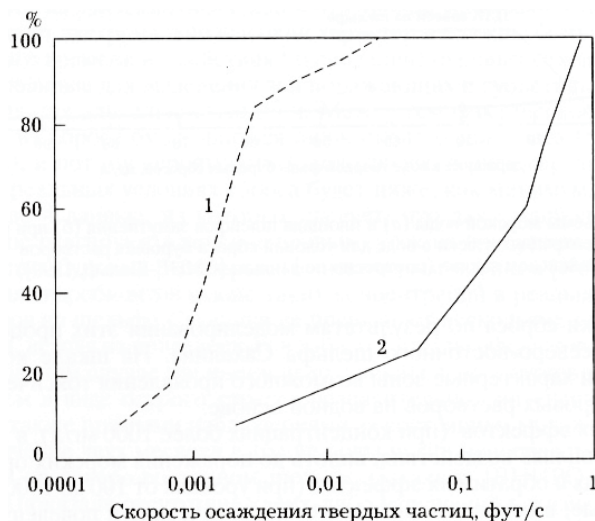


Рис. 2.8. Распределение скорости осаждения частиц бурового раствора (1) и шлама (2) в зависимости от их концентрации в сбрасываемых отходах [Проект «Сахалин 1», 1997]

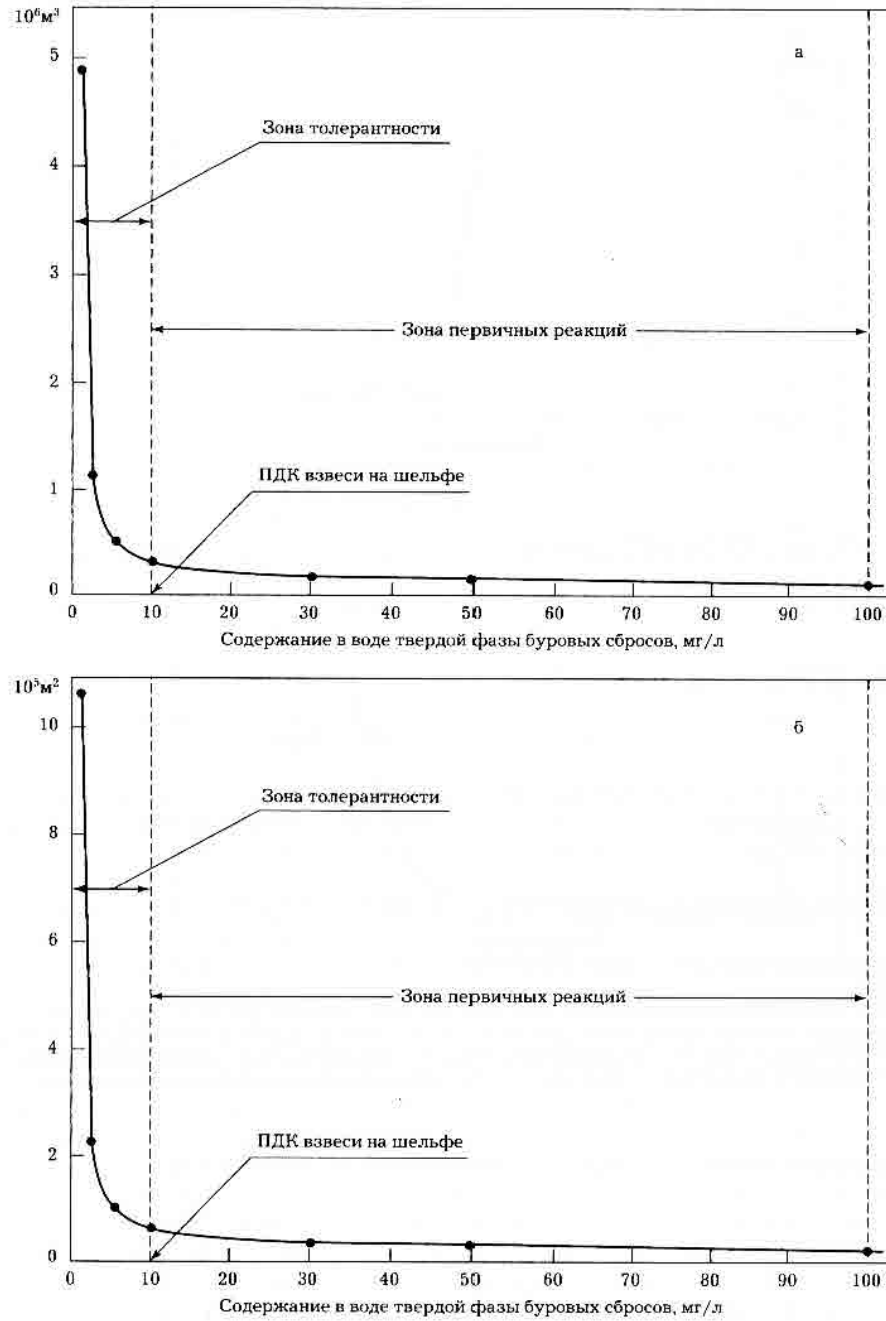


Рис. 2.9. Объемы морской воды (а) и площади шлейфов замутнения (б) при разных концентрациях взвеси в воде для условий сброса буровых растворов в Сахалинском заливе (построено по данным [СМНГ-Шельф, 1999])

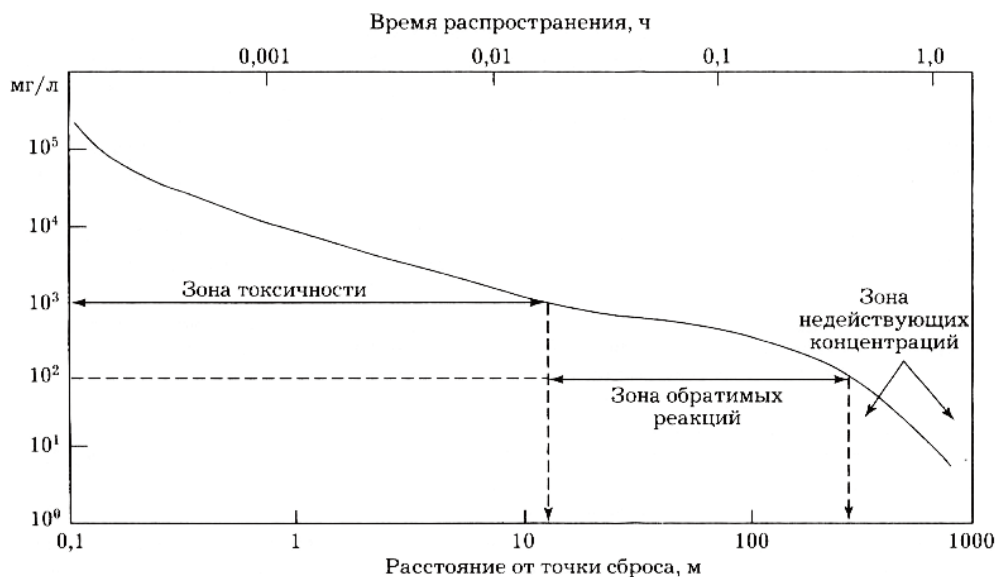


Рис. 2.10. Кривая разбавления и снижения токсичности буровых растворов на водной основе при залповых сбросах (объемом более 100 м³ в течение 1 ч для гидрологических условий на северо-восточном шельфе Сахалина: выделенные зоны проявления эффектов получены по результатам биотестирования за 48 ч отработанных буровых растворов и суспензий минеральной взвеси (описание зон см. табл. 2.1)

Таким образом, в зоне прямого воздействия при сбросах буровых отходов, если и будут возникать какие-либо нарушения в фитопланктоне, то они должны проявляться в форме кратковременного снижения первичной продукции (скорее всего, за счет ухудшения светового режима в зоне мутности воды) и быстрого (в течение часов) восстановления естественной нормы без каких-либо заметных структурных перестроек на популяционном уровне. Напомним, что благодаря высокой скорости размножения одноклеточных водорослей (до двух-трех делений клеток в сутки) они быстро наращивают свою биомассу и численность. Напомним также, что уровень первичного биопродуцирования, а также биомасса, численность и видовой состав фитопланктона в море могут меняться в десятки раз под влиянием чисто природных факторов в течение часов и суток.

Полевые наблюдения по программам мониторинга в 1996–1998 гг. в районах буровых работ на шельфе Сахалина [Mairs et al., 1997; Проект «Сахалин 1», 1998; СМНГ-Шельф, 1999; Ткалин и др., 1999] согласуются со сделанными выше выводами и оценками. Показатели состояния фитопланктона, а также гидрохимические параметры находились в пределах естественных сезонных и суточных колебаний. Обнаружить какие-либо различия этих показателей в пробах, отобранных в зоне прямого воздействия сбросов, по сравнению с контрольными точками не удалось, за исключением временного повышения содержания взвеси.

Зоопланктон. Зоопланктонные формы, в число которых входят личинки многих рыб и беспозвоночных, относятся к числу наиболее уязвимых к воздействию

Таблица 2.1

Характер и масштабы биологических последствий при разовых сбросах БРВО и шламов (более 100 м³/ч) в процессе бурения разведочных скважин на северо-восточном шельфе Сахалина в конце 1990-х годов

Параметры зон воздействия	Возможные нарушения и стрессы	Оценка риска
Зона прямого воздействия		
Расстояние от точки сброса до 10 м, уровень содержания буровых отходов более 10 ³ мг/л (разбавление до 10 ³), превышение ПДК до 10 и более раз, время существования зоны до 1 ч, время исчезновения — минуты после прекращения сброса	Первичные физиолого-биохимические, поведенческие и другие обратимые реакции в планктоне и нектоне; снижение интенсивности фотосинтеза; нарушения баланса продукции и деструкции органики	Степень воздействия при разовых сбросах слабая, возможны кратковременные нарушения обратимого характера, вероятность острой интоксикации при сбросе длительностью около 1 ч — менее 10 ⁻²
Зона фоновых стрессов		
Расстояние от точки сброса 10–200 м, уровень содержания буровых отходов в воде 10–10 ³ мг/л, (разбавление до 10 ⁵), превышение ПДК до нескольких раз, время существования зоны более 1 ч, время исчезновения — десятки минут после прекращения сброса	Физиологические, биохимические и другие первичные обратимые проявления стрессов на границе нормы природных колебаний	Воздействие при разовых сбросах незначительное, нарушения отсутствуют или неразличимы на фоне природной изменчивости, вероятность острой интоксикации менее 10 ⁻³
Зона толерантности		
Расстояние от точки сброса — более 200 м, уровень содержания буровых отходов — менее 10 мг/л (разбавление более 10 ⁵ раз), превышения ПДК отсутствуют или незначительны	Все регистрируемые показатели состояния организмов, популяций и сообществ находятся в пределах естественной нормы	Воздействия и эффекты практически отсутствуют, экологический риск близок к нулю

ям (в т.ч. к загрязнению) групп морских организмов. Вместе с тем при прогнозе возможных нарушений в зоопланктоне в реальных условиях выполнения буровых работ на шельфе необходимо учесть все те факторы и обстоятельства, о которых шла речь выше (кратковременность воздействия, высокая скорость разбавления сбросов и др.). Как и в случае с фитопланктоном, следует иметь в виду сильную природную изменчивость показателей состояния зоопланктона, а также их способность быстро восстанавливать оптимальную биомассу и численность после снятия того или иного стрессового воздействия.

С учетом всех этих обстоятельств надо полагать, что в зоне прямого воздействия залповых сбросов буровых отходов (с интенсивностью более 100 м³/ч) на расстояниях до 10 м от точки сброса возможны не только первичные реакции, но и сублетальные эффекты для некоторых организмов зоопланктона. Однако все эти последствия будут проявляться только на организменном уровне и быстро

компенсироваться на уровне популяций и сообществ. Наблюдения в районах буровых работ по проекту «Сахалин 1» в 1996–1997 гг. [Путов и др., 1997; Mairs et al., 1997] показали высокую природную изменчивость параметров зоопланктона (например, изменение биомассы и численности в течение суток на порядок и более) и невозможность обнаружить какие-либо нарушения даже в непосредственной близости — до 10 м от точки сброса. Один из примеров такого рода по результатам наблюдений на шельфе Сахалина показан на рис. 2.11.

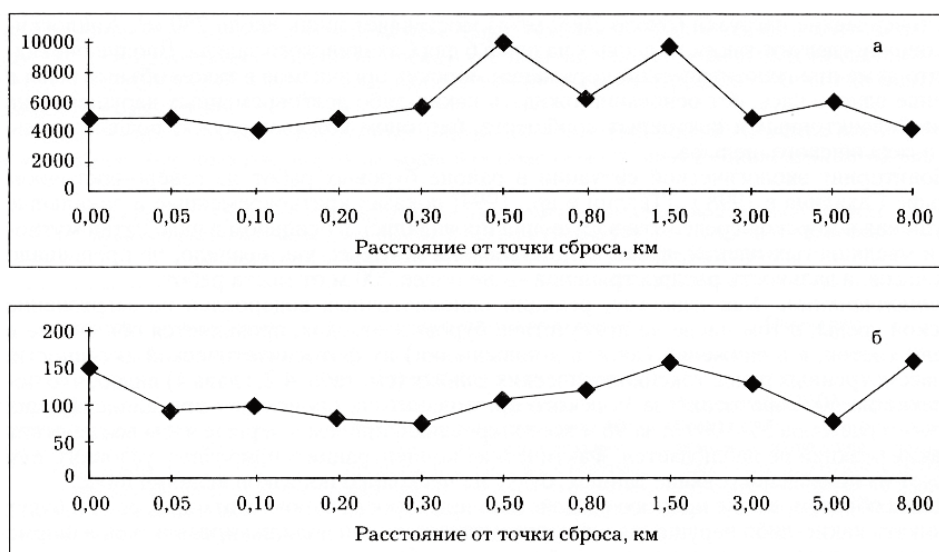


Рис. 2.11. Изменение показателей состояния зоопланктона в зависимости от расстояния от точки сброса отходов при бурении разведочной скважины на месторождении Аркутун-Даги (сентябрь–октябрь 1996 г.) на северо-восточном шельфе Сахалина [СМНГ-Шельф, 1997]:
а — численность (экз/м³); *б* — биомасса (мг/м³)

Рыбы и млекопитающие. Рассмотренные ранее (см. т. 1, гл. 3) материалы о токсических свойствах буровых отходов и их поведении в морской среде практически исключают прямые поражающие, тем более летальные, воздействия на фауну пелагических рыб и млекопитающих в зоне удаления таких отходов в открытом море. Какие-либо популяционные нарушения этой фауны не были отмечены ни в одной из известных работ, за исключением поведенческих реакций некоторых видов рыб в зонах повышенной мутности воды в районах буровых работ [Swan et al., 1994].

Таким образом, есть основания утверждать, что при сбросах в открытое море БРВО мы имеем дело с *локальным, кратковременным и обратимым* воздействием в виде острого стресса низкой интенсивности. Этот вывод был подкреплён также прямыми наблюдениями за состоянием мидий и макрофитов, экспонируемых в течение двух месяцев в толще воды *in situ* непосредственно в зоне сброса буровых отходов на северо-восточном шельфе Сахалина [ВНИРО, 1998]. Результаты этих наблюдений показали отсутствие каких-либо нарушений в жизнедеятельности

тельности тест-организмов. Не было обнаружено также какого-либо избыточного (по сравнению с фоном) накопления в них тяжелых металлов и нефтяных углеводородов. Мониторинг экологической ситуации в районе буровых работ на северо-восточном шельфе Сахалина в 1998 г. [Ткалин и др., 1999] показал кратковременные и локальные нарушения в морской среде. Эти нарушения проявлялись в основном в виде пятен мутности, время существования которых как правило не превышало двух часов, а дальность распространения — не более нескольких сотен метров от места работ.

Подчеркнем еще раз, что аналогичные результаты и выводы приводятся практически во всех известных публикациях на эту тему. Среди них стоит отметить обстоятельное эколого-токсикологическое обследование более 10 тыс. образцов БРВО, разрешенных для сброса в Мексиканский залив [Melton et al., 2000]. Практически все они соответствовали принятому в США стандарту токсичности (LC_{50} более 30 г/кг по взвешенному веществу за 96 ч), а время пребывания сброшенных отходов в зоне повышенных концентраций, где возможны первичные (обратимые) эффекты, обычно не превышало 30 с.

Эффекты и последствия на дне. Описанные выше события в толще воды отражаются в конечном счете на экологии донных осадков и бентоса. Простые расчеты и многочисленные результаты полевых наблюдений показывают, что при сбросах в открытое море около 90 % твердой фазы БРВО и особенно шламов оседает на дно в непосредственной близости от места сброса. При длительных сбросах нарушается морфология и состав донных осадков и происходит постепенный разнос осевших частиц на расстояния до нескольких сотен метров по направлению преобладающих течений.

Эти процессы и ситуации проиллюстрированы расчетными данными компьютерного моделирования на рис. 2.12. Из приведенных и других аналогичных данных, полученных на шельфе Сахалина [Кочергин, 1997; Проект «Сахалин 1», 1999], следует, что основная масса наиболее крупных частиц оседает на расстояниях до 10–20 м от точки сброса, образуя компактное поднятие, высота которого меняется от 10 до 100 см в зависимости от гидрологических и литологических условий. Участки дна с толщиной слоя сброшенных осадков более 1 см простираются не далее 50 м от источника. Эта картина была подтверждена подводными видеосъемками и фотографированием морского дна, которые показали быстрое размывание и разнос сбрасываемых шламов вдоль оси придонного течения. На расстоянии нескольких метров от точки сброса топография морского дна практически не отличалась от соседних ненарушенных участков [Кочергин, 1997]. Аналогичные данные для других регионов приводятся во многих других публикациях.

Что касается дисперсности частиц донных отложений в зоне сброса, то, как показали полевые исследования [Проект «Сахалин 1», 1997], она также не претерпевает особых изменений до и после буровых работ. То же самое относится и к химическому составу донных осадков, который, судя по данным мониторинговых наблюдений на шельфе Сахалина, как правило, колебался в пределах естественного геохимического фона. В некоторых работах [Ткалин и др., 1999; Кочергин и др., 2000] отмечено локальное повышение доли мелких частиц и концентрации некоторых металлов (особенно бария) в донных осадках в районе сброса

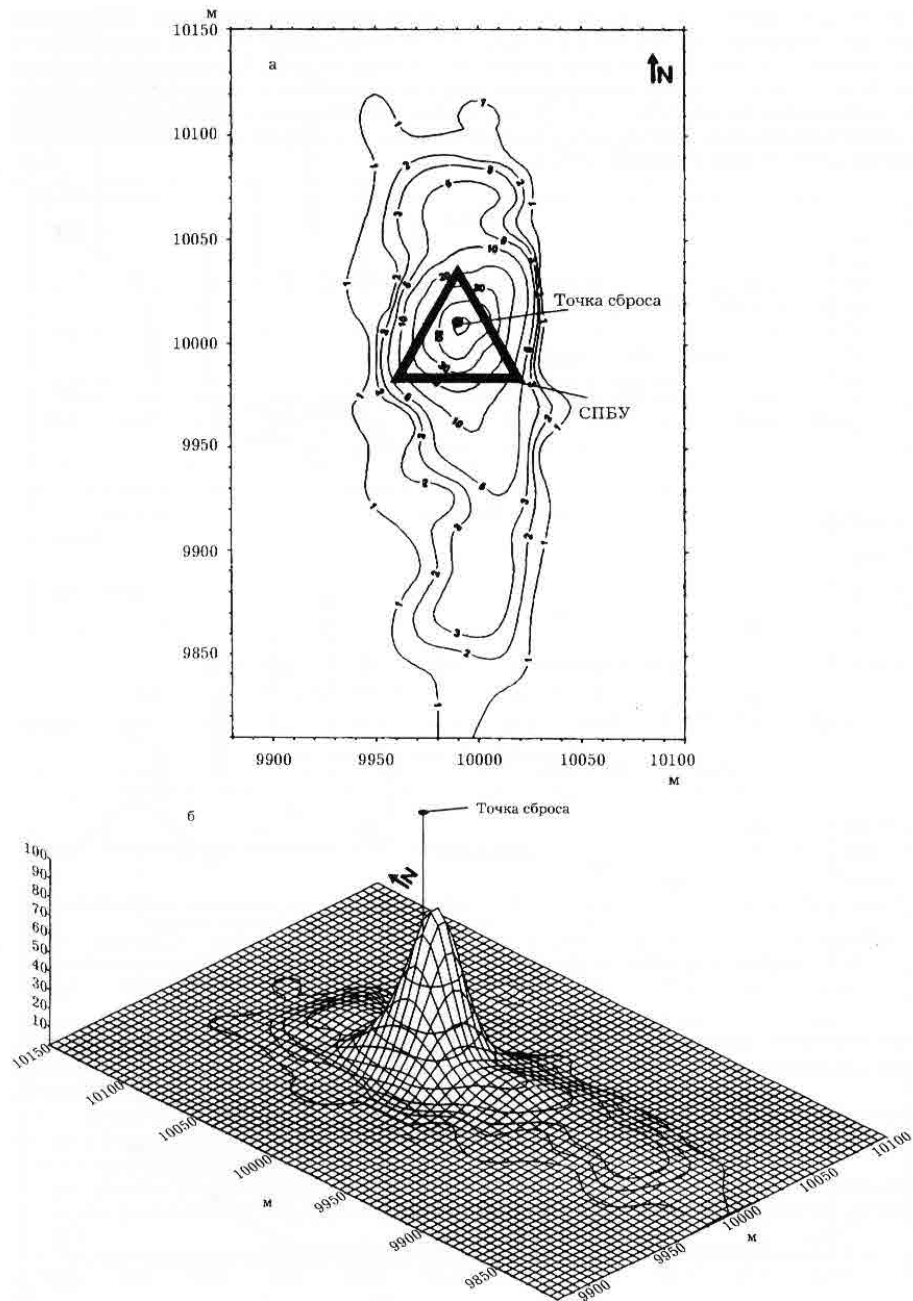


Рис. 2.12. Распределение осадков твердой фазы буровых отходов на морском дне после бурения типовой разведочной скважин на северо-восточном шельфе Сахалина [Кочергин и др., 2000] по результатам компьютерного моделирования: *a* — изолинии накопления осадков на дне (от 1 до 100 мм); *б* — профиль рельефа при толщине осадка в точке сброса около 7 см

буровых отходов. Однако даже максимальные из этих концентраций были существенно ниже уровней, при которых возможны вредные эффекты.

Результаты многолетнего экологического мониторинга в районах сброса БРВО на шельфе Норвегии показали, что биологические нарушения в море возникают в основном за счет физического стресса от осевших на дно частиц твердой фазы буровых растворов, а также в результате снижения содержания кислорода в донных осадках [RCN, 2012; Bakker et al., 2013]. При сбросе шламов от БРВО зона первичных биологических эффектов в толще воды может распространяться до 1–2 км, тогда как воздействие на бентос проявляется при толщине слоя осевшего шлама более 1 см и ограничено в пределах до 250 м от места сброса [Trannum et al., 2011].

Сказанное выше относительно поведения в море и седиментации твердой фазы БРВО относится в значительной мере к БРСО и сопутствующим им шламам. В то же время частицы шлама, пропитанные органической фазой БРСО, тяготеют к слипанию и агрегированию. Это приводит к более быстрому выведению на дно таких агрегатов и образованию рядом с платформами более компактных и утолщенных скоплений буровых отходов по сравнению с аналогичной картиной для БРВО [Neff et al., 2000; IAOGP, 2003]. Кроме того для таких ситуаций характерно крайне неравномерное (мозаичное) распределение на дне сброшенных буровых шламов. При прочих равных условиях, чем сильнее течение и чем больше глубина воды в районе сброса, тем обширнее поле разноса шламов и тем меньше толщина их скоплений на дне.

С эколого-токсикологических позиций сброс в море и накопление в донных осадках твердых фракций буровых отходов могут вызывать следующие эффекты и нарушения в бентосных сообществах:

- физическое воздействие на бентосные организмы и изменение условий их существования (захоронение под слоем оседающей взвеси, ухудшение кислородного режима и др.);
- повышение мутности воды и нарушение жизнедеятельности организмов-фильтраторов;
- перестройки видовой структуры донных сообществ при хроническом загрязнении осадков и других изменениях в биотопе бентоса.

Не вдаваясь в анализ механизмов этих воздействий и опираясь только на приведенные выше материалы об объемах сбросов, их составе и распределении на дне, можно утверждать, что нарушения в бентосе будут носить *локальный, кратковременный* и *обратимый* характер. Что касается поражающего действия взвеси в придонном слое воды, то оно проявляется при концентрациях более 1000 мг/л (см. т. 1, гл. 6). Из приведенных выше данных следует, что такие условия в придонном слое воды могут возникать лишь в непосредственной близости (до 10–20 м) от точки сброса буровых отходов.

Детальные бентосные съемки в районах буровых работ на шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 1», 1997; Проект «Сахалин 1», 1998; Саматов и др., 2000] не выявили каких-либо заметных и достоверных изменений донных биоценозов на фоне их природной изменчивости после завершения буровых работ. Один из примеров такого рода приведен на рис. 2.13. Аналогичная картина была получена по результатам наблюдений в районах сброса шламов и буровых растворов на вод-



Рис. 2.13. Изменение показателей бентоса в зависимости от расстояния от точки сброса буровых отходов при бурении разведочной скважины на месторождении Аркутун-Даги на северо-восточном шельфе Сахалина [СМНГ-Шельф, 1997]: а — численность (экз/м²); б — биомасса (г/м²)

ной основе в Северном море (рис. 2.14). Анализ ситуаций возможного сброса буровых отходов в условиях арктического шельфа показывает, что площадь воздействия на морское дно при бурении поисково-оценочной скважины не превышает 200 м² [Сочнев и др., 1997], а максимально возможная гибель бентоса при этом составляет 4–5 кг [Матишов, Никитин, 1997].

Экологическая ситуация на дне при сбросах в море шламов от БРСО осложняется присутствием в их составе органических веществ (олефины, парафины, эфиры), биодegradация которых может приводить к дефициту кислорода в донных осадках и ухудшению условий обитания бентосных организмов (см. рис. 2.5). Полевые наблюдения в самых разных регионах и ситуациях показывают, что последствия таких сбросов могут колебаться от незначительных нарушений структуры донных сообществ в пределах до 100–200 м от точки сброса до заметной смертности в бентосе в непосредственной близости от платформы [Jensen et al., 1999; Melton et al., 2000; Neff et al., 2000; IAOGP, 2003; Bakke et al., 2013; Trefry et al., 2013]. За счет создания анаэробных условий при разложении органической фазы

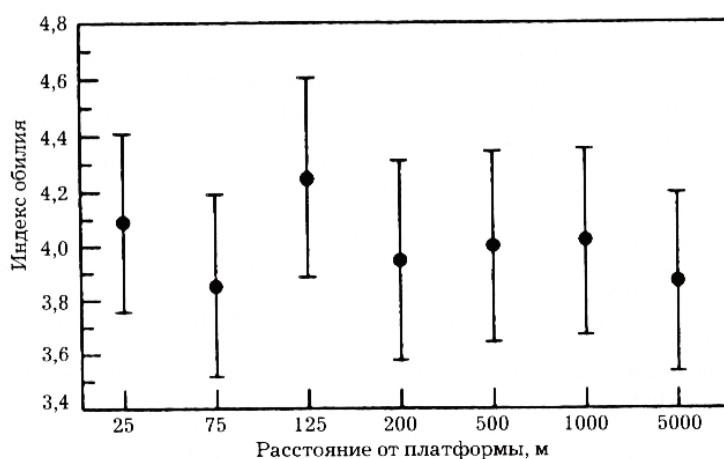


Рис. 2.14. Показатели обилия бентосной макрофауны в зависимости от расстояния от промысловой платформы на шельфе Нидерландов спустя 60 сут после прекращения бурения скважин с использованием буровых растворов на водной основе [Daan, Mulder, 1993]

БРСО на дне восстановление донных сообществ в таких ситуациях может длиться от трех до пяти лет. В долговременном плане практически всегда происходит повторная колонизация нарушенных донных субстратов, как это показано на рис. 2.15 (вклейка).

Таким образом, по совокупности рассмотренных данных и в соответствии с принятой шкалой оценок (см. гл. 1, табл. 1.2) экологические последствия от сброса БРВО и их шламов при бурении разведочных скважин следует оценить как *точечные (локальные), кратковременные, обратимые и незначительные (слабые)*. Такие нарушения могут быть аналогичны тем, что возникают в результате взмучивания грунтов и повышения содержания взвеси во время штормов. Масштаб их проявления в открытом море обычно не превышает нескольких сотен метров от точки сброса. Попытки надежной регистрации каких-либо устойчивых экологических аномалий за пределами этой зоны (кроме наблюдений за повышенным содержанием взвеси и, возможно, бария) практически лишены смысла. Последнее стоит иметь в виду при организации систем мониторинга в такого рода ситуациях. Сброс шламов от БРСО приводит к более серьезным последствиям, включая длительные (в течение нескольких лет) экологические нарушения и слабо обратимые эффекты в донных сообществах.

Надо подчеркнуть, что масштаб и выраженность экологических последствий при сбросах буровых отходов на морское дно радикально зависит от местных условий, при которых производится сброс. Решающую роль играют такие показатели, как глубина моря, скорость и направление течений, турбулентность водных масс, температура, состав и биомасса донных сообществ, уязвимость отдельных видов, состав буровых отходов, объем и режим их сбросов. Особенно велико влияние придонных течений. Как показали многолетние наблюдения на шельфах США [Melton et al., 2000], при сильных течениях у дна (например, более 35 см/с) заметные нарушения в бентосных сообществах после сброса буровых отходов практически отсутствовали. В то же время в районах с преобладанием слабых придонных течений (менее 20 см/с) сразу после удаления буровых отходов на дне наблюдалось заметное снижение численности некоторых видов рыб, крабов и иглокожих на расстояниях до 120 м от платформ. Ясно, что такого рода показатели и ситуации должны учитываться как при организации мониторинга, так и при решении вопроса о допустимости таких сбросов в тех или иных конкретных условиях.

Напомним, что сделанные оценки и выводы относятся преимущественно к ситуациям бурения скважин в открытом море с применением современных буровых рецептур на водной и синтетической основе. Что касается нефтесодержащих буровых отходов, то последствия их сброса на морское дно оказались настолько серьезными [Cairn, 1992; Swan et al., 1994; Patin, 1999], что в конце прошлого века был введен повсеместный запрет на их удаление в морскую среду.

2.2.3. Промысловые работы на платформах

Буровые работы выполняются и на этапе промышленной эксплуатации месторождений. В этом случае все сказанное выше по поводу последствий удаления бу-

ровых отходов в море применимо и к этим ситуациям с той лишь разницей, что с промысловых платформ могут сбрасываться гораздо больше буровых растворов и шламов в процессе бурения многих (до десяти и более) скважин с каждой платформы. Кроме того, здесь появляется еще один источник экологической опасности, а именно — *пластовые воды*, которые всегда сопровождают добычу углеводородов (особенно на последних стадиях эксплуатации месторождений) и относятся к наиболее масштабным факторам воздействия МНГК на морскую среду (см. т. 1, гл. 2). Например, на шельфе Норвегии ежегодный сброс пластовых вод достигает 150 млн м³ (рис. 2.16), а на глобальном уровне этот показатель оценивается величиной более 700 млн м³/год [IAOGR, 2013]. Помимо огромных объемов пластовых вод, экологическая опасность их удаления в морскую среду определяется также присутствием в их составе широкого набора вредных веществ, включая диспергированную нефть, ароматические углеводороды, фенолы, карбоксильные кислоты, тяжелые металлы, радионуклиды и многие другие компоненты с токсическими свойствами.

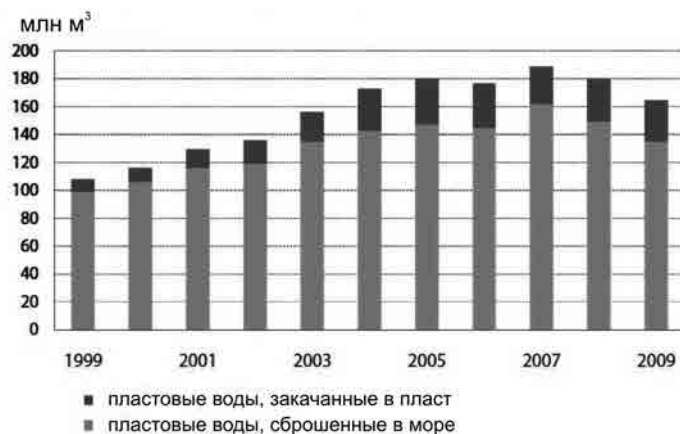


Рис. 2.16. Динамика удаления в море и закачки в скважины пластовых вод на шельфе Норвегии [RCN, 2012]

Эффекты и последствия в водной толще. Распределение удаляемых в море пластовых вод зависит от большого числа факторов и условий сброса (гидрология и гидрохимия водных масс, глубина моря, расположение точки сброса и др.). Один из немногих известных примеров описания горизонтального и вертикального распределения пластовых вод после их сброса с промысловых платформ показан на рис. 2.17 и 2.18. Из этих данных видно, что зоны разбавления пластовых вод до концентраций 0,1–1,0 %, при которых, как показано ранее (см. т. 1, гл. 3), возможны первичные реакции планктонных организмов, могут простираются на расстояния до нескольких километров от платформ. Характерно, что пик концентраций обычно тяготеет к глубинам 25–50 м, т.е. к области максимальных биомасс и численности планктона. В то же время аналогичные данные и расчеты для гидрологических условий на шельфе Сахалина (рис. 2.19) показывают резкое па-

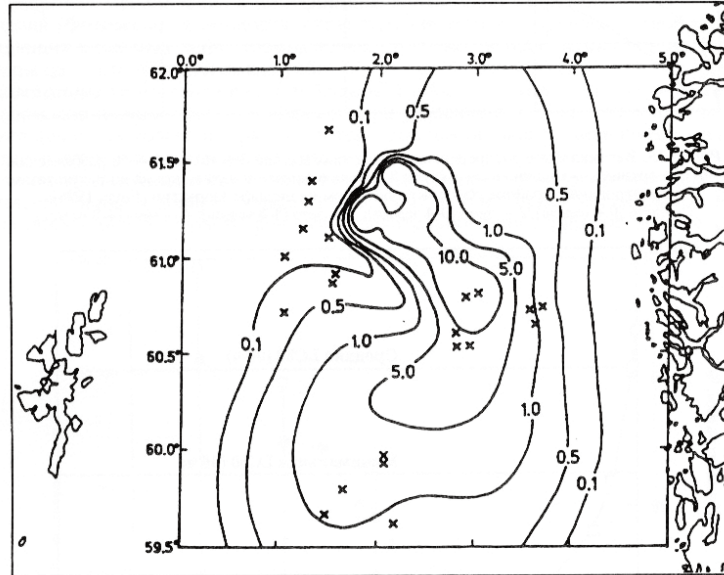


Рис. 2.17. Горизонтальное распределение концентрации пластовых вод (% разбавления), сбрасываемых с нефтяных платформ на шельфе Норвегии (месторождение «Тампен»), в поверхностном слое 0–25 м в летнее время по результатам моделирования [Фоуп, 1998]:
 × — указывают местонахождение платформ, сбросы с которых были учтены в модельных расчетах

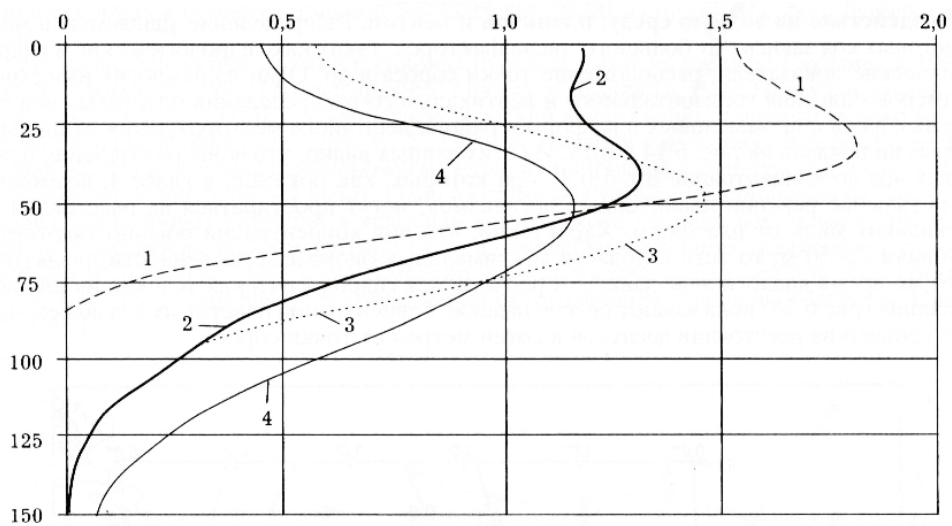


Рис. 2.18. Вертикальное распределение пластовых вод (по оси абсцисс — % разбавления, по оси ординат — глубина в метрах) за 8 недель в зимнее и летнее время по результатам моделирования в районе сбросов с платформ на шельфе Норвегии [Фоуп, 1998]:
 1 — лето (0–4 недели); 2 — зима (0–4 недели); 3 — лето (4–8 недель); 4 — зима (4–8 недель)

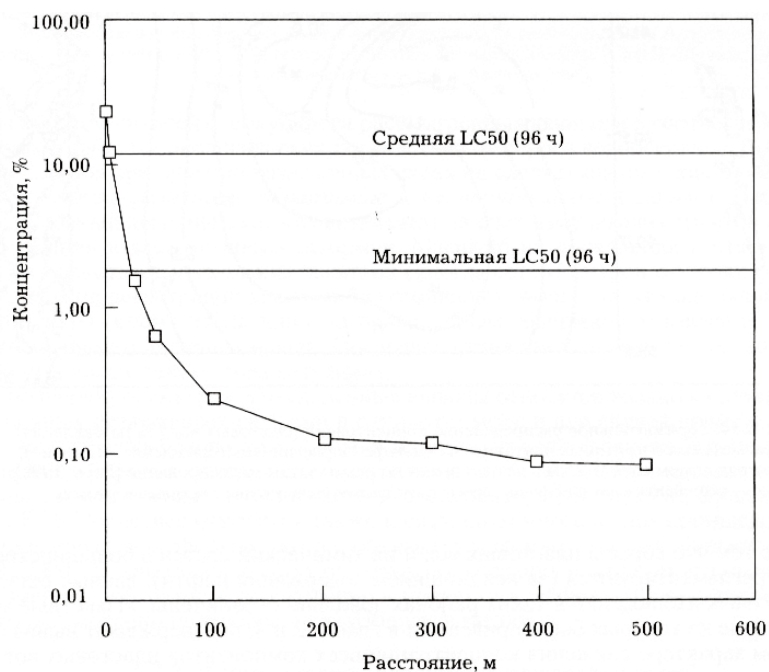


Рис. 2.19. Снижение концентрации сбрасываемой в море пластовой воды (% разбавления) в зависимости от расстояния от точки сброса по условиям динамики вод на северо-восточном шельфе Сахалина [Мелтон и др., 1999] (величины LC_{50} получены в опытах на мизидах *Mysidopsis bahia*)

дение концентрации пластовых вод до безопасных уровней на расстоянии десятков и сотен метров от точки сброса. В некоторых регионах показано быстрое (в течение нескольких минут) разбавление в 1000 раз сбрасываемых пластовых вод по мере их переноса течениями в пределах до 50–100 м от платформ [IAOGP, 2002].

В связи с тем что, за исключением нефти, химический состав сбрасываемых в море пластовых вод в большинстве стран обычно не регламентируется, данные регулярных мониторинговых наблюдений в таких районах довольно ограничены. Известные материалы подтверждают вывод о резко градиентном характере снижения концентрации всех компонентов пластовых вод по мере удаления от источника сброса. Об этом можно судить, например, по приведенным в табл. 2.2 результатам прямых наблюдений в Северном море.

Из-за быстрого и сильного разбавления в море прямые химические определения компонентов пластовых вод в морской воде часто не дают надежных результатов. В таких случаях иногда прибегают к анализу тканей морских организмов (например, рыб и мидий) после их длительного экспонирования *in situ* в толще воды в районе сброса пластовых вод. Немногочисленные примеры такого рода были рассмотрены ранее [Патин, 1997]. В более поздних публикациях [OSPAR, 2000; Bakkeret al., 2013] сообщается об обнаружении повышенных концентраций ПАУ, нафтеновых кислот и алкил-фенолов (до 10 и более раз по сравнению с фо-

Таблица 2.2

**Концентрация нафталинов и ПАУ на разных расстояниях
от промышленной платформы в норвежском секторе Северного моря [IAOGP, 2002]**

Компоненты пластовых вод	Концентрация в морской воде, мкг/л			
	0 м	500 м	2000 м	10 000 м
Нафталины	1200	0,040	0,013	0,007
ПАУ	33	0,004	0,001	0,0004

ном) в образцах рыб и мидий, экспонируемых на расстояниях до 10 км от места сброса пластовых вод. При этом наблюдались некоторые физиолого-биохимические изменения в организмах при отсутствии летальных исходов.

В дополнение к поступлению в море токсических примесей, пластовые воды как правило заметно ухудшают кислородный режим в морской среде за счет биохимического распада органических веществ, содержание которых в этих водах может достигать 1000 мг/л. Например, в районах нефтепромыслов в Северном море эти процессы приводят к истощению содержания кислорода в объеме морской воды порядка 10^{11} м³ [ICES, 1998].

Судя по известным опубликованным данным [Ray, Engelhardt, 1992; Swan et al., 1994; MMS, 1995; Reed, Johnsen, 1996; Patin, 1999; IAOGP, 2002; Veil et al., 2004; RCN, 2012; Bakkeret al., 2013], обнаружить какие-либо устойчивые нарушения состава и численности планктонных организмов в районах удаления пластовых вод практически не удается. Это вполне понятно, если учесть, во-первых, отмеченное выше быстрое разбавление этих вод при сбросе в море и, во-вторых, сильную пространственно-временную изменчивость показателей состояния природного планктона и высокую скорость размножения большинства планктонных организмов. Вместе с тем имеются косвенные свидетельства таких нарушений. Одно из них получено в Северном море, где показана прямая корреляция специфических изменений активности ферментных систем в планктонных личинках рыб по мере нарастания концентрации ароматических углеводородов, поступающих в море при длительных сбросах пластовых вод [Stagg et al., 1996]. Имеются также данные о возможности перестройки бактериальных планктонных сообществ за счет высоких уровней содержания в пластовых водах органических веществ, особенно карбоксильных кислот [ICES, 2000].

Что касается рыб и морских млекопитающих, то их реакции на сброс отходов с промысловых платформ проявляются в основном в виде избегания мест сброса либо, напротив, привлечения к платформам. Какие-либо надежные свидетельства устойчивых популяционных нарушений в пелагических видах ихтиофауны и млекопитающих в районах нефтепромысловых работ на шельфе до сих пор отсутствуют. Наблюдения за состоянием рыб в садках, установленных на расстоянии 500 м вниз по течению от точки сброса пластовых вод на шельфе Норвегии, также не выявили заметных биологических эффектов [IAOGP, 2002]. В других работах норвежских ученых также отмечается малая вероятность нарушения воспроизводства морских рыб и их популяций в условиях длительного воздействия на них пластовых вод [RCN, 2012; Bakkeret al., 2013].

К числу потенциально опасных, но до сих пор слабо изученных факторов воздействия на экологию моря относятся тонкие (толщиной несколько микрон) нефтяные пленки разных цветов и оттенков, которые часто наблюдаются на поверхности моря вблизи промысловых платформ. Их возникновение (обычно в виде радужных пятен) связывают с присутствием в сбросах пластовых вод фракций нефти (в основном ароматических углеводородов), которые не удается удерживать в системах очистки пластовых вод на платформах [Veil et al., 2004; DTI, 2006]. Такие ситуации, многократно отмеченные в разных регионах, представляют определенную экологическую опасность для морских птиц. Наиболее уязвимы в этом плане птицы-ныряльщики, оперенье которых после контакта с нефтяными пятнами теряет термоизоляционные свойства, что приводит в конечном счете к их переохлаждению и гибели. Детальное исследование этого явления было выполнено в районе крупных нефтяных платформ на северо-восточном шельфе Канады [Fraser et al., 2006]. Было показано, что даже при относительно небольшой площади покрытия акватории нефтяными пленками (около 1 км²) существует реальная угроза нарушения воспроизводства и численности некоторых видов морских птиц (например, гагарок и других птиц из семейства чистиковых). К числу факторов, усиливающих эту угрозу, следует отметить привлечение птиц к платформам в ночное время, а также возможность возникновения тонких пленок в результате других сбросов с платформ, особенно буровых отходов.

Эффекты и последствия на дне. Наиболее четкие экологические аномалии и биологические эффекты при удалении с промысловых платформ буровых отходов и пластовых вод фиксируются в донных осадках и биоценозах. Индикаторами таких нарушений обычно являются следующие показатели.

1. *Резкие градиентные изменения концентрации бария.* Накопление бария в донных осадках происходит за счет присутствия барита в составе сбрасываемых буровых растворов, что убедительно иллюстрируют данные рис. 2.20. Имеются также сведения о повышении содержания бария на 25–100 % за период 1950–1990 гг. в донных отложениях некоторых районов Северного моря (залив Скагеррак), что, возможно, связано с переносом твердой фазы буровых отходов [OSPAR, 2000].

2. *Повышение уровней нефтяного загрязнения осадков.* Чаще всего именно этот показатель является главным индикатором экологических нарушений на дне в районах сброса отходов с промысловых платформ. Как показано на рис. 2.21, значительное (на несколько порядков величин) превышение фоновых уровней содержания нефти в осадках было зарегистрировано на расстоянии нескольких сотен метров (иногда нескольких километров) от платформ. Многочисленные примеры такого рода приведены во многих публикациях. Большинство из них относятся к периоду 1980-х годов, когда широко применялись БРНО [Cairns, 1992; GESAMP, 1993; Olsgard, Gray, 1995; Патин, 1997]. Нефтяное загрязнение донных осадков четко проявляется также в районах длительных сбросов пластовых вод (рис. 2.22), хотя уровни этого загрязнения и масштаб его распространения не столь велики, как в случаях сброса нефтесодержащих шламов и отработанных буровых растворов.

3. *Нарушения гранулометрического состава донных осадков.* Длительные сбросы буровых растворов и шламов могут существенно изменить природный раз-

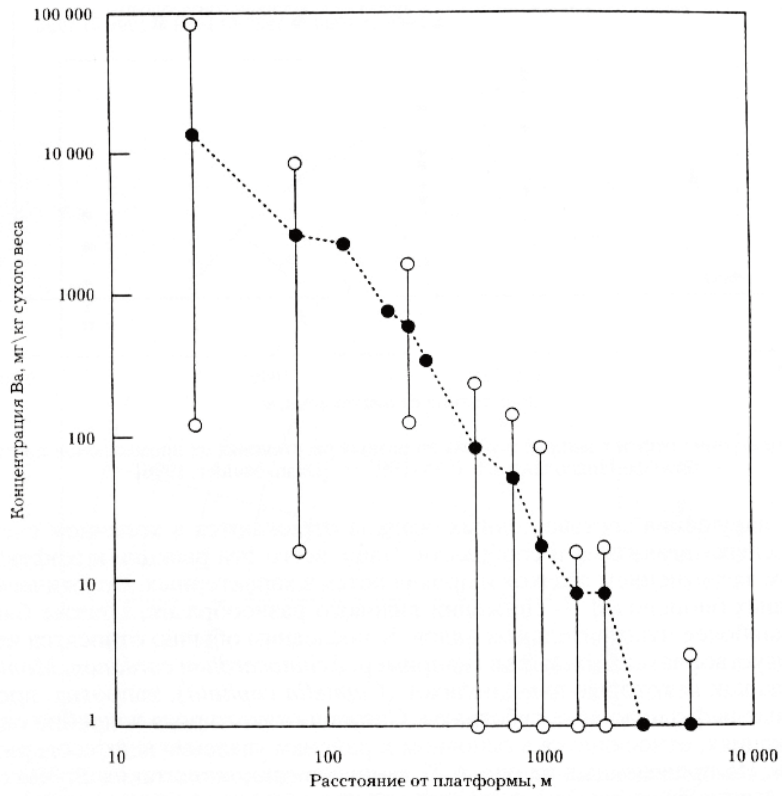


Рис. 2.20. Средние отклонения концентрации бария от фоновых уровней в донных осадках в зависимости от расстояния от промысловых платформ в Северном море [Daan, Mulder, 1996]

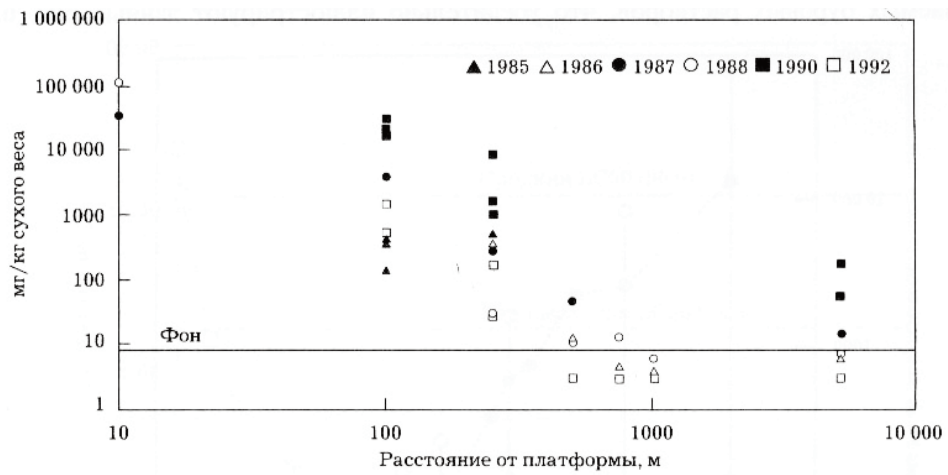


Рис. 2.21. Концентрация нефти в донных осадках на разных расстояниях от промысловой платформы на шельфе Нидерландов в 1985–1992 гг. [Daan, Mulder, 1996]

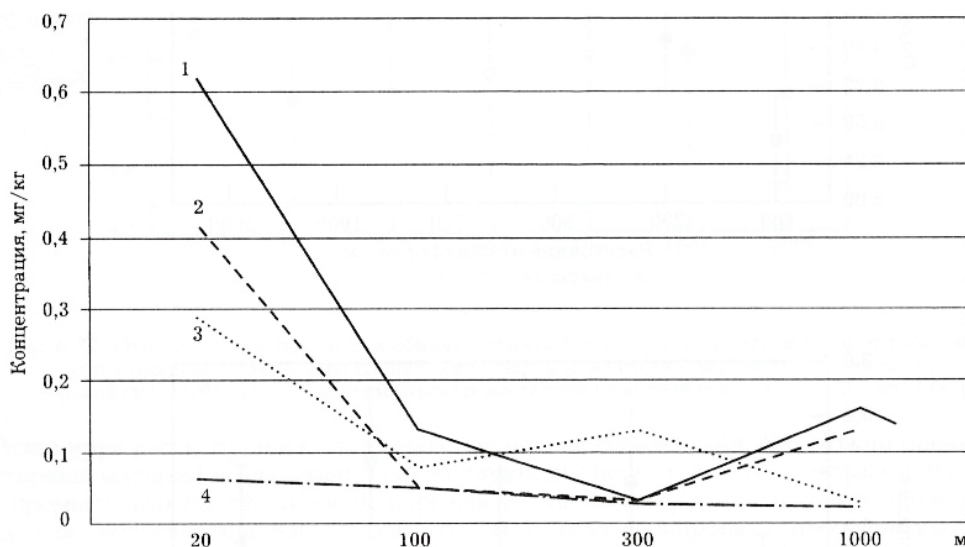


Рис. 2.22. Общее содержание ПАУ в донных осадках при длительном сбросе пластовых вод с промышленной платформы в Мексиканском заливе на глубине 8 м [Neff, 1998]: направление разрезов: 1 — север; 2 — восток; 3 — юг; 4 — запад

мерный состав частиц в поверхностном слое донных отложений. Как правило, в непосредственной близости от платформ наблюдается повышенное содержание более крупных частиц, входящих в состав бурового шлама. Вместе с тем, как показано в некоторых работах [Gordon et al., 1992; Muschenheim, Milligan, 1996], в таких случаях может происходить взаимодействие тонкодисперсной твердой фракции буровых растворов с органическим веществом в морской воде. В результате происходит флокуляция (слипание) этих мелких частиц, их быстрое осаждение на дно и обогащение донных осадков тонкодисперсным материалом. Масштабные явления такого рода наблюдались на атлантическом шельфе Канады, где присутствие твердых отходов буровых работ прослеживалось на расстояниях до нескольких километров от точки сброса [Muschenheim, Milligan, 1996].

Описанные нарушения состава донных осадков отражаются в конечном счете на состоянии бентосных организмов и сообществ. Чаще всего эти реакции и эффекты связаны с нефтяным загрязнением осадков и проявляются в характерных экологических модификациях донных биоценозов — снижении видового разнообразия, биомассы и численности наиболее чувствительных видов. К последним обычно относятся некоторые иглокожие и двустворчатые моллюски (например, *Echinocardium cordatum*, *Montacuta ferruginosa*), тогда как некоторые виды полихет (*Capitella capitata*), напротив, предпочитают загрязненные нефтью донные субстраты. Ситуации такого рода подробно описаны во многих публикациях, относящихся в основном к районам удаления нефтесодержащих буровых отходов. Показано, например, что в таких случаях стрессовые эффекты (экологические модификации) в бентосе легко регистрируются на расстояниях до 500 м от платформ спустя 2 года после прекращения сбросов и в пределах до 100 м спустя

8 лет после завершения работ на шельфе Нидерландов в Северном море [Daan, Mulder, 1996]. Результаты мониторинга экологической ситуации в районе расположения 14 промысловых платформ на шельфе Норвегии показали превышение фонового загрязнения осадков и нарушения состава бентоса на расстояниях до 2–6 км от платформ, с которых в течение многих лет удалялись буровые растворы и сопутствующие шламы на нефтяной основе [Olsgard, Gray, 1995]. Судя по другим данным для этого региона [Gray et al., 1999], нарушения бентосных сообществ регистрируются обычно на расстояниях не более 500–1000 м от промысловых платформ.

Что касается экологической ситуации на дне в районах сброса пластовых вод, то известные на этот счет данные немногочисленны и противоречивы. Так, по одним источникам [Neff, 1998], при длительных сбросах пластовых вод с промысловой платформы в Мексиканском заливе на глубине 8 м какие-либо закономерные нарушения в бентосных сообществах отсутствовали. По другим данным [Osenberg et al., 1992], такие нарушения были отмечены в пределах до 100 м от платформы при сбросе на глубинах 10–12 м у берегов Калифорнии. На мелководье в прибрежной зоне Техаса на глубине 2–3 м вредное воздействие пластовых вод на состав бентосных сообществ прослеживалось на расстояниях до 1000 м от точки сброса [Peterson et al., 1996].

Акустические воздействия. Бурение скважин и добыча углеводородов в море всегда сопровождаются шумовыми эффектами за счет работы буровых и энергетических установок на платформах, что в принципе может оказывать вредное воздействие на морскую биоту, особенно на рыб и млекопитающих. Однако фактические данные в этой области весьма ограничены. Считается, что буровые платформы не относятся к числу слишком «шумных» объектов в море и в этом плане не оказывают сильного воздействия на природный акустический фон и поведение морских организмов [OSPAR, 2009]. В одной из немногих известных публикаций с результатами прямых наблюдений, полученных в районе буровых работ на акватории Обской и Тазовской губ, показано, что уровень шумового воздействия снижается до фоновых величин на расстоянии 10–12 км от буровой установки [Сочнев и др., 2012]. При этом ихтиофауна может воспринимать эти шумы лишь в радиусе 1–2 км от платформы. Было показано также, что рыбы быстро привыкают к акустическому воздействию и не покидают район работ даже в период интенсивного бурения. Неоднократная поимка значительного количества рыбы в непосредственной близости (в 50–200 м) от буровой платформы дала основание для вывода об отсутствии значимого влияния акустических полей на ихтиофауну при буровых работах на акватории. Отметим в этой связи, что рыбы часто привлекаются к платформам как к искусственным рифам.

Резюмируя рассмотренные материалы с учетом приведенной в гл. 1 шкалы оценок (см. табл. 1.2), можно оценить характерный масштаб воздействий при эксплуатации нефтегазовых месторождений в районе промысловых платформ на шельфе как *местный (субрегиональный) и хронический*, тогда как экологические нарушения (стрессы) могут варьировать от *обратимых и слабых* в водной среде до *необратимых и умеренных (значительных)* в донных отложениях. Экстремальные негативные оценки относятся в основном к ситуациям длительного уда-

ления в море нефтесодержащих буровых отходов и пластовых вод. Подчеркнем еще раз, что экологические последствия любых сбросов будут зависеть в конечном счете не только от объема и состава удаляемого материала, но и от природных условий, где производится тот или иной сброс (мелководье, прибрежная зона, открытые воды, течения, температура и т.д.).

2.2.4. Строительные (грунтовые) работы

Как подробно описано ранее (см. т. 1, гл. 2), работы и операции на этапах подготовки месторождения к эксплуатации включают строительство морских платформ, прокладку подводных трубопроводов и кабелей, строительство выносных причалов, нефтяных портов и терминалов, дноуглубительные и другие работы на грунте. Главные источники и факторы вредного воздействия на морскую среду при всех видах этих работ связаны с изъятием, перемещением, сбросом и перераспределением донных грунтов, объемы которых на региональном уровне могут исчисляться миллионами тонн. В результате таких работ неизбежны изменения условий обитания бентосных и придонных сообществ. Например, на шельфе Великобритании и Норвегии в Северном море суммарная площадь прямого воздействия на донные биоценозы только при прокладке трубопроводов составляла около 500 км² [OSPAR, 2009], а установка на морском дне 1 км трубопровода сопровождается взмучиванием в придонном слое воды около 5000 м³ грунтов [Cran-swick, 2001].

Эффекты и последствия на дне. Морские осадки подвергаются постоянно-му воздействию и изменению за счет многих природных процессов. Среди физических факторов решающая роль принадлежит действию течений, приливно-отливных явлений и волновой активности в прибрежной зоне. В зависимости от интенсивности этих процессов и характера грунта формируются донные осадки с разным соотношением гравия, песка, ила и других фракций, что в свою очередь предопределяет состав и структуру донных сообществ. В качестве общей тенденции надо отметить увеличение биомассы и численности зообентоса по мере перехода от жестких (гравийно-галечных и крупно-песчаных) грунтов к мягким мелкозернистым отложениям (мелкий песок, илы). Эта общая тенденция отмечена также на шельфе Сахалина, где она сопровождается иногда снижением видо-вого разнообразия из-за обогащения мягких грунтов органическим веществом [ВНИРО, 1998; Белан, Олейник, 2000]. Такие грунты служат не только местом обитания (субстратом) для многих видов бентоса, но и источником пищи.

Любые физические нарушения на дне, приводящие к изъятию и/или перераспределению донных осадков, неизбежно вызывают нарушения бентосных сообществ [Матишов, Никитин, 1997; ICES, 2001; Wilber, Clark, 2001; CSTF, 2003; ICES, 2003; Коновалова и др., 2003; Birklund, Wijsman, 2005]. Характер, масштаб и тяжесть таких последствий зависят от множества природных и техногенных факторов и обстоятельств — типа грунтовых работ (рытье траншей, изъятие и сброс грунта и др.), времени и места их проведения, используемой техники, гидрологических условий, состава и структуры донных осадков и т.д. В общих чертах есть основания утверж-

дать, что наиболее значительные и устойчивые нарушения на дне возникают в районах с мелкодисперсными илисто-песчаными грунтами и замедленным водообменом в придонном слое (слабые течения, низкая волновая активность). Напротив, в местах с подвижными крупнозернистыми осадками и активной гидродинамикой (сильные течения и приливы, большие и частые волны) последствия техногенных воздействий на дне как правило нивелируются гораздо быстрее.

Изменения бентосных сообществ при всех видах строительных (гидротехнических) работ в море происходят в результате:

- физического уничтожения донных организмов в зоне действия механизмов и оборудования;
- захоронения и гибели части биоты (особенно эпифауны) под слоем переотложенного грунта;
- ухудшения условий обитания (питания, размножения, миграций) бентосных форм на нарушенных субстратах.

Пространственный (текущий) масштаб прямого воздействия на бентос в зоне грунтовых работ на шельфе обычно не превышает нескольких десятков метров от места работ [ICES, 2001].

Обычно выделяют три основных фазы реагирования макробентоса на нарушения донных субстратов:

- снижение видового разнообразия и общей биомассы бентосных сообществ;
- начальная реколонизация, т.е. быстрое повторное заселение нарушенных грунтов в основном за счет наиболее массовых (ключевых) для данного места видов;
- восстановление оптимальных для конкретных условий параметров биоценозов, структура которых может иногда отличаться от первоначальных показателей.

В процессе изъятия, перемещения и сброса грунтов в море происходит повторное осаждение (переотложение) частиц взмученного грунта с накоплением на дне наиболее крупных фракций (в основном песка) в непосредственной близости от места работ. Толщина слоя переотложенных донных осадков может меняться в очень широких пределах — от нескольких миллиметров до нескольких десятков сантиметров. Соответственно этому возможны самые различные реакции донных организмов — от их гибели под слоем осевшего грунта до первичных обратимых (например, поведенческих) реакций. Установлено, что для наиболее уязвимых (малоподвижных и мелких) форм бентоса губительным может быть слой осадка 5–10 мм, тогда как гибель крупных форм (особенно моллюсков) происходит лишь при толщине слоя покрытия более 10–15 см [Maurer et al., 1986; Матишев, Никитин, 1997; Birklund, Wijsman, 2005].

Судя по известным результатам прямых наблюдений в разных регионах, восстановление *рельефа морского дна* после дноуглубительных и других грунтовых работ на шельфе происходит за время от нескольких месяцев до нескольких лет (иногда — более 10 лет). Что касается времени восстановления *донных сообществ* после прекращения воздействия, то оно зависит от множества местных условий и факторов (тип грунтов, видовой состав биоты, гидрология придонных вод, сезон и т.д.) и также может меняться в широких пределах — от нескольких недель

до нескольких лет. В порядке общего правила надо отметить, что восстановление сообществ, состоящих из относительно крупных и долгоживущих видов зообентоса, происходит более медленно по сравнению с биоценозами короткоживущих и быстро размножающихся видов. Реколонизация донных сообществ в зонах перетолжения осадков, как правило, происходит намного быстрее, чем в тех местах, где грунт был вынут или подвергнут механическому воздействию в процессе строительных работ.

В качестве примера восстановления донных сообществ приведем результаты бентосных съемок в районе установки стационарной платформы «Моликпак» в 1998–1999 гг. на северо-восточном шельфе Сахалина, где были изъяты и перемещены около 800 тыс. т грунта [Белан, Олейник, 2000]. Эти съемки показали высокую неоднородность (мозаичность) распределения зообентоса при колебаниях биомассы от нескольких граммов до нескольких килограммов на квадратный метр дна. Статистический анализ данных выявил заметное сокращение численности некоторых видов (амфиподы, морские ежи) непосредственно в районе грунтовых работ, однако спустя год после установки платформы авторы не обнаружили значительных изменений в видовом составе и параметрах донного сообщества. Более поздние наблюдения в этом же районе (1999–2001 гг.) показали снижение плотности бентоса и изменения соотношения ведущих фаунистических групп на дне в пределах до 250 м от платформы, что может быть связано частично с удалением в море буровых отходов [Коновалова и др., 2003].

Выполненные в 2003–2005 гг. работы по дноуглублению и сбросу грунтов при строительстве причала для отгрузки сжиженного газа в зал. Анива не привели к каким-либо заметным устойчивым нарушениям в бентосных сообществах, которые можно было бы достоверно зафиксировать и приписать влиянию этих работ [Патин, 2005]. Это объясняется в значительной мере высокой пространственно-временной изменчивостью и пятнистостью распределения бентоса в районе работ. Во всяком случае, возможные воздействия не могли отразиться на состоянии популяций и сообществ бентосных организмов в ареалах их обитания в зал. Анива.

Что касается количественных оценок гибели бентосных организмов, то приведенные в ряде работ простые расчеты [Матишов, Никитин, 1997; Денисенко, 1999; Зеленков, Мискевич, 2000; Проект «Сахалин 1», 2000; Патин, 2005] показывают, что даже при самых пессимистических вариантах нет оснований ожидать заметных популяционных нарушений биомассы бентоса на региональном уровне, которая исчисляется обычно миллионами тонн. Так, потери зообентоса от укладки труб газопровода протяженностью более 500 км в районе Штокмановского месторождения в Баренцевом море прогнозируются не более 50–60 т биомассы на одну нитку газопровода в открытых водах и 230 т в прибрежной зоне [Матишов, Никитин, 1997]. Из этих и ряда других публикаций следует, что наиболее сильное воздействие на донную биоту при строительстве подводных трубопроводов проявляется при рытье траншей на мелководье, заметно меньшее — при заглублении труб плужным устройством и незначительное — при укладке труб на поверхность дна.

Эффекты и последствия в водной толще. Практически все виды строительных работ в море сопровождаются появлением зон (шлейфов) повышенного содержания взвеси в толще воды. Размеры этих зон, их конфигурация и время су-

ществования определяются главным образом характером выполняемых работ, гранулометрическим составом взмученных грунтов и локальной гидрологической ситуацией. В поведении таких шлейфов принято различать две главные (иногда совпадающие) фазы:

- фаза активной динамики, когда шлейф распространяется под внешним динамическим воздействием в месте его формирования;
- фаза пассивного переноса, когда шлейф дрейфует только под влиянием гидрологических условий (течения, турбулентность и др.).

При этом происходит фракционирование взвешенного материала с выпадением наиболее крупных частиц вблизи от места работ и разносом мелких (пелитовых) фракций на расстояния до нескольких километров.

Подробный анализ экологических эффектов и последствий при техногенных и природных повышениях содержания взвешенного вещества в море был сделан ранее (см. т. 1, гл. 6). Напомним, что при содержании взвеси в пределах от 10 до 100 мг/л обычно возникают первичные стрессы и физиологические нарушения, которые носят обратимый характер и быстро компенсируются на уровне организмов и популяций. Еще выше по шкале концентраций находятся зоны сублетальных и летальных поражающих эффектов, расположенных соответственно в диапазоне 100–1000 мг/л и более.

Как следует из полевых наблюдений [ICES, 1998] и расчетных оценок [Проект «Сахалин 1», 2000; Зеленков, Мискевич, 2000], максимально возможные потери за счет локального повышения мутности воды и переотложения взмученных осадков в районе грунтовых работ на шельфе исчисляются тоннами биомассы, что составляет ничтожную долю от биомассы зоопланктона и бентоса в районе работ. Наблюдаемое при этом воздействие на фитопланктон и снижение первичной продукции в зоне замутнения воды не могут привести к каким-либо долговременным последствиям из-за быстрого (в течение часов) восстановления этих параметров и высокой пространственно-временной изменчивости первичного биопродуцирования в море.

Таким образом, наиболее сильные вредные воздействия при грунтовых работах в море проявляются для бентосных форм, хотя и в этом случае ожидаемые эффекты не должны достигать порога нарушения популяционных реакций в условиях острого стресса. Разброс оценок воздействия и эффектов по принятой шкале (см. гл. 1) для разных видов работ и ситуаций может быть весьма широким: от *точечных, кратковременных, обратимых и незначительных до местных, временных, слабо обратимых и умеренных.*

2.3. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ ПРИ ТРАНСПОРТИРОВКЕ УГЛЕВОДОРОДОВ

В отличие от рассмотренных выше экологических последствий во время строительных, буровых и промысловых работ в море, которые начинаются обыч-

но по сценарию острого стресса (например, при изъятии грунта, сбросе отходов и др.) с последующим спадом интенсивности воздействия, экологические нарушения при транспортировке углеводородов носят более или менее постоянный характер. По известному определению [Одум, 1986], их следует трактовать как *хронические стрессы*. Такие нарушения тяготеют к источнику воздействия, их интенсивность обычно невелика, однако масштаб распространения может быть весьма обширным и выходить за пределы регионального уровня.

2.3.1. Танкерные перевозки и операции

Нефтяной танкерный флот насчитывает сегодня более 7000 крупнотоннажных нефтеналивных судов разного типа, которые обеспечивают ежегодную перевозку около 3 млрд т нефти и нефтепродуктов, а маршруты транспортировки охватывают основную акваторию Мирового океана [GESAMP, 2009]. Из сделанного ранее анализа (см. т. 1, гл. 2) следует, что к числу главных факторов вредного воздействия на морскую среду и биоту в процессе *безаварийных* перевозок нефти танкерами следует отнести:

- механические воздействия и повреждения планктона в результате кавитации гребных винтов и при заборе воды в охладительные системы;
- акустические воздействия на рыб и млекопитающих при движении танкеров;
- нефтяное загрязнение за счет промывки танков в море;
- «биологическое загрязнение» (инвазия вселенцев) при операциях с балластными водами.

Физические воздействия. Первые две группы из приведенного перечня относятся к факторам физического воздействия, которые характерны практически для всех судов, бороздящих воды морей и океанов. Количественные оценки возникающих при этом негативных экологических эффектов затруднены из-за высокой природной изменчивости биологических и экосистемных параметров, на которые эти факторы могут оказывать воздействие. В общем плане следует отметить, что нарушения в планктоне за счет физических повреждений и гибели организмов в зоне воздействия танкеров и других судов не могут привести к каким-либо заметным популяционным реакциям по двум причинам. Во-первых, из-за распределения планктона на обширных акваториях и в огромных объемах водных масс и, во-вторых, за счет высокой скорости размножения планктонных организмов. Известно, что фитопланктон воспроизводит свою биомассу в пределах нескольких суток, зоопланктон — в течение недель и месяцев. В силу этих причин компенсация гибели и других локальных нарушений в планктоне будет происходить достаточно быстро на суборганизменном (физиологическом) и организменном уровнях.

Гораздо большую опасность в экологическом плане представляют танкеры и другие крупные суда как источники мощных акустических полей. Эти шумовые воздействия возникают в основном за счет эффекта кавитации, т.е. непрерывного генерирования и разрушения в водной толще вакуумных пузырьков при рабо-

те корабельных гребных винтов. Проблема заключается в том, что в акустическом спектре шумов при движении таких судов преобладают звуки низкой частоты, которые распространяются на большие расстояния и, как показано на рис. 2.23, совпадают в значительной мере с акустическими параметрами коммуникационных сигналов многих видов китов и ластоногих [NOAA, 2000; OSPAR, 2009]. При этом возможны, во-первых, эффекты маскировки звуковых сигналов, жизненно важных для морских животных (для их навигации, поиска пищевых объектов, избегания хищников и др.). Кроме того, при этом возможны нарушения поведенческих реакций, связанных с размножением животных и заботой о потомстве. Известно, например, что шумы крупных танкеров и грузовых судов оказывают заметное влияние на поведение усатых китов, причем эти реакции проявляются на расстоянии в десятки и сотни километров от идущего судна [Шавыкин и др., 2010]. Сходные реакции возможны также и в стайных скоплениях пелагических рыб, однако они остаются пока практически не исследованными.

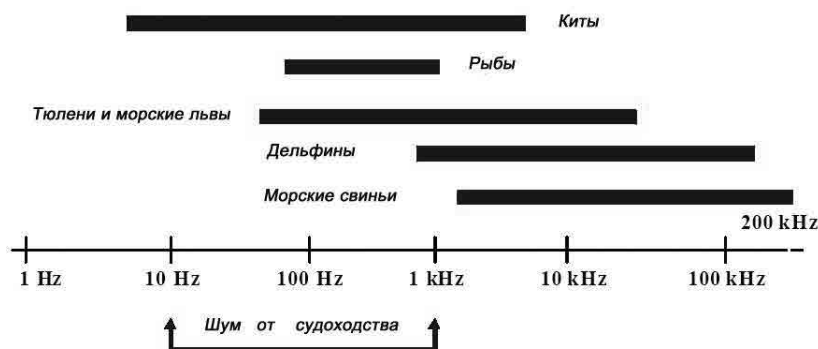


Рис. 2.23. Перекрытие частотных диапазонов слуха морских млекопитающих и рыб с частотным диапазоном шума от судоходства [OSPAR, 2009]

Есть основания полагать, что морское судоходство (включая танкерные перевозки нефти) вносит существенный вклад в нарастание антропогенного акустического фона в Мировом океане. По мнению экспертов и международных организаций, возникающие при этом биологические эффекты и последствия должны быть предметом первоочередных исследований для обоснования мер по защите биоразнообразия в морской среде [IWC, 2006; IFAW, 2008; IUCN, 2008].

Нефтяное загрязнение. Известно, что практически все суда являются в той или иной мере источником нефтяного загрязнения моря. Это особенно справедливо по отношению к нефтяным танкерам не только из-за повышенного риска аварийных нефтяных разливов, но также и за счет штатных (регламентированных) операций с балластными, промывочными и льяльными водами, объемы сброса которых на глобальном уровне составляют миллиарды тонн в год (см. т. 1, гл. 2). В результате таких операций и разрешенных сбросов, а также многочисленных нелегальных сбросов нефтяных отходов с судов на акваториях с интенсивным судоходством и танкерными перевозками часто наблюдаются тонкие (тол-

щиной несколько микрон) нефтяные пленки (слики) [NAS, 2003; UNEP, 2006; GESAMP, 2009]. Их существование является свидетельством *хронического* нефтяного загрязнения отдельных регионов, а биологические последствия этого явления связывают в основном с гибелью морских птиц. Так, за счет этого фактора только в Северной Атлантике гибель птиц измеряется десятками и сотнями тысяч особей каждый год, что соизмеримо с потерями от разливов нефти при крупных авариях [Wiese, Ryan, 2003; ICES, 2005]. Механизмы этого воздействия и его последствия аналогичны тем, что описаны выше для ситуаций гибели птиц при их контакте с пленочной нефтью в районах сброса с платформ пластовых вод (см. разд. 2.2.3). Отметим, что при оценке этих и других подобных последствий надо учитывать природные факторы регуляции численности популяций в море, в т.ч. высокую смертность многих организмов. Известно, например, что гибель морских птиц в силу природных причин в Мировом океане оценивается миллионами особей ежегодно. Естественно, это не может служить оправданием потерь птиц и других морских организмов в результате деятельности человека в море.

Биологические инвазии. Особого внимания заслуживают операции с балластными водами, сброс которых в море является одной из причин инвазии вселенцев, т.е. появления и вспышки развития чужеродных для данного региона видов. Мы уже отмечали (см. т. 1, гл. 2), что по масштабу и тяжести последствий этот фактор, наряду с нефтяными разливами, следует считать одним из наиболее опасных среди всех факторов воздействия МНГК на морскую среду.

Экологический риск в данном случае определяется тем обстоятельством, что жизненный цикл почти всех организмов в море включает планктонную стадию развития в виде икры, личинок, спор, цист и других мелких форм, способных пройти через фильтры и попасть в танки с балластными водами. В результате до 10 тыс. видов морских организмов ежегодно перевозятся с водяным балластом на судах разного типа, среди которых по объему перевозимого балласта доминируют нефтяные танкеры [Carlton, 1999; Raaymakers, 2003]. Несмотря на низкую выживаемость во время транспортировки и после сброса балластных вод, некоторые виды чужеродных организмов могут оказаться в благоприятных условиях новой среды, что обычно приводит к вспышке их развития и радикальным (иногда катастрофическим) изменениям морских экосистем. Известны сотни ситуаций биологических инвазий такого рода с тяжелыми последствиями для экологии и экономики многих прибрежных государств, а иногда и для здоровья людей [ИМО, 2002; Raaymakers, 2003; ICES, 2009; OSPAR, 2009; IPIECA, 2010].

Экологические последствия инвазий чужеродных видов обычно проявляются в таких процессах, как конкуренция за пищу и пространство с местными видами, нарушения местообитаний и факторов среды, перестройки пищевых цепей и другие экологические нарушения, чреватые снижением биоразнообразия. В ряде случаев такие события завершались экологическими катастрофами регионального уровня. Так было, например, в результате вселения в Черное море улитки рапаны (*Rapana thomasiana*), которая проникла затем в Мраморное и Адриатическое моря и подавила богатые скопления мидий и других важных для экологии этих морей двустворчатых моллюсков.

В конце 1980-х годов экосистема Черного моря стало ареной катастрофических изменений в результате появления и массового размножения гребневика *Mnemiopsis leidyi*, доставленного сюда с балластными водами танкеров. Это, на первый взгляд, безобидное желеобразное существо (рис. 2.24, вклейка) является хищным планктофагом, который подавил местный зоопланктон, что привело к радикальной перестройке пищевых цепей, гибели кормовой базы многих рыб и коллапсу черноморского пелагического рыболовства. Биомасса гребневика достигала здесь 10 млрд т и спровоцировала всплеск развития медуз, которые питаются гребневиком. Позже эта губительная инвазия распространилась на Азовское и Каспийское моря, хотя ее последствия были не столь масштабными и длительными, как в Черном море.

Надо отметить, что динамика проявления экологических последствий инвазии чужеродных видов прямо противоположна той, что наблюдается при нефтяных разливах или после сброса отходов в море. Если после сильного и разового загрязнения морской среды, например в результате нефтяного разлива, происходит постепенное самоочищение моря и восстановление исходного состояния экосистемы (см. гл. 3), то последствия биологической инвазии развиваются прямо противоположным образом. Вначале эти последствия вообще нельзя различить, но затем, по мере размножения вселенцев и заселения ими новых биотопов экологические нарушения нарастают, становятся все более очевидными и часто необратимыми. В отличие от ситуаций с нефтяными разливами, для ликвидации которых имеются эффективные методы и средства, борьба с последствиями инвазий практически безнадежна. В таких случаях речь может идти лишь о мерах превентивного характера [ИМО, 2004; GEF-UNDP-ИМО, 2009; ИРЕСА, 2010].

Надо отметить, что чужеродные виды могут перевозиться не только с балластными водами нефтяных танкеров, но и с водяным балластом других судов, а также в составе биообрастания их корпусов. Однако экологический риск инвазий чужеродных видов в этих случаях существенно ниже по сравнению с аналогичным риском при операциях с балластными водами при танкерных перевозках нефти [Raaymakers, 2003].

Экологические нарушения за счет безаварийных танкерных операций и перевозки нефти (за исключением катастрофических последствий биоинвазий) следует оценить как *слабые и обратимые*, а пространственно-временной масштаб воздействий — как *местный (субрегиональный) и временный*.

2.3.2. Морские трубопроводы

Напомним, что общая протяженность уложенных на морском дне трубопроводов для перекачки углеводородов превышает сейчас 150 тыс. км (см. подробнее т. 1, гл. 2). Основные виды и факторы воздействия на морскую среду и биоту в процессе нормальной (безаварийной) эксплуатации подводных трубопроводов включают в себя:

- акустические, термические и электромагнитные воздействия на донную фауну;

- изменение топографии и структуры дна за счет физического присутствия труб на поверхности грунта;
- препятствия для движения и миграции подвижных бентосных форм, особенно для беспозвоночных;
- изменения состава донных биоценозов в зоне расположения трубопроводов за счет биообрастания и рифового эффекта.

В той или иной мере такие воздействия и их последствия рассмотрены во многих публикациях [см., например, Haldane et al., 1992; Swan et al., 1994; Матишов, Никитин, 1997; Hooper, 1998; ICES, 2000; Зеленков, Мискевич, 2000; Potential effects..., 2003]. Чаще всего в этих работах высказывается мнение о том, что перечисленные выше факторы оказывают слабые локализованные воздействия на морскую среду и биоту без заметных негативных эффектов на уровне бентосных организмов, сообществ и популяций. В то же время отдельные вопросы в рамках этой проблемы остаются до сих пор слабо изученными. Это относится, в частности, к возможности нарушения миграций и воспроизводства обитающих на дне промысловых видов, для которых уложенные на дне трубы большого диаметра (более 50–100 см) могут быть барьером и помехой для перемещения и дальних миграций.

Наиболее обстоятельные исследования в этой области были выполнены на атлантическом шельфе Канады, где инфраструктурные объекты МНГК (особенно морские трубопроводы) располагаются в районах традиционного промысла крабов и других донных организмов [Glaholt et al., 2002; Glaholt, Fung, 2003; ESRF, 2004]. При этом многолетние полевые наблюдения сочетались с экспериментальными работами в условиях, максимально приближенных к природным. Не вдаваясь в детали этих работ, выделим их наиболее важные обобщенные результаты и выводы.

- Акустические съемки показали, что действующие газопроводы генерируют низкочастотные звуки, которые совпадают с диапазоном звуков, воспринимаемых крупными ракообразными (крабы, омары), но не отличаются существенно от природного звукового фона.
- Примерно такой же вывод следует в отношении электромагнитного поля, которое локализовано в пределах до трех метров от труб и составляет около 30 % от уровня электромагнитного поля Земли.
- Уловы ракообразных в зоне расположения действующих газопроводов и в контрольных пунктах, удаленных от трубопроводов, не выявили статистически значимых различий по количеству пойманных особей, их размеру и полу.
- Способность бентосных организмов преодолевать морские трубопроводы зависит от вида и размера организма, диаметра труб, материала их защитного покрытия и степени заглубления в грунт.

Было показано, в частности, что уложенные на дне трубы диаметром 66 см не представляют особой помехи для передвижения придонных рыб, морских ежей и морских огурцов [Glaholt, Fung, 2003]. В то же время некоторые виды крабов и омаров испытывали затруднения при пересечении трубопроводов либо вовсе не могли их преодолеть. Таким образом незаглубленные трубопроводы большого

диаметра являются потенциальной помехой для дальних миграций крупных промысловых ракообразных и могут осложнять их доступ к нерестовым или нагульным участкам морского дна.

Сделанные выводы базируются в значительной мере на результатах экспериментальных работ и локальных полевых наблюдений. При этом остается без внимания множество других природных факторов и ситуаций, которые могут усилить или ослабить «барьерный эффект» трубопроводов. Надо учитывать, например, что в условиях активной гидродинамики и подвижных грунтов трубопроводы быстро заносятся осадками, а биообрастание делает их более доступными для бентосных подвижных видов. Негативное воздействие на воспроизводство бентоса ослабляется тем обстоятельством, что практически все обитатели морского дна проходят через планктонную (личиночную) стадию развития, и присутствие труб на дне не может помешать разносу личинок (меропланктон) и их оседанию на субстрат.

Что касается возможного влияния морских трубопроводов в качестве барьера для миграции придонных рыб, то в литературе отсутствуют данные, подтверждающие такой эффект. То же самое можно сказать и в отношении миграции молоди лососевых рыб. Известно, что ранний период жизни лососей после ската из рек происходит в узкой прибрежной полосе на глубинах до 30 м [Карпенко, 1997]. В случае прокладки трубопроводов на дне открытым способом (без заглубления) на глубинах свыше 30 м (как это было, например, на шельфе Сахалина), есть основания полагать, что эти трубы не окажут серьезного препятствия для выхода лососей в открытые воды после завершения их нагульного цикла в прибрежье. Это тем более относится к массовым нерестовым миграциям половозрелых лососей во время их подходов к нерестовым рекам.

Интересным и до сих пор слабо изученным аспектом в контексте данной проблемы является вопрос о биообрастании морских трубопроводов и их роли как искусственных рифов в придонных экосистемах. Есть все основания рассматривать каждый трубопровод, уложенный без заглубления на морском дне, как линейный искусственный риф. В качестве дополнительного твердого субстрата, любой трубопровод рано или поздно колонизируется прикрепленными видами морской флоры и фауны и становится областью формирования специфических бентосных сообществ (рис. 2.25, вклейка). Их обитатели находят здесь более благоприятные, чем на открытом дне, условия для существования, развития и воспроизводства. В одной из немногих работ на эту тему [Glaholt et al., 2002] показано, что за 9 лет после установки трубопроводов на морском дне у побережья Канады (Британская Колумбия) они были покрыты сообществами из 24 видов беспозвоночных и рыб. Характерно, что многие из этих видов (особенно рыбы) были найдены только в ассоциации с сообществами обрастания труб.

Не углубляясь далее в эту тему, отметим лишь, что экологические аномалии (как положительные, так и негативные), связанные с рифовым эффектом морских трубопроводов, способных влиять на миграции бентосных видов, их расселение, воспроизводство и в конечном счете — на биоразнообразие на морском дне, заслуживают дальнейших исследований. Это важно не только в научном, но и в прикладном плане (например, для выбора оптимальных трасс при укладке тру-

бопроводов, создания переходов через трубы большого диаметра), особенно в регионах, где протяженность морских трубопроводов исчисляется тысячами километров.

Учитывая изложенное, экологические нарушения в результате транспортировки углеводородов морскими трубопроводами следует оценить как *незначительные (слабые) и обратимые (слабо обратимые)*, а пространственно-временной масштаб воздействий как *субрегиональный (региональный) и долговременный*.

2.4. ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ И КУМУЛЯТИВНЫЕ ЭФФЕКТЫ

Вопрос о возможности продолжительных (устойчивых) нарушений в морских экосистемах при добыче и транспортировке углеводородов в море является по существу центральным в контексте обсуждаемой проблемы. Ответы на этот вопрос определяют в конечном счете как обоснованность опасений и тревог по поводу экологических последствий такой деятельности, так и стратегию природоохранных мер. Напомним, что устойчивые нарушения в сообществах и экосистемах (экологические модификации) возникают лишь при длительных воздействиях, которые приводят к структурно-функциональным изменениям на популяционном уровне, выходящим за пределы их естественной изменчивости в конкретных условиях данного региона.

Для обоснования отсутствия и/или незначительности долговременных нарушений в морских экосистемах в таких ситуациях обычно приводят следующие факты и обстоятельства:

- общий вклад морских нефтепромыслов в суммарный поток нефтяных углеводородов в Мировой океан не превышает нескольких процентов на фоне всех других источников нефтяного загрязнения;
- нефть и газ относятся к числу природных органических субстратов, которые всегда присутствуют в морской среде (иногда при высоких концентрациях) и относительно легко и быстро разлагаются, утрачивая свои токсические свойства;
- воздействия большинства видов работ и операций МНГК носят локальный (местный) характер и затрагивают незначительные по площади участки, составляющие обычно не более 1 % от акватории того или иного региона;
- даже при сильных воздействиях, например при прокладке трубопроводов и других работах на морском дне, поражается незначительная часть биомассы бентоса, что на несколько порядков ниже естественной смертности и быстро компенсируется за счет высокой плодовитости и других механизмов регулирования численности популяций.

Все эти факты и доводы, изложенные во многих публикациях [см., например, Cairns, 1992; GESAMP, 1993; Swan et al., 1994; MMS, 1995; Матишов, Никитин, 1997; Патин, 1997; Gray et al., 1998; NAS, 2003; OSPAR, 2009; RCN, 2012], в основном вполне убедительные, тем не менее не могут служить основанием для исключения воз-

возможности долговременных экологических нарушений (адаптивных модификаций) в районах интенсивной добычи и транспортировки углеводородов на шельфе.

В этой связи напомним прежде всего, что такие нарушения существовали и фиксируются до сих пор в донных биоценозах тех районов, где широко применялись и долгое время сбрасывались в море БРНО и сопутствующие им шламы. Например, в Северном море таких шламов было сброшено более 1 млн т, а площадь загрязненных нефтью донных осадков составляла здесь 8000 км², причем около 20 % этой площади покрыто осадками с концентрацией нефти, в сотни раз превышающей уровни допустимого загрязнения [ICES, 2000; OSPAR, 2009]. Как показано на рис. 2.26, а также во многих других публикациях, повышенное содержание нефти в осадках и нарушения состава бентосных сообществ могут сохраняться в течение длительного времени (иногда более 10 лет) после прекращения

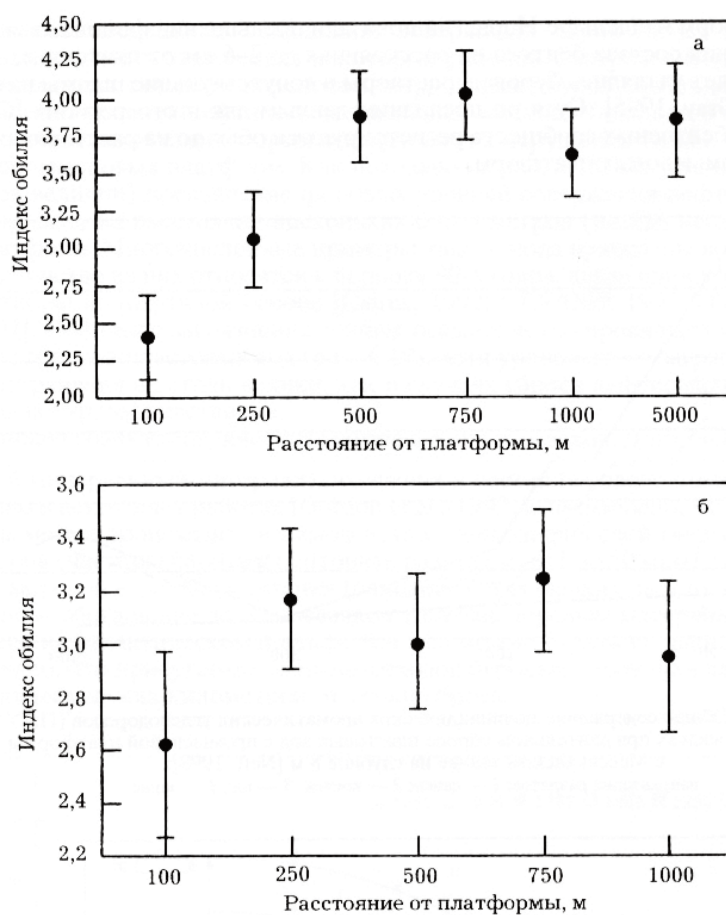


Рис. 2.26. Относительные показатели обилия бентосной макрофауны в зависимости от расстояния от промысловой платформы на шельфе Нидерландов спустя 2 года (а) и 8 лет (б) после прекращения сбросов нефтесодержащих отходов [Daan, Mulder, 1996]

буровых и промысловых работ. При этом происходит постепенная миграция нефти вглубь осадков, где скорость разложения углеводородов сильно снижается из-за недостатка кислорода, а в бентосе начинают преобладать некоторые виды червей (особенно полихеты *Capitella capitata*). В условиях арктического шельфа США (Аляска) полное восстановление бентосных сообществ в районах сброса нефтесодержащих буровых отходов было зафиксировано лишь спустя 20 лет после прекращения буровых работ [Trefry et al., 2011]. При этом в донных осадках отмечено повышенное содержание некоторых компонентов буровых растворов, особенно бария (барита) и ПАУ.

Что касается ситуаций в районах длительных сбросов отходов буровых работ с использованием БРВО, то их последствия несомненно должны быть менее значимыми по сравнению с ситуациями удаления нефтесодержащих отходов. Тем не менее вопрос о долговременных экологических эффектах остается актуальным и в этом случае. Одна из немногих известных попыток решения этой проблемы была предпринята в США, где выполнена программа комплексного мониторинга экологической ситуации в районах многолетней эксплуатации газовых месторождений в Мексиканском заливе [Peterson et al., 1996]. Результаты этих работ, представленные частично в табл. 2.3, показали значительные нарушения состояния бентосных сообществ, а также кислородного режима на дне в районах сброса отходов с платформ спустя 6–12 лет после прекращения сбросов.

Ясно, что вероятность таких эффектов будет нарастать по мере перехода от условий открытого моря, сильных течений и больших глубин к прибрежным мелководным участкам с замедленным водообменом. Подобные эффекты были зарегистрированы, в частности, в районах расположения стационарных платформ на мелководье северо-западной части Черного моря [Терентьев, 2000].

К числу доводов в пользу реальности долговременных экологических нарушений в районах добычи и транспортировки углеводородов в море можно также отнести рассмотренные выше эффекты и последствия от физического присутствия на дне морских трубопроводов и платформ. Трудно представить, чтобы тысячи километров труб и сотни стационарных платформ в ряде регионов (Северное море, Мексиканский залив и др.) не оказывали влияния на экологию бентосных сообществ. В то же время выделить техногенные изменения такого рода на региональном уровне пока не удалось.

Наиболее обстоятельные исследования по проблеме долговременных последствий разработки нефтегазовых месторождений в море были выполнены за последние 15 лет в Норвегии. Работы велись в рамках 65 проектов, а их результаты отражены в 110 публикациях и отчетах [RCN, 2012]. Некоторые из них были приведены выше, и в целом они согласуются с уже известным массивом информации по данной теме. Норвежские ученые попытались ответить на один из ключевых вопросов, а именно: есть ли связь между эффектами, которые отмечаются на уровне организмов (физиолого-биохимические, генетические и др.), и возможными нарушениями (откликами) на уровне популяций и сообществ? К сожалению, несмотря на использование современных методов (оценка риска, моделирование) убедительный ответ на этот вопрос пока не получен. Точно так же остается без ответа вопрос о сравнительной чувствительности морских организмов к дейст-

Таблица 2.3

**Сводные результаты экологического мониторинга
в районах удаления отходов при длительной эксплуатации углеводородных месторождений
в Мексиканском заливе (по [Peterson et al., 1996] с сокращениями)**

Характеристики	Платформа МАI-686	Платформа MU-A85	Платформа HI-A389
Физические параметры и абиотические показатели			
Глубина воды	29 м	80 м	125 м
Расположение платформ	25 км от берега	75 км от берега	200 км от берега
Динамика вод	Интенсивная	Средняя	Слабая
Время после завершения бурения	12 лет	7 лет	6 лет
Сезонные проявления на дне	Четкие	Средние	Слабые
Глубина сброса	Около поверхности	Около дна	Около дна
Уровень кислорода в придонных водах	Сезонная гипоксия около платформ	Сезонная гипоксия около платформ	Признаки нарушения кислородного режима
Содержание ПАУ в осадках	Низкое (около 50 мкг/кг)	Низкое-среднее (27-181 мкг/кг)	Среднее (32-256 мкг/кг)
Содержание металлов в осадках	Низкое (0,05-0,13 мкг/кг по Cd)	Среднее (0,05-0,46 мкг/кг по Cd)	Повышенное (0,08-6,4 мкг/кг по Cd)
Содержание песка в осадках	Высокое (27-73 %)	Высокое (12-67 %)	Высокое (4-40 %)
Биологические нарушения			
Макрофауна:			
общая численность	Слабые изменения	Повышение на 70 %	Повышение в 2-4 раза
численность полихет	Слабые изменения	Повышение на 90 %	Повышение в 3-5 раз
численность амфипод	Снижение до 4-12 раз	Снижение до 4-5 раз	Снижение до 3-5 раз
отношение полихеты / амфиподы	Повышение в 6-10 раз	Повышение в 8-10 раз	Повышение в 20-30 раз
Мейофауна:			
общая плотность	Повышение в 2-3 раза	Слабое повышение	Повышение на 50 %
отношение нематоды / гарпактикоиды	Слабые изменения	Слабые изменения	Повышение в 4-5 раз
Макрозообентос:			
биомасса	Значительные различия в зависимости от вида	Значительные различия в зависимости от вида	Как правило, повышение
размеры	Значительные различия в зависимости от вида	Тенденция к снижению	Тенденция к увеличению
Рыбы (16 видов): биохимические реакции (биомаркеры)	Отсутствие различий	Отсутствие различий	Отсутствие различий

вию отходов МНГК в Арктике и морях умеренной климатической зоны [RCN, 2012]. Отметим, что даже при отсутствии таких различий на организменном уровне, экосистемы арктических морей должны быть более уязвимы к техногенным воздействиям, особенно к нефтяному загрязнению [Патин, 2008; АМАР, 2010].

Что касается кумулятивных эффектов от МНГК, то они могут возникать в результате совокупного влияния на морские организмы и экосистемы нескольких факторов воздействия в рамках одного и того же проекта (сейсморазведка, буровые и грунтовые работы, пластовые воды и др.). На региональном уровне может происходить также пространственно-временное пересечение источников воздействия (например, при сбросе отходов с платформ) от нескольких соседних проектов. При этом возможны последствия как аддитивного, так и синергического типа за счет простого суммирования либо усиления конечных эффектов. Надо признать, что методология таких оценок применительно к морским экосистемам пока не разработана.

Таким образом, суммируя известные материалы, можно утверждать, что долговременные эффекты в районах длительной эксплуатации нефтегазовых месторождений на шельфе несомненно существуют и проявляются в основном в виде устойчивых местных нарушений (адаптивных модификаций) численности и структуры бентосных сообществ. В случае длительных сбросов нефтесодержащих буровых растворов и шламов эти нарушения охватывают зоны от нескольких сотен метров до нескольких километров от платформ, тогда как при использовании БРВО воздействие на бентос носит локальный характер и обычно не распространяется за пределы 200–300 м от точки сброса. В то же время надо отметить, что есть два источника воздействия на морские экосистемы, которые способны приводить к устойчивым *крупномасштабным* нарушениям, вплоть до экологических катастроф регионального уровня. Речь идет о биологических инвазиях чужеродных видов, рассмотренных выше, и о нефтяных разливах, которым посвящена следующая глава.

2.5. Сводные оценки эффектов и последствий

В завершение этой главы логично дать некоторые обобщенные оценки и представления о том, что происходит в морских экосистемах под влиянием разных видов *безаварийной* деятельности в рамках МНГК. Результаты такой попытки показаны в табл. 2.4, где даны сводные оценки, и в табл. 2.5 и 2.6, где показаны таблично-графические отображения рассмотренных выше стрессовых эффектов на разных уровнях биологической организации и для разных групп морской биоты. Напомним, что в развитии таких эффектов можно выделить три основные фазы: толерантность, компенсация и повреждения. Их описание, а также определения порогов нарушения на уровне популяций, сообществ и экосистем даны в гл. 1.

Отраженные в табл. 2.5 и 2.6 схемы иллюстрируют тот факт, что техногенные эффекты и нарушения в морской биоте возникают в основном на суборганизменном и организменном уровнях. Их компенсация на уровне популяций и сообществ

Таблица 2.4

**Обобщенные оценки техногенных воздействий и экологических последствий
на основных этапах освоения нефтегазовых месторождений в открытых водах на шельфе
(оценки сделаны на основе шкалы, приведенной в табл. 1.2, см. гл. 1)**

Этапы, операции и виды деятельности	Масштаб воздействий		Характеристика эффектов и последствий		
	Пространственный	Временной	Общая оценка	Обратимость нарушений	ОЭР**
Сейсмическая разведка	Местный	Временный	Умеренные	Обратимые	10 ⁻¹
Бурение разведочных скважин*	Локальный	Кратковременный	Слабые	Обратимые	10 ⁻⁷
Промысловые работы с одиночных платформ*	Местный	Временный	Умеренные	Слабообратимые	10 ⁻⁵
Промысловые региональные работы*	Субрегиональный	Долговременный	Значительные	Необратимые	10 ⁻²
Строительство платформ, трубопроводов и др.	Локальный (местный)	Кратковременный (временный)	Незначительные (умеренные)	Обратимые (слабообратимые)	10 ⁻⁷ –10 ⁻⁵
Эксплуатация трубопроводов в безаварийном режиме	Субрегиональный (региональный)	Долговременный	Незначительные (слабые)	Обратимые (слабообратимые)	10 ⁻⁵
Танкерные перевозки в безаварийном режиме	Местный (субрегиональный)	Временный	Слабые	Обратимые	10 ⁻⁷

* В состав удаляемых отходов не входят нефтесодержащие буровые растворы и шламы.

** ОЭР (ориентировочный экологический риск) — вероятность нарушения стационарного состояния популяций по показателям отклонения средних параметров (биомасса, численность) за пределы порога нарушений — 10 % отклонения от средних величин в ареале ключевых видов.

шеств — явление достаточно редкое и трудно фиксируемое в природных условиях. Напомним, что устойчивые нарушения в экосистемах (экологические модификации) возникают лишь при сильных и/или длительных воздействиях, которые приводят к структурно-функциональным изменениям на популяционном уровне, выходящим за пределы их естественной изменчивости в конкретных условиях данного региона. Применительно к МНГК такие нарушения следует ожидать в основном в ситуациях инвазии чужеродных видов и нефтяных разливов, причем вероятность таких ситуаций наиболее высока при танкерных перевозках и операциях.

Приведенные материалы иллюстрируют возможность начала популяционных реакций зоопланктонных форм (особенно ихтиопланктона) и пелагических стайных рыб в районах сейсмических съемок. В таких ситуациях, как показано выше, ударные импульсы могут поражать до 0,5–1 % от популяционной численности рыб на ранних стадиях развития. Аналогичные по масштабу последствия возможны в популяциях бентосных организмов, подверженных длительному воздействию нефтесодержащих отходов в районах интенсивной добычи углеводородов

с промысловых платформ. В большинстве других ситуаций нет оснований ожидать даже первичные популяционные нарушения в масштабах ареалов пелагических и бентосных видов в открытых водах шельфа. Это тем более относится к возможности достижения критического порога ОЭР (ориентировочного экологического риска), который составляет 10 % отклонения от средних величин биомассы и численности. Вероятность таких событий, как следует из расчетных величин ОЭР в табл. 2.4, существенно ниже единицы, а в большинстве ситуаций ничтожно мала. Для оценки ОЭР были использованы известные результаты расчетов максимально возможных потерь биомассы (численности) массовых видов морских организмов при наиболее неблагоприятных (пессимистических) сценариях воз-

Таблица 2.5

**Характерные спектры реакций морской биоты
при стрессовых воздействиях в процессе разведки и эксплуатации
нефтегазовых месторождений в открытых водах шельфа: 1 — сейсморазведка;
2 — удаление отходов при бурении разведочных скважин; 3 — удаление отходов
с нефтепромысловых платформ**

Уровни биологической иерархии	Фазы развития стрессовых эффектов	Характеристика эффектов для разных групп биоты															
		Фито-планктон			Зоо-планктон			Бентос			Рыбы			Млекопитающие			
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Суборганизменный (физиологический)	Толерантность	↓															
	Компенсация		↓										↓				↓
	Повреждения																
Организменный	Толерантность					↓			↓								↓
	Компенсация			↓													
	Повреждения																
Популяционный	Толерантность						↓			↓							↓
	Компенсация						↓				↓		↓				
	Повреждения																
		<i>Порог минимума реакций (10^{-4}–10^{-1} % от нормы)*</i>															
Биоценотический (сообщества)	Толерантность																
	Компенсация																
	Повреждения																
		<i>Порог нарушения стационарного состояния (10 % от нормы)</i>															
Экосистемный	Толерантность																
	Компенсация																
	Повреждения																
		<i>Порог постепенной деструкции (>50 % от нормы)</i>															

* Порог минимума реакций — отклонения от средней нормы для основных параметров популяций (биомасса, численность и др.) в пределах ареала: в условиях острого стресса — 10^{-1} %, в условиях хронического стресса — 10^{-4} %.

Таблица 2.6

**Характерные спектры реакций морской биоты при стрессовых воздействиях
в процессе строительных и транспортных работ в открытых водах шельфа:
1 — грунтовые работы; 2 — транспортировка по трубопроводам; 3 — танкерные перевозки**

Уровни биологической иерархии	Фазы развития стрессовых эффектов	Характеристика эффектов для разных групп биоты														
		Фито-планктон			Зоо-планктон			Бентос			Рыбы			Млекопитающие		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Суборганизменный (физиологический)	Толерантность	↓	↓	↓	↓	↓					↓					
	Компенсация	↓												↓		
	Повреждения															
Организменный	Толерантность										↓	↓		↓		
	Компенсация				↓											
	Повреждения															
Популяционный	Толерантность							↓	↓	↓						
	Компенсация															
	Повреждения	Порог минимума реакций (10^{-4} – 10^{-1} % от нормы)*														
Биоценологический (сообщества)	Толерантность															
	Компенсация															
	Повреждения	Порог нарушения стационарного состояния (10 % от нормы)														
Экосистемный	Толерантность															
	Компенсация															
	Повреждения	Порог постепенной деструкции (>50 % от нормы)														

* Порог минимума реакций — отклонения от средней нормы для основных параметров популяций (биомасса, численность и др.) в пределах ареала: в условиях острого стресса — 10^{-1} %, в условиях хронического стресса — 10^{-4} %.

действия на морскую среду в условиях открытых вод шельфа [Underwood, 1996; Матишов, Никитин, 1997; Криксунов, Полонский, 1999; Зеленков, Мискевич, 2000; Патин, 2000; Проект «Сахалин 1», 2000].

Таким образом, в большинстве случаев (за исключением биоинвазий) вредные эффекты от *безаварийных* работ и операций МНГК не выходят за пределы толерантных и компенсаторных реакций на уровне популяций и сообществ в пределах ареалов местных видов, а регистрируемые нарушения, как правило, носят локальный (местный) и обратимый характер.

Выводы

1. Характерной особенностью экологической обстановки в районах разработки морских нефтегазовых месторождений является локальность большинства источников воздействия и резкая градиентность изменения физических, химических и биологических показателей качества среды и состояния биоты.

2. Последствия сейсморазведки в море включают как прямые физические поражения и гибель организмов, так и нарушения их поведенческих реакций. В некоторых ситуациях звуковые ударные импульсы могут поражать до 0,5–1 % от популяционной численности рыб на ранних стадиях развития и влиять на стайное поведение рыб на расстояниях в десятки километров от источника звуковых воздействий. Вредные последствия от сейсморазведки на шельфе можно оценить как *умеренные и обратимые*, а масштаб воздействий — как *местный (субрегиональный) и временный*.

3. Экологические последствия от сброса в открытом море БРВО и сопутствующих шламов обычно ограничиваются *кратковременными, локальными и обратимыми* нарушениями в планктоне и бентосе. По характеру проявления эти нарушения относятся к острым стрессам и аналогичны тем эффектам, что возникают при взмучивании донных осадков во время штормов. Масштаб их проявления в открытом море обычно не превышает нескольких сотен метров от точки сброса.

4. Экологический риск промысловых работ на платформах определяется в основном сбросом в море больших объемов пластовых вод с высоким содержанием вредных веществ. Характерный масштаб воздействий следует оценить как *местный (субрегиональный) и хронический*, тогда как экологические нарушения (стрессы) могут варьировать от *обратимых и слабых* в водной среде до *необратимых и умеренных (значительных)* в донных отложениях. Экстремальные негативные оценки относятся в основном к ситуациям длительного удаления в море нефтесодержащих буровых отходов и пластовых вод.

5. Главные источники и факторы вредного воздействия на морскую среду при всех видах грунтовых работ (установка платформ, прокладка трубопроводов, строительство нефтяных портов и др.) связаны с изъятием, сбросом и перераспределением донных осадков, объемы которых на региональном уровне могут исчисляться миллионами тонн. В результате таких работ неизбежны изменения условий обитания бентосных и придонных сообществ. Разброс оценок воздействия для разных видов работ и ситуаций весьма широк: от *точечных, кратковременных, обратимых и незначительных* до *местных, временных, слабо обратимых и умеренных*.

6. Безаварийные перевозки нефти танкерами сопряжены с повреждениями планктона в результате кавитации гребных винтов, акустическими воздействиями на рыб и млекопитающих и нефтяным загрязнением при штатных технологических операциях. Эти последствия следует оценить как *слабые и обратимые*, а пространственно-временной масштаб воздействий — как *местный (субрегиональный) и временный*. Наибольшую опасность в экологическом плане предста-

влияют инвазии чужеродных видов в результате сброса с танкеров балластных вод. «Биологическое загрязнение» такого рода неоднократно приводило к экологическим катастрофам регионального уровня.

7. Экологические нарушения в результате транспортировки углеводородов морскими трубопроводами следует оценить как *незначительные (слабые) и обратимые (слабо обратимые)*, а пространственно-временной масштаб воздействий как *субрегиональный (региональный) и долговременный*. К числу потенциальных экологических угроз относится «барьерный эффект» уложенных на морском дне трубопроводов, которые могут создавать помехи для миграции бентосных видов, их расселения и воспроизводства.

8. Долговременные эффекты (хронические стрессы) характерны для районов интенсивной и длительной разработки нефтегазовых месторождений на шельфе. Их проявления весьма изменчивы и специфичны в зависимости от конкретных условий, однако чаще всего они наблюдаются в виде устойчивых местных нарушений численности и структуры бентосных сообществ.

9. При всех видах и операциях безаварийной добычи углеводородов в открытых водах шельфа нет оснований ожидать устойчивых нарушений стационарного состояния популяций (снижение биомассы и численности до 10 % от средней нормы) в пределах региональных ареалов ключевых видов. Подобные эффекты обычно не выходят за пределы естественной изменчивости биотических параметров.

ЛИТЕРАТУРА

- Айбулатов Н.А. Деятельность России в прибрежной зоне моря и проблемы экологии. — М.: Наука, 2005. — 364 с.
- Белан Т.А., Олейник Е.В. Состав, распределение и современное состояние бентоса на Пильтун-Астохской нефтегазоносной площади // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 3. — Владивосток: Дальнаука, 2000. — С. 166–178.
- Веденев А.И. Анализ влияния морской и прибрежной сейсмоземлетрясения и бурения скважин на миграцию лосося на о. Сахалин. — М.: Всемирный фонд охраны дикой природы (WWF), 2010. — 19 с.
- Векилов Э.Х., Полонский Ю.М. Влияние сейсмоземлетрясения на морскую биоту // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 21–25.
- ВНИРО. Отчет о результатах мониторинговых наблюдений за состоянием морских организмов в зоне сброса отходов буровых работ на северо-восточном шельфе Сахалина. — М.: ВНИРО, 1998.
- Зеленков В.М., Мискевич И.В. Оценка возможного воздействия добычи нефти на морские арктические экосистемы на примере Приразломного месторождения в Печорском море // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 48–59.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. — Ленинград: Гидрометеоздат, 1989. — 527 с.
- Карпенко В.И. Ранний морской период жизни тихоокеанских лососей: Автореф. дис. на соис. уч. ст. д-ра биол. наук. — М.: ВНИРО, 1997. — 36 с.
- Коновалова Т.В., Белан Т.А., Христофорова Н.К. Количественные изменения бентоса на начальном этапе освоения Пильтун-Астохского нефтегазового месторождения (северо-восточный шельф Сахалина) // Электронный журнал «Исследовано в России». — 2003. — С. 1396–1406 (<http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2003/116.pdf>).

- Кочергин И.Е.* Расчет зон повышенной концентрации взвешенных веществ в море при строительстве объектов нефтегазодобывающего комплекса на шельфе Сахалина // Тр. ДВНИГМИ. — 1997. — Вып. 40.
- Кочергин И.Е., Богдановский А.А., Гаврилевский А.В., Гаврилова Т.А., Сергушева О.О., Ройл Д.Дж.* Характеристика воздействий сбросов сточных вод на морскую среду при разработке нефтегазовых месторождений на шельфе Сахалина // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 3. — Владивосток: Дальнаука, 2000. — С. 178–189.
- Криксунов Е.А., Полонский Ю.М.* Об обоснованности нормативно-расчетных приемов, относящихся к воспроизводству рыбных запасов // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущерба рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 71–74.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А.* (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия газонефтедобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения). — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. — 393 с.
- Мелтон Х.Р., Смит Дж.П., Эггинг Д.Е.* Оценка ущерба рыболовству при освоении месторождений нефти и газа: подходы и практика западных стран // Материалы международного семинара по проблеме научно-методического обеспечения оценок ущерба рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 57–62.
- Миронов О.Г.* Санитарно-биологические направления исследований акваторий контактной зоны «суша–море» // Экология моря. — 2001. — Вып.57. — С. 85–90.
- Муравейко В.М., Зайцев В.П., Иванкина Ю.И.* Оценка экологических последствий влияния техногенных акустических полей на гидробионтов северных морей. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1994. — 30 с.
- Немировская И.А.* Углеводороды в океане. — Научный мир. — 2004. — 328 с.
- Немчинова И.А., Мухаметова О.Н.* Исследования воздействия буксируемых группированных пневмоисточников, используемых в сейсморазведке, на морской планктон прибрежных вод Восточного Сахалина // Тр. СахНИРО. — 2007. — Т. 9. — С. 223–239.
- Одум Ю.* Экология. Т.1. — М.: Изд-во «Мир», 1986. — 328 с.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 350 с.
- Патин С.А.* Воздействие на морские экосистемы, биоресурсы и рыболовство при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 173–177.
- Патин С.А.* Эколого-токсикологические подходы к оценке воздействия на морскую среду и биоресурсы // Проблемы охраны водоемов. — Борок: Изд-во ИБВВ РАН, 2004. — С. 25–52.
- Патин С.А.* Методология оценки техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы. — 2004а. — Т. 31, № 4. — С. 451–460.
- Патин С.А.* Воздействие на окружающую среду от перемещения и сброса грунта при работах по дноуглублению в заливе Анива, выполненных в 2003–2005 гг. — М.: ЭкоТерра Ко., ЛТД, 2005. — 67 с.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Патин С.А.* Экологические аспекты охраны морской среды и биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе России // Материалы Международной конференции «Рыболовство в условиях освоения углеводородных ресурсов континентального шельфа» (Мурманск, 28–30 октября 2009 г.). — Мурманск: ПИНРО, 2009.
- Проект «Сахалин 1».* Отчет о результатах экологического мониторинга, сопровождающего бурение разведочных скважин на площади Аркутун-Даги-море в 1997 г. — Эксон Нефтегаз, 1998.
- Проект «Сахалин 1».* Обоснование экологической безопасности работ по геологическому изучению недр на месторождении Чайво. — Эксон Нефтегаз, 1999.
- Протасов В.Р.* Электрические и акустические поля рыб. — М.: Наука, 1973. — 232 с.

- Путлов В.Ф., Красавцев В.Б., Тамбовский В.С. Заключительный отчет о результатах работ по экологическому мониторингу в районе бурения разведочной скважины № 5 на площади Аркутун-Даги-море. — Южно-Сахалинск: СМНГ-Шельф, 1997. — 55 с.
- Саматов А.Д., Немчинова И.А. Оценка воздействия пневмоисточников на зоопланктон при проведении сейсморобот в шельфовой зоне Восточного Сахалина // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 196–207.
- Саматов А.Д., Печенева Н.В., Латковская Е.М., Лебедева А.Е. Некоторые результаты экологического мониторинга разведочного бурения на северо-восточном шельфе Сахалина // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 208–214.
- Сергеева О.В., Медянкина М.В., Самойлова Т.А., Кузьмина К.А. Экспериментальное исследование влияния осаждаемой взвеси на выживаемость ракообразных // Современные проблемы науки и образования. — 2013. — № 3.
- СМНГ-Шельф (Сахалинморнефтегаз-Шельф). Заключительный отчет о результатах экологического мониторинга в районе бурения разведочной скважины № 5 на месторождении Аркутун-Даги в 1996 г. — Южно-Сахалинск, 1997. — 220 с.
- СМНГ-Шельф (Сахалинморнефтегаз-Шельф). Охрана окружающей среды и оценка воздействия при строительстве скважины № 1 на площади «Астрахановская-море». — Южно-Сахалинск, 1999. — 125 с.
- Сочнев О.Я., Матишов Г.Г., Никитин Б.А. Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе. — М.: Газоил пресс, 2001. — 232 с.
- Сочнев О.Я., Матишов Г.Г., Шпарковский И.А. Оценка воздействия на окружающую среду поисково-оценочных работ на нефть по площади Медынская-море в юго-восточной части Баренцева моря. — Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 1997. — 89 с.
- Сочнев О.Я., Сочнева И.О., Хистяев А.А. Экологическая безопасность и экологический мониторинг поисково-оценочных работ на газ в Обской и Тазовской губах в 2000–2009 годах // Арктика: экология и экономика. — 2012. — Т. 7, № 3. — С. 44–53.
- Терентьев А.С. Влияние морских стационарных платформ на донное сообщество поднятия Голицино (северо-западная часть Черного моря) // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 242–247.
- Ткалин А.В., Ройл Д.Дж., Сергушеева О.О. Некоторые результаты экологического мониторинга Пилтун-Астохской площади в 1998 г. // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ № 2. — Владивосток: Дальнаука, 1999. — С. 145–160.
- Шавыкин А.А., Ващенко П.С., Карнатов А.Н. Некоторые проблемы экологического сопровождения освоения шельфа арктических морей // Природа морской Арктики: современные вызовы и роль науки. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2010. — С. 223–224.
- AEI (Acoustic Ecology Institute). AEI Special Report: Ocean Noise. — 2009. — 45 p. (acousticecology.org).
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic. Effects and potential effects. Volume 1. — Oslo, Norway: AMAP, 2010. — 423 p.
- Andrew R.K., Howe B.M., Mercer J.A., Dzieciuch M.A. Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast // Acoustic Research Letters Online. — 2002. — Vol. 3, No. 2. — P. 65–70.
- Bakke T., Klungsoyr J., Sanni S. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // Marine Environmental Research. — 2013. — Vol. 92. — P. 154–169.
- Birklund J., Wijsman J.W.M. Aggregate extraction. A review on the effect on ecological functions. — Report prepared for EC Fifth Framework Programme Project SANDPIT. — 2005. — 55 p.
- Cairns W.J. (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — 722 p.

- Carlton J.T. The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans // *Invasive Species and Biodiversity Management*. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. — P. 195–212.
- CBD (Convention on Biological Diversity). Scientific synthesis on the impacts of underwater noise on marine and coastal biodiversity and habitats // UNEP/CBD/SBSTTA/16/INF/12 March 2012. — 93 p.
- Cranswick D. Brief overview of Gulf of Mexico OCS oil and gas pipelines: installation, potential impacts, and mitigation measures. — OCS Report MMS 2001-067. — 2001. — 25 p.
- CSTF (Contaminated Sediments Task Force). Effects of resuspended sediments due to dredging operations. — Anchor Environmental, CA L.P., California, 2003 — 55 p.
- Cucknell A.C., Boisseau O., Moscrop A. A review of the impact of seismic survey noise on narwhal & other Arctic cetaceans. — Report prepared for Greenpeace Nordic by Marine Conservation Research Ltd. — 2015. — 146 p.
- Cummings J., Brandon N. Sonic impact: A Precautionary assessment of noise pollution from ocean seismic surveys. — Washington, DC: Greenpeace USA, 2004. — 45 p.
- Daan R., Mulder M. A study on possible short-term environmental effects of WBM cutting discharges in the Frisian Front area (North Sea) // NIOZ Report 1993–5. — NIOZ, Texel, The Netherlands. — 1993. — 33 p.
- Daan R., Mulder M. On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea // *ICES Journal of Marine Science*. — 1996. — Vol. 53. — P. 1036–1044.
- Dalen J. Effects of seismic surveys on fish, fish catches and sea mammals. Report for the Cooperation group. — Fishery Industry and Petroleum Industry Report no.2007-0512. — 2007.
- DTI (Department of Trade and Industry). Oil discharged with produced water 1992–2006. — London, U.K.: DTI, 2006.
- Engas A., Lokkeborg S., Ona E., Soldal A.V. Effects of seismic shooting on catch-availability of cod and haddock // *Fisken og Havet*. — 1993. — No. 9. — 117 p.
- Engås A., Løkkeborg S., Ona E., Soldal A.V. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* — Vol. 53. — 1996. — P. 2238–2249.
- ESRF (Environmental Studies Research Funds). Effects of pipelines/gathering lines on snow crab and lobster // ESRF Report No. 150. — Martec Limited, CEF Consultants Ltd, DRDC Atlantic, St. Francis Xavier University. — Calgary, 2004. — 61 p.
- ExxonMobil. Coexisting with the fishing industry. — ExxonMobil, 2015. — 19 p.
- Foyen L. Monitoring strategies to assess hazards presented by the discharge of produced water by offshore oil and gas industries // Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. — Copenhagen: ICES, 1998. — P. 290–296.
- Fraser G.S., Russell J., Von Zharen W.M. Produced water from offshore oil and gas installations on the grand banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known? — *Marine Ornithology*. — Vol. 34. — 2006. — P. 147–156.
- GEF-UNDP-IMO GloBallast Partnerships and IOI. Guidelines for National Ballast Water Status Assessments. GloBallast Monographs No. 17. — 2009. — 25 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment // GESAMP Reports and Studies. — 1993. — No. 50. — 180 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Pollution of the open ocean: a review of assessments and related studies // GESAMP Reports and Studies. — 2009. — No. 79. — 64 p.
- Glaholt R., Fung T. Laboratory investigations into the potential for a bottom founded marine pipeline to act as a barrier to the movement of: dungeness crab (*Cancer magister*), speckled sand dab (*Citharichthys tigmaeus*), and starry flounder (*Platichthys stellatus*). — Georgia Strait Crossing Pipeline Limited, TERA Environmental Consultants. — 2003. — 18 p.
- Glaholt R.G., Nunas M., Ong S. An investigation into the influence of marine pipelines and cables on benthic ecology and biodiversity // International symposium on environmental concerns in rights-of-way management (Amsterdam, 2002). — 2002. — 12 p.
- Gordon D.C., Cranford P.J., Muschenheim D.K., Loder J.W., Keizer P.K., Krank K. Predicting the environmental impacts of drilling wastes on Georges Bank scallop populations // *Managing the environment*

- tal impact of offshore oil production: Proceedings of the 32d Annual Meeting of the Canadian Society of Environmental Biologists (St John's, Newfoundland, Canada). — 1992. — P. 139–147.
- Gordon J.C.D., Gillespie D., Potter J., Frantzis A. et al. The effects of seismic surveys on marine mammals // Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop (London, 23–25 June 1998). — London, 1998.
- Gray J.S., Bakke T., Beck H.J., Nilsson I. Managing the environmental effects of the Norwegian oil and gas industry: From conflict to consensus // Mar. Pollut. Bull. — 1999. — Vol. 38. — P. 525–530.
- Haldane D., Reuben R.L., Side J.C. Submarine pipelines and the North Sea environment // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New-York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 481–522.
- Heling R., Van der Steen J. Risks of discharges of naturally occurring radioactive matter by oil and gas production platforms on the Dutch part of the continental shelf. — KEMA Report 40287-NUC. — 1994.
- Hooper R. Snow crab locomotory abilities // Memorial University of Newfoundland, 1999.
- Hylland K., Eriksen D.O. Naturally occurring radioactive material (NORM) in North Sea produced water: environmental consequences. — Norsk Olje og Gass, 2013. — 24 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil and gas operations // IAOGP Report No. 342, 2003. — 105 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Fate and effects of naturally occurring substances in produced water on marine environment // IAOGP Report No. 364, 2005. — 57 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. Cooperative Research Report No. 247. — Copenhagen: ICES, 2000. — 95 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. — Copenhagen: ICES, 2000a. — 263 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem. — Copenhagen: ICES, 2003. — 105 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Overview assessment of non-indigenous species in the OSPAR maritime area. ICES Advice 2009 Book 1. — Copenhagen: ICES, 2003.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 29 March–1 April 2005, Texel, The Netherlands. ICES CM 2005/G:07. — Copenhagen: ICES, 2005. — 49 p.
- IFAW (International Fund for Animal Welfare). Ocean noise: Turn it down. A report on ocean noise pollution. — IFAW, 2008. — 44 p.
- IMO (International Maritime Organization). Ballast Water Management Convention. — London: IMO, 2004.
- IMO (International Maritime Organization). MARPOL 73/78. Consolidated Edition 2002. — London: IMO, 2002. — 511 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Alien invasive species and the oil and gas industry. Guidance for prevention and management. — London: IPIECA, 2010. — 83 p.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). Western gray whales: status, threats and the potential for recovery. — Report of the Western Gray Whales Range Wide Workshop (21–24 September 2008, Tokyo, Japan). — 2008. — 44 p.
- IWC (International Whaling Commission). Features of sound and seismic surveys. — Report of the Scientific Committee. Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns. — London: IWC, 2006.
- Jensen T., Palerud R., Olgard F., Bakke S.M. Dispersion and effects of synthetic drilling fluids in the environment // Technical Report to the Ministry of Oil and Energy. Report No. 99–3507. — 49 p.
- JNRES (Joint Norwegian-Russian environmental status). Report on the Barents Sea Ecosystem, 2008.
- Johnston R. Seismic and fish-research results and regulatory advice. — Aberdeen: Fisheries Research Service (FRS), Marine Laboratory. — 1999.
- Karlsen H.E., Piddington R.W., Enger P.S., Sand O. Infrasound initiates directional fast-start escape responses in juvenile roach *Rutilus rutilus* // J. Exp. Biol. — 2004. — Vol. 207. — P. 4185–4193.
- Lincoln D. Sense and nonsense. The environmental impacts of exploration on marine organisms offshore Cape Breton. Submission to the Public Review Commission. — Sierra Club Canada, 2002. — 17 p.

- Lokkeborg S., Soldal A.V. The influence of seismic exploration with airguns on cod (*Gadus morhua*) // ICES Marine Science Symp. — 1993. — P. 62–67.
- Maersk Oil. Environmental Status Report 2012. The Danish sector of the North Sea. — Copenhagen, 2012. — 20 p.
- Mairs H., Putov V.F., Krasavtsev V.B., Tambovsky V.S. Final joint report on the result of ecological monitoring work in the drilling area of exploratory well No. 5 in the Arkutun-Dagi sea area. — Exxon Neftegas Ltd., 1997.
- Maurer D., Keck R.T., Tinsman J.C., Leathem W.A., Wethe C., Lord C., Church T.M. Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: a synthesis // Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol. — 1996. — Vol. 71, No. 1. — P. 49–63.
- McCauley R., Fewtrell J., Popper A.N. Effects of anthropogenic sounds on fish ears // J. Acoust. Soc. Am. — 2003. — Vol. 113, No. 1.
- McCauley R.D. Seismic Surveys // Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. — Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. — P. 23–118.
- Melton H.R., Smith J.P., Martin C.R., Nedwed T.J., Mairs H.L., Raught D.L. Offshore discharge of drilling fluids and cuttings. A scientific perspective on public policy. — Rio de Janeiro: Brazilian Petroleum Institute, 2000. — 15 p.
- MMS (Minerals Management Service, US Department of the Interior). Outer continental shelf natural gas and oil resource management program: Cumulative effects (1987 — 1991). — OCS Report MMS 95-0007. — 1995.
- Muschenheim D.K., Milligan T.G. Flocculation and accumulation of fine drilling waste particulates on the Scotian Shelf (Canada) // Mar. Pollut. Bull. — 1996. — Vol. 32, No. 10. — P. 740–745.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- Neff J.M. Fate and effects of drilling mud and produced water discharged in the marine environment // U.S.-Russian Government Workshop on management of waste from offshore oil and gas operations (April 1998, Moscow). — Moscow, 1998.
- Neff J.M., McKelvie S., Ayers R.C., Jr. Environmental impacts of synthetic based drilling fluids. — Report prepared for MMS by Robert Ayers & Associates, Inc. August 2000. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2000-064. — 2000. — 118 p.
- Nieukirk S.L., Stafford K.M., Mellinger D.K., Dziak R.P., Fox C.G. Low-frequency whale and seismic air-gun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean // J. Acoust. Soc. Am. — 2004. — Vol. 115. — P. 1832–1843.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Anthropogenic noise in the marine environment. — Marine Conservation Biology Institute, 2000. — 94 p.
- Nowacek D.P., Thorne L.H., Johnston D.W., Tyack P.L. Responses of cetaceans to anthropogenic noise // Mammal Review. — 2007. — Vol. 37, No. 2. — P. 81–115.
- NRC (National Research Council). Ocean noise and marine mammals. — Washington DC: National Academies Press, 2003. — 192 p.
- Olsen E., Aanes S., Mehl S., Holst J.C., Aglen A., Gjosæter H. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area // ICES Journal of Marine Science. — 2010. — Vol. 67.
- Olsgard F., Gray J.S. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the Norwegian continental shelf // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 1995. — Vol. 122. — P. 277–306.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality Status Report 2000, Region II — Greater North Sea. — London: OSPAR Commission, 2000. — 136 p.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2009.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Assessment of the impacts of shipping on the marine environment — London: OSPAR Commission, 2009a.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. — London: OSPAR Commission, 2009b. — 133 p.

- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2010.
- Ostenberg C.W., Schmitt R.J., Holbrook S.J., Canestro D. Spatial scale of ecological effects associated with an open coast discharge of produced water // Produced water: technological/environmental issues and solutions. — New York: Plenum Press, 1992. — P. 387–402.
- Parsons E.C.M., Swift R., Dolman S. Sources of noise // Oceans of noise. — Chippenham: Whale and Dolphin Conservation Society, 2003. — P. 24–43.
- Patin S.A. Pollution and the biological resources of the oceans. — London: Butterworth Scientific, 1982. — 320 p.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry. — New York: EcoMonitor, 1999. — 425 p.
- Peterson Ch.H., Kennicutt II M.C., Green R.H., Montagna P., Harper D.E., Powell E.N., Roscigno P.F. Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: a perspective on long-term exposure in the Gulf of Mexico // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. — 1996. — Vol. 53, No. 11. — P. 2637–2654.
- Pillay A.E., Salih F.M., Maleek M.I. Radioactivity in oily sludge and produced waste water from oil: environmental concerns and potential remedial measures // Sustainability. — 2010. — Vol. 2, No. 4. — P. 890–901.
- Popper A.N., Carlson T.J. Application of sound and other stimuli to control fish behavior // Trans. Am. Fish. Soc. — 1998. — Vol. 127, No. 5. — P. 673–707.
- Popper A.N., Fewtrell J., Smith M.E., McCauley R.D. Anthropogenic sound: Effects on the behavior and physiology of fishes // Marine Technology Soc. J. — 2004. — Vol. 37, No. 4. — P. 35–40.
- Popper A.N., Smith M.E., Cott P.A., Hanna B.W., MacGillivray A.O., Austin, M.E., Mann, D.A. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species // J. Acoust. Soc. Am. — 2005 — Vol. 117, No. 6. — P. 3958–3971.
- Potential effects of the construction and operation of subsea pipelines on lobster movement and behavior. — Proceedings of a Workshop (Providence, Rhode Island, June 24–25, 2003). — Rhode Island, Canada, 2003. — 53 p.
- Raaymakers S. Maritime transport and high seas governance — regulation, risk and the IMO regime // International Workshop on Governance of High Seas Biodiversity Conservation (17–20 June 2003). — Cairns, Australia, 2003. — 37 p.
- Ramsay C.G., Grant S. Hazard and risk // North Sea oil and the environment: developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 559–584.
- Ray J.P., Engelhardt F.R. (eds.). Produced water. Technological and environmental issues and solutions. — New York: Plenum Press, 1992.
- RCN (Research Council of Norway). Long-term effects of discharges to sea from petroleum-related activities. The results of ten years' research. — Oslo: RCN, 2012. — 44 p.
- Reed M., Johnsen S. (eds.). Produced water 2: Environmental issues and mitigation technologies. — New York: Plenum Press, 1996.
- Richardson W.J., Malme C.I., Green C.R.jr., Thomson D.H. Marine mammals and noise. — San Diego CA: Academic Press, 1995. — 576 p.
- Saetre R., Ona E. Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og-larver // Fisken og Havet. — 1996. — No. 8. — 18 p. (in Norwegian).
- Scott K.N. International regulation of undersea noise // The International and Comparative Law Quarterly. — 2004. — Vol. 53. — P. 287–324.
- Skalski J.R., Pearson W.H., Malme C.I. Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp) // Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 1992. — Vol. 49, No. 7. — P. 1357–1365.
- Smith M.E., Kane A.S., Popper A.N. Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: does the linear threshold shift hypothesis hold water // J. Exper. Biol. — 2004. — Vol. 207. — P. 3591–3602.
- Stagg R.M., Gillibrand P.A., McIntosh A.M., Turell W.A. The effects of produced water on hydrocarbon levels and P450 1A monooxygenase activity in fish larvae in the northern North Sea // Produced water 2: Environmental issues and mitigation technology. — New York: Plenum Press, 1996. — P. 195–210.

- Stephenson M.T.* A survey of produced water studies // Produced water. Technological and environmental issues and solutions. — New York: Plenum Press, 1992.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C.* (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. — Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. — 696 p.
- Trannum H.C., Setvik A., Norling K., Nilsson H.C.* Rapid macrofaunal colonization of water-based drill cuttings on different sediments // Marine Pollution Bulletin. — 2011. — Vol. 62. — P. 2145–2156.
- Trefry J., Dunton K., Trocine R., Schonberg S., McTigue N., Hersh E., McDonald T.* Present-day chemical and biological characterization of two historic offshore drill sites in the Alaskan Arctic // Mar. Environ. Res. — 2013. — Vol. 86. — P. 35–45.
- Tsui Ph.T.P.* The environmental effects of marine seismic exploration on fish and fisheries of the Scotian Shelf // Offshore oil and gas information conference (Yarmouth, Nova Scotia, Canada, October 30–31, 1998). — 1998. — 25 p.
- Underwood A.J.* Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: Some role for experimental marine ecology // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. — 1996. — Vol. 200, No. 1–2. — P. 1–27.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Illegal oil discharge in European Seas // Environment Alert Bulletin. — No. 7. — 2006. — 4 p.
- Veil J.A., Puder M.G., Elcock D., Redweik R.J.Jr.* A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane. — Pittsburgh: US Department of Energy, National Energy Technology Laboratory. — 2004. — 79 p.
- Weilgart L.S.* The impact of ocean noise pollution on marine biodiversity. — Department of Biology Dalhousie University Halifax, Nova Scotia Canada, 2008. — 6 p.
- Weir C.R., Dolman S.J.* 2007. Comparative review of the regional marine mammal mitigation guidelines implemented during industrial seismic surveys, and guidance towards a worldwide standard // Journal of International Wildlife Law & Policy. — 2007. — Vol. 10, No. 1. — P. 1–27.
- Weller D.W., Rikards S.H., Bradford A.L., Burdin A.M., Brownell R.L., Jr.* The influence of 1997 seismic surveys on the behavior of western Gray whales off Sakhalin Island, Russia // Paper No. SC/58/E4 presented to the IWC. — International Whaling Commission (IWC), 2006.
- Wiese F.K., Ryan P.C.* The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984–1999 // Mar. Pollut. Bull. — 2003. — Vol. 46. — P. 1090–1101.
- Wilber D.H., Clark D.G.* Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries // North American Journal of Fisheries Management. — 2001. — Vol. 21. — P. 855–875.
- WWF-Norway (World Wild Fund, Norway). Petroleum-free Zones in the Norwegian Sea. — WWF-Norway, 2009. — 20 p.

*Экологические
эффекты и последствия
нефтяных разливов*

Среди всех источников и видов пагубного воздействия человека на морские экосистемы нефтяные разливы бесспорно занимают лидирующее положение по масштабам и тяжести последствий. Несмотря на некоторое снижение частоты и объемов крупных аварийных разливов нефти в море за последние десятилетия, они по-прежнему сопутствуют всем видам деятельности МНГК и представляют серьезную угрозу для прибрежных экосистем и рыболовства. Объемы информации по этой многоплановой проблеме исчисляются тысячами научных публикаций, однако до сих пор остается широкий разброс мнений по поводу экологической опасности этих инцидентов и обратимости их последствий.

В этой главе, опираясь на материалы и выводы моей предыдущей монографии [Патин, 2008] и в дополнение к анализу источников, причин и статистики аварийных разливов нефти (см. т. 1, гл. 2), выделены основные типы таких разливов в море и рассмотрены их экологические эффекты и биологические последствия.

3.1. ТИПЫ И СЦЕНАРИИ НЕФТЯНЫХ РАЗЛИВОВ

Каждая аварийная ситуация и сопутствующий ей нефтяной разлив в море уникальны в том смысле, что они развиваются по своим сугубо индивидуальным сценариям. Это вполне понятно, если учесть широкий спектр природных и антропогенных условий, факторов, обстоятельств и бесконечное число их возможных комбинаций, которые сопровождают каждый такой инцидент. Тем не менее в этой пестрой картине легко выделяется ключевой момент, от которого зависят в конечном счете характер и тяжесть экологических и других последствий таких ситуаций. Речь идет о двух основных вариантах движения нефти на поверхности моря: либо она все время будет находиться в открытых водах в отдалении от

берегов, либо нефть придет в соприкосновение с узкой полосой прибрежных вод и береговой линией. Исходя из этого и учитывая описанную выше схему экологического районирования шельфа (см. гл. 2), представляется логичным различать следующие основные типы нефтяных разливов:

- разливы *пелагического* типа начинаются и завершаются на поверхности моря (обычно в открытых водах и на значительном удалении от берегов) без соприкосновения с береговой линией;
- разливы *прибрежного* типа начинаются в морской прибрежной зоне с быстрым выносом основной части разлившейся нефти на побережье, т.е. в литораль и на берег в пределах верхней границы зоны заплеска волн или до верхней границы их штормового (нагонного) выноса;
- разливы *смешанного* типа начинаются на поверхности воды в открытых водах (пелагиаль, нижняя сублитораль) с последующем достаточно длительным (сутки, недели) дрейфом нефтяного пятна и его частичным выносом на побережье.

В этой простой схеме только разливы пелагического типа вполне четко выделяются на пестром фоне возможных сценариев, поскольку здесь действует очевидный альтернативный критерий наличия или отсутствия факта соприкосновения разлившейся нефти с береговой линией. Разграничение двух других типов, конечно, условное и основано лишь на учете трансформации нефти в море, которое она испытывает пока дрейфует к берегу.

3.1.1. Пелагические сценарии

Судя по известным данным, до 20 % от общего числа крупных разливов за последние десятилетия происходили в открытых водах без соприкосновения нефти с береговой линией. При этом, как описано ранее (см. т. 1, гл. 4) и проиллюстрировано на рис. 3.1 и 3.2 (вклейка), под воздействием приводного ветра, течений и волн разлитая нефть быстро распространяется по поверхности моря или подо льдом и подвергается процессам испарения, растворения, эмульгирования и биодеградации. На открытой поверхности моря нефтяные пятна обычно дрейфуют со скоростью 80–90 % от скорости течения и 3–5 % от скорости ветра. При сильном ветре, скорость которого обычно в десятки раз превосходит скорость течения, влияние ветра на дрейф нефтяного пятна становится решающим. Известны многие ситуации, когда именно этим определялось поведение нефти после разливов [NOAA, 1992; IPIECA, 2001]. Напомним, что ход этих и последующих событий радикально зависит также от типа и свойств самой нефти.

С течением времени (обычно в пределах от нескольких часов до нескольких суток) нефтяное пятно на поверхности моря становится неоднородным и разбивается на фрагменты. Вязкость нефти по мере ее «выветривания» повышается и начинается эмульгирование с образованием устойчивых «муссов» (рис. 3.3, вклейка). При этом объем и площадь нефтяных полей увеличиваются и в их составе появляются утолщенные линзы из наиболее вязких порций нефти, а также фрагменты эмульсий. Эти вязкие нефтяные агломераты располагаются по направле-

нию ветра и образуют своеобразные «нефтяные валы». По результатам прямых измерений [Baker et al., 1990], до 90 % от исходного количества разлитой нефти может входить в состав таких дрейфующих по ветру нефтяных сгустков, которые обычно окружены радужной нефтяной пленкой.

Что касается растворения нефти в морской воде, то в этот процесс обычно вовлекается не более 1 % от объема разлива. Результаты моделирования и многочисленных полевых наблюдений показывают, что концентрации растворенных углеводородов под пленкой нефти при разливах в открытых водах в большинстве случаев значительно ниже 1–10 мг/л, а время их существования в поверхностном слое пелагиали не превышает нескольких часов [Патин, 1997; Edwards, White, 1999; Page et al., 1999; IPIECA, 2001; Neff et al., 2000; АМАР, 2004].

Масштабы протяженности нефтяных полей в виде пленок (сликов), скоплений эмульсий (муссов) или затвердевших нефтяных агрегатов могут колебаться в очень широком диапазоне — от нескольких сотен метров до сотен километров в зависимости от параметров разлива и текущих океанографических и погодных условий. Однако во всех случаях последствия разливов пелагического типа обычно ограничиваются относительно кратковременным нефтяным загрязнением поверхности моря и быстро обратимыми экологическими нарушениями в поверхностных водах. Спустя несколько суток (недель) эти нарушения обычно нивелируются в силу естественных процессов разложения нефти и самоочищения морской среды, что подтверждают известные результаты наблюдений за разливами такого типа. Приведем несколько примеров относительно быстрого рассеяния нефтяных разливов в море в результате природных процессов самоочищения и гидрологического перемешивания.

- В декабре 1976 г. у атлантических берегов США (штат Массачусетс) потерпел аварию танкер «Argo Merchant», в результате чего в море поступило 28 тыс. т тяжелого нефтяного топлива. На поверхности морской воды образовалось обширное нефтяное поле, состоявшее из плотных скоплений нефти в виде плоских нефтяных комков (толщиной от 1 до 20 см) и радужных пленок на их периферии. Благодаря сильному ветру со стороны берега нефтяное поле было довольно быстро вынесено на сотни миль в открытые воды, где оно затем дрейфовало в направлении преобладающей здесь системы северо-атлантической циркуляции поверхностных вод. Концентрация суммы нефтяных углеводородов в слое воды под пленкой нефти достигала 0,25 мг/л. Признаки нефтяного загрязнения были зафиксированы в планктонных организмах, рыбах и птицах. Однако какие-либо выраженные токсические эффекты и негативные последствия для популяций морской флоры и фауны, а также для рыболовства в зоне воздействия разлива не обнаружены [Winslow, 1978; NOAA, 1992; White, Baker, 1999].

- В апреле 1977 г. на промысловой платформе «Bravo» в районе месторождения «Ekofisk» в Норвежском море произошел аварийный выброс из скважины нефти, природного газа и бурового раствора. Скважина фонтанировала непрерывно в течение 7 сут с выбросом нефти на высоту до 20 м над уровнем моря. Общее количество вылившейся сырой нефти (легкого типа) оценено величиной около 30 тыс. т. Испарение нефти начиналось уже в факеле фонтана и составило в целом

30–40 % от объема разлива. На третьи сутки после аварии на поверхности моря образовалось нефтяное поле в виде пленки размерами 15 миль в длину и 5 миль в ширину. В дальнейшем под действием волн и течений эта пленка была фрагментирована и эмульгирована в форме устойчивых пятен эмульсии, которые наблюдались вокруг платформы на расстояниях до 45 миль. Через неделю после разлива нефтяные остатки были обнаружены на удалении 120 км к северу от месторождения. Зафиксирован факт погружения нефтяной эмульсии на небольшую глубину ниже поверхности моря. Какие-либо биологические последствия разлива не обнаружены. Вынос нефти на берег не наблюдался [NOAA, 1992].

- В результате пожара и разрушения танкера «Castillo de Bellver» в августе 1983 г. в открытых водах (около 70 миль от Кейптауна, ЮАР) на морскую поверхность вылилось около 250 тыс. т сырой нефти. Нефтяное пятно двигалось вначале к берегу, а затем после изменения направления ветра дрейф пятна сместился в сторону открытого океана. Здесь оно попало в зону действия Бенгуэльского течения и было рассеяно в океанических водных массах. Единственным проявлением негативных биологических эффектов был эпизод нефтяного загрязнения около 1500 морских птиц. Воздействие на рыбные ресурсы оценено как незначительное [Moldan et al., 1985; ИТОРФ, 1998].

Аналогичные сценарии быстрого рассеяния пленочной нефти характерны также для некоторых разливов прибрежного и смешанного типов, которые проходят через пелагическую фазу их развития, т.е. от момента разлива нефти в море до момента ее соприкосновения с литоральной полосой и берегом. Так было, в частности, после аварии танкера «Braer» у берегов Шетландских островов, когда в море попало около 85 тыс. т легкой нефти [Harris, 1995; API, 1999], и после разлива нефти у берегов Род Айленда (США) при посадке на мель нефтяной баржи «North Cape» [Mitchel et al., 1997]. Несмотря на внушительные объемы разлитой нефти, какие-либо нефтяные скопления на поверхности моря, а также значительные выбросы нефти на берег в этих случаях отсутствовали.

Один из необычных эпизодов поведения поверхностной пленки нефти в открытых водах наблюдался в сентябре 2003 г. после аварии судна «Tricolor» у берегов Бельгии (пролив Довера) [Schallier et al., 2004]. Обнаруженное с воздуха обширное нефтяное пятно протяженностью 40 км на следующий день полностью исчезло с поверхности моря. Результаты комплексного мониторинга (с участием судов и авиации) показали, что в данном случае за счет утечки и выветривания тяжелой топливной нефти образовалась стойкая водно-нефтяная эмульсия с высокой плотностью (близкой к плотности морской воды), которая затем опустилась и дрейфовала ниже поверхности моря. Такой тип поведения характерен для тяжелых сортов нефти, разливы которых отличаются особой сложностью, непредсказуемостью, повышенной тяжестью последствий и трудностями их ликвидации.

Накопленные массивы данных о скорости удаления нефти разного типа после разливов в открытых водах дают основание для следующих главных выводов [Vaker, 1999; IPIECA, 2001]:

- при прочих равных условиях скорость элиминации нефти из морской среды радикально зависит от ее физико-химических свойств;

- период полувыведения нефти из поверхностных вод (время удаления 50 % от исходного объема разлитой нефти) изменяется в пределах от 1–2 сут для легких типов нефти и до 7 сут и более — для тяжелых нефтей.

Что касается нефтяных пленок (сликов), то результаты прямых наблюдений после нефтяных разливов показывают экспоненциальный характер их исчезновения с поверхности моря с периодом «полураспада» 1–1,5 ч [Шарков, Комарова, 2005].

Утверждение о том, что разливы пелагического типа рассеиваются в открытых водах полностью и бесследно не совсем верно. Следы крупных разливов (особенно тяжелых типов нефти) остаются и их можно видеть иногда в виде плавающих на поверхности моря или выброшенных на берег смолисто-мазутных комков и шариков [Owens et al., 2002; Немировская, 2013]. За счет длительного выветривания таких агрегатов (время их пребывания в океане исчисляется месяцами и даже годами) они теряют свои токсические свойства и становятся субстратами, пригодными для обитания морских ракообразных и других беспозвоночных [Патин, 1997].

Итак, при нефтяных разливах в открытых водах и без соприкосновения с береговой линией нефтяные пленки относительно быстро — *в течение часов, суток или недель* рассеиваются в море без каких-либо заметных последствий для пелагической экосистемы и биоресурсов моря. Этим, вероятнее всего, объясняется то обстоятельство, что многие разливы пелагического типа (в т.ч. крупные разливы) остались вне внимания мировой общественности и науки.

3.1.2. Прибрежные сценарии

Из мировой статистики следует, что большинство зарегистрированных разливов сопровождалось выносом нефти в морскую прибрежную зону и затем на берег. Подобный сценарий вполне закономерен, если учесть повышенную частоту аварий танкеров именно в прибрежной зоне, где вероятность выноса нефтяного пятна на берег особенно велика и обычно превышает 50 % [Патин, 1997]. В порядке аналогии вспомним, что аварии воздушных судов также происходят чаще всего не в открытом пространстве «воздушной пелагиали», а при взлетах и посадках, т.е. в приземной области.

Сразу после разлива в море нефть будет подвергаться тем же процессам, что описаны выше для пелагического сценария. Кроме того, как показано на рис. 3.4 (вклейка), нефтяная пленка может соприкоснуться с берегом и донными осадками на мелководье, разбиваться волнами в условиях активной динамики прибрежных вод, выноситься с прибоем на побережье и накапливаться в донных и литоральных отложениях.

Разливы прибрежного типа следует рассматривать как наиболее опасные в экологическом плане, что определяется как минимум следующими тремя причинами.

- Во-первых, такие разливы затрагивают самую уязвимую и наиболее продуктивную область Мирового океана, где локализованы и воспроизводятся

основные биологические ресурсы и где сосредоточены многие виды хозяйственной деятельности и источники антропогенного воздействия на морскую среду.

- Во-вторых, разливы прибрежного типа более вероятны по сравнению с разливами при других возможных сценариях, они происходят в непосредственной близости от берега и во многих случаях не оставляют времени на организацию работ по реагированию на внезапную опасность, особенно по сбору нефти в море.
- В-третьих, при таких разливах нефтяное загрязнение формируется в результате быстрого выноса на побережье относительно свежей и потому наиболее токсичной нефти, которая еще не утратила в процессе выветривания свои летучие и растворимые (в основном ароматические) углеводороды.

При соприкосновении нефтяного пятна с береговой линией основные процессы перемещения, трансформации и аккумуляции нефти будут развиваться на побережье в литоральной и супралиторальной области, подверженной воздействию прибоа, штормов, приливов и отливов. При высоте суточных приливов в пределах 0,5–2,5 м и ветровых волнах до 3 м ширина этой зоны может колебаться в пределах нескольких десятков и сотен метров в зависимости от степени уклона (крутизны) берега [Виноградов, 1977]. Ее способность к самоочищению от нефти будет зависеть в первую очередь от топографии и геоморфологии (изрезанности) берегов, степени их защищенности от прямого действия прибойных волн и приливов, геологической структуры и литологических характеристик осадочного материала (состав, дисперсность, подвижность, степень сортировки), а также от энергии волновых и приливных процессов.

Известно, что в прибойной зоне существует направленный в сторону берега перенос взвешенного и плавающего материала [Айбулатов, Артюхин, 1993]. Поэтому попавшая в прибойную зону нефть будет перемещаться к береговой линии и в конечном счете окажется на берегу. Одновременно с этими процессами будет происходить более медленный разнос нефти вдоль берега за счет ее переноса с относительно слабыми вдольбереговыми течениями.

В зависимости от подверженности берегов прибою выделяют следующие степени прибойности [Кусакин, 1977]:

- 1 степень — закрытые бухты, прибоа никогда не бывает;
- 2 степень — полузакрытые бухты, хорошо защищенный берег, прибой бывает очень редко и выражен слабо;
- 3 степень — слабо защищенный берег, прибой частый, но сильно ослабленный за счет удаленности от открытого моря;
- 4 степень — открытый берег, прибой почти постоянный, но невелик благодаря сравнительно малому разгону волны;
- 5 степень — открытый морской берег, почти постоянный сильный прибой, разгон волны велик;
- 6 степень — открытый океанический берег, непрерывный сильный прибой, разгон волны очень велик.

Если следовать этой градации, то наиболее сильное нефтяное загрязнение надо ожидать на участках берегов первой и второй степени прибойности за счет ак-

кумуляции нефти в бухтах (рис. 3.5, вклейка), а также на открытых пологих берегах с максимальной степенью прибойности за счет дальнего выноса нефти и ее аккумуляции в верхней литорали и супралиторали (рис. 3.6, вклейка).

В табл. 3.1 приведена упрощенная классификация морской береговой линии в зависимости от способности берегов к самоочищению от нефти. Более подробная классификация такого рода, а также понятие «уязвимость побережья» были рассмотрены выше (см. гл. 1, разд. 1.4).

Таблица 3.1

**Характерные типы морской береговой линии
в зависимости от способности берегов к самоочищению от нефти**

Способность к самоочищению	Характеристика (тип) береговой линии	Характеристика процессов
Высокая	Открытые скалистые и каменистые берега (I)	За счет волнового и прибойного смыва нефть удаляется в течение нескольких недель
Умеренная	Аккумулятивные берега с песчаными пляжами (II)	Нефть аккумулируется на поверхности мелких и в верхних слоях более крупных песков и сохраняется в течение месяцев (сезонов)
Средняя	Абразионные берега с пляжами из крупного песка и гравия (III)	Нефть быстро проникает в береговые отложения и может сохраняться более 1 года
Низкая	Защищенные участки берега с пляжами галечно-валунного типа (IV)	Существуют условия для быстрого накопления и захоронения нефти в течение нескольких лет. При длительном выветривании могут возникать асфальтовые корки
Очень низкая	Полузакрытые мелководные лагуны, банки и отмели (Va)	В условиях мелководья и ограниченного водообмена нефть может сохраняться годами
Очень низкая	Низменные заболоченные берега, засоленные марши (Vб)	Самоочищение крайне замедленно. Нефть может сохраняться до 10-ти лет и более

К числу факторов, которые повышают скорость природного самоочищения морских берегов от нефти, следует отнести интенсивное воздействие ветровых волн, штормов, стонно-нагонных и приливо-отливных процессов, которые способствуют диспергированию и разрушению нефти. Надо учесть также существование во многих регионах, в частности на восточном побережье Сахалине, протяженной и широкой зоны заплеска (супролиторали) и песчаных (часто плотных, мелко- и среднезернистых) береговых отложений, затрудняющих захоронение нефти в нижних слоях грунта.

Опираясь на известные публикации по данной проблеме, остановимся подробнее на анализе упомянутых выше главных факторов, которые определяют судьбу вынесенной на побережье нефти и, следовательно, время природного самоочищения берегов после нефтяных разливов.

Первыми в перечне таких факторов следует назвать степень открытости (или, напротив, защищенности) береговой линии к действию волн, ее геоморфологию (выровненные либо расчлененные берега) и рельеф (особенно крутизну берега и подводного берегового склона). От этого прямо и сильно зависит интенсивность

воздействия на побережье ветровых волн, штормов, сгонно-нагонных и приливо-отливных явлений, которые определяют силу прибоя и дальность выноса нефти на берег. Эти же процессы определяют в значительной мере интенсивность процессов выветривания нефти, скорость ее деградации и, как следствие, тактику и методы очистки берегов после нефтяных разливов.

Важную роль играет также наличие (либо отсутствие) на берегу участков, где нефть может накапливаться и сохраняться долгое время. Такие «ловушки» в виде трещин на грунте, полостей и углублений под валунами и крупной галькой, а также расселины между скалами и другие своеобразные укрытия для вынесенной на берег нефти могут аккумулировать ее в значительных количествах (см. пример на рис. 3.5, вклейка). Известны ситуации, когда подобные процессы происходили даже в условиях открытой береговой линии [Baker, 1999; IPIECA, 2000].

Далее в этом перечне надо отметить геологическую структуру берегов и их литологические характеристики. При этом решающую роль будут играть те показатели, от которых зависит глубина проникновения нефти в толщу береговых и прибрежных осадков. К ним относится прежде всего размерный состав (дисперсность) частиц отложений и субстратов на берегу, который может изменяться от микронных частиц ила до валунов метрового размера. Чем меньше размер частиц, тем менее вероятно проникновение нефти вглубь грунтов. На этом основаны в значительной мере все известные системы оценки индексов экологической чувствительности морских берегов к нефтяным разливам [Baker et al., 1995; Percy et al., 1997; NAS, 2003].

Длительность пребывания нефти на берегу сильно зависит также от того места в пределах супралиторали (или зоны волнового выноса), куда она была вынесена после разлива в море. Как правило, нефтяные остатки в верхнем (наиболее удаленном от уреза воды) ярусе берега могут сохраняться годами, тогда как в средней и нижней частях береговой полосы нефть обычно смывается обратно в море.

Длительное пребывание на берегу жидкой нефти — довольно редкое явление. Это может быть, например, при попадании нефти в толщу хорошо защищенных от волн и прибоя мощных галечных отложений или илистых осадков прибрежных маршей. Чаще всего следы давних нефтяных разливов на берегах выглядят в виде твердых битуминозных корок и смолистых отложений [IPIECA, 2000].

Как следует из табл. 3.1, к наиболее чувствительным к нефтяному загрязнению берегам пляжного типа относятся пляжи, сложенные галечно-гравийным материалом. Исследования поведения нефти, выброшенной на такие берега, показали их способность аккумулировать в больших количествах и годами удерживать нефть в толще отложений [Hayes, Michel, 2001]. В отличие от песчаных пляжей, которые размываются под действием волн и приливов, галечно-гравийные пляжи в таких условиях обычно сохраняют свою структуру, что способствует длительной задержке нефти даже при сильной волновой и штормовой активности в прибрежной полосе. Схематическое отображение происходящих при этом процессов дано на рис. 3.7.

Один из примеров многолетнего сохранения нефти на побережье связан с нефтяным разливом после аварии танкера «Metula» в проливе Магеллана в августе 1974 г. [Owens et al., 1987; Baker, 1999]. В результате аварии в море вылилось

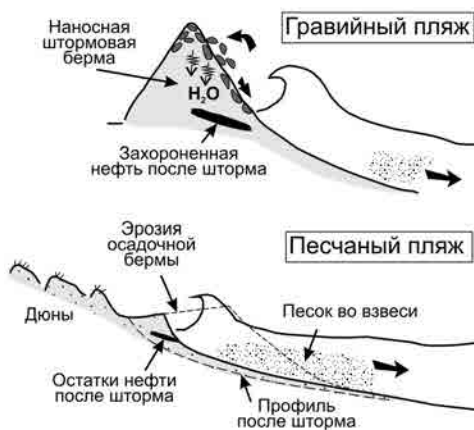


Рис. 3.7. Воздействие штормовых волн на поведение нефти в бермах галечно-гравийного и песчаного пляжей [Hayes, Michel, 2001]

около 50 тыс. т легкой сырой нефти. За счет штормовых условий и сильного волнения моря значительная часть нефти трансформировалась в устойчивую водно-нефтяную эмульсию и затем была вынесена волнами на прилегающие гравийно-песчаные берега, а также в эстуарии местных рек и полузакрытые прибрежные марши. Никакие очистные работы здесь не проводились. Спустя 20 лет на некоторых участках берегов были обнаружены твердые нефтяные остатки в виде асфальтеновых корок. В одном из небольших заболоченных заливов на поверхности прибрежного марша была видна выветренная нефтяная корка, под которой находился достаточно «свежий» мусс (эмульсия типа «вода в нефти»). Отмечено заселение нефтяных субстратов и прилегающих почв местными растениями.

За исключением гибели около 4000 птиц во время разлива какие-либо другие биологические последствия не зафиксированы.

Другим примером разлива прибрежного типа могут служить события, которые развивались в январе 1996 г. после разлива нефти у берегов Род Айленда (северо-восточное побережье США) при посадке на мель нефтяной баржи «North Cape» [Michel et al., 1997; NAS, 2003]. Нефть легкого типа в количестве около 3000 т поступала в море в течение двух суток. Особенность ситуации заключалась в том, что за счет сочетания сильного шторма (ветер до 60 миль/ч и волны высотой до 7 м) и физических свойств самой нефти (низкая вязкость и небольшая плотность) происходило ее быстрое диспергирование и распределение в водных массах. По результатам моделирования и прямых наблюдений установлено, что уже через 8 ч после разлива около 80 % нефти было диспергировано в толще воды. При этом процессы «выветривания» и образования эмульсий на поверхности моря были практически исключены. Последствия столь необычного сценария носили двойной характер. С одной стороны, из-за отсутствия устойчивых нефтяных эмульсий и пленок на поверхности моря вынос нефти на берег оказался незначительным, и потому не было необходимости в очистке прилегающих низменных берегов лагунного типа. С другой стороны, за счет быстрого растворения в водных массах низкомолекулярных и наиболее токсичных углеводородов (которые не успели испариться) их концентрация в воде была настолько велика (1–6 мг/л суммы ПАУ), что произошла массовая гибель некоторых видов прибрежных бентосных и литоральных (в т.ч. промысловых) организмов [Michel et al., 1997].

По данным мировой статистики [Lee, Page, 1997], при крупных разливах существует вероятность (в пределах 1–15 %) обратного смыва вынесенной на берег нефти в сублиторальную зону, где уровни нефтяного загрязнения донных осадков обычно на порядок ниже по сравнению с береговыми и литоральными отложе-

ниями. В то же время вынесенная в литоральную зону нефть может под действием волн, штормов, приливов и прибрежных течений перемещаться вдоль берега. Так, через две недели после аварии танкера «Amoco Cadiz» у берегов Бретани (Франция) 72 км береговой линии были сильно загрязнены нефтью. Спустя еще две недели основная часть (более 80 %) вынесенной на берег нефти была элиминирована в силу естественного самоочищения. Тем не менее, оставшаяся нефть распространилась на большие расстояния, и в результате более 300 км береговой пляжной полосы находились в состоянии нефтяного загрязнения, из них около 100 км были загрязнены особенно сильно [Baker et al., 1990].

Процессы выноса и распределения нефти на побережье сильно зависят от ее типа. Во многих случаях степень выноса на берег тяжелой нефти может быть гораздо выше, чем аналогичный показатель для легких разновидностей нефти при тех же условиях. Например, после разлива 16 тыс. т тяжелого мазута в Балтийском море (район Клайпеды) при аварии танкера «Globe Asimi» в 1982 г. основная масса мазута (более 90 %) была вынесена на пологий песчаный берег. В результате здесь возникли зоны чрезвычайно высокой плотности нефтяного загрязнения: мощность слоев береговых отложений, пропитанных мазутом, достигала 1 м, а ширина полос нефтяного покрытия песчаного пляжа колебалась в пределах от 10 до 70 м [Симонов, 1990].

В некоторых работах показано, что взаимодействие мелкодисперсных глинистых частиц с выброшенной на берег нефтью ускоряет процессы самоочищения береговой полосы от нефтяных остатков. Образующиеся при этом комплексы из нефтяных капель и глинистых частиц микронного размера не слипаются, они становятся более подвижными, приобретают нейтральную плавучесть и легко уносятся в море при накате штормовых и приливных волн. При этом происходит не только ускорение процессов самоочищения берегов, но и повышение скорости бактериальной деструкции нефти в морской воде [Braggs, Owens, 1995; Lee, Stoffin-Egli, 2001].

Как отмечалось выше, судьба вынесенной в прибрежную зону нефти в значительной мере определяется типом донных грунтов и их генезисом в процессе осадкообразования. Это было показано, в частности, при мониторинге ситуации загрязнения после разлива 6000 т сырой нефти в эстуарии р. Хамбер у берегов Великобритании [PIECSA, 1999]. Сразу после разлива концентрация нефти в осадках *песчаной* отмели достигала 50 000 мг/кг, а через год она снизилась до 3000 мг/л. Аналогичные измерения в грунтах *илистой* отмели показали значительно меньший уровень начального загрязнения (около 2000 мг/кг) и очень слабое снижение этого уровня спустя год после разлива.

Из анализа большого числа крупных разливов прибрежного типа в самых разных морских регионах и ситуациях следует, что время самоочищения морских берегов от нефти сильно зависит от свойств самой нефти и может изменяться в пределах от нескольких месяцев до нескольких лет и даже десятилетий [PIECSA, 2001; Патин, 2008]. По другим оценкам [Sell et al., 1995; Baker, 1999], это время лежит в диапазоне от нескольких суток (для очень открытых скалистых берегов) до 20–25 лет (для очень защищенных прибрежных маршей). Если исключить экстремальные (весьма редкие) ситуации очень быстрой и очень долгой элимина-

ции нефти на берегу, то в большинстве известных эпизодов крупных нефтяных разливов самоочищение морских побережий от нефти происходило в промежутке времени *от 1 года до 5 лет*. Для сравнения напомним, что аналогичные процессы в открытых водах завершаются в течение *суток и недель*, т.е. в сотни раз быстрее.

В завершение обзора процессов и факторов, определяющих скорость самоочищения морских берегов от нефти, надо подчеркнуть еще раз, что эта скорость сильно зависит от свойств и количества разлитой нефти. Чем выше плотность и вязкость вынесенной на берег нефти и чем больше ее объем (в расчете на единицу площади), тем медленнее (при прочих равных условиях) будут происходить процессы распада нефти и восстановления нарушенных экосистем морского побережья.

3.1.3. Разливы смешанного типа

Большинство средних и крупных аварийных разливов нефти относится именно к этому смешанному типу. Они проходят через фазу достаточно длительного дрейфа пятна в пелагиали с последующим выносом нефти в прибрежную зону и выбросом на берег, где разворачиваются описанные выше сценарии прибрежного типа. Практически все сказанное выше по поводу поведения нефти в открытых водах и на побережье полностью относится и к этому наиболее распространенному типу разливов.

Вариации возможных сценариев бесконечны. Они зависят от множества причин и обстоятельств, включая объем и место разлива, свойства нефти, режим поступления в море, сезон, погодные условия, океанологический режим и др. Наиболее важными параметрами следует считать направление, скорость и продолжительность дрейфа нефтяного пятна, от которых будут зависеть время и место контакта нефти с берегом, а также масштабы эмульгирования нефти в воде и объемы загрязненного грунта на берегу.

При благоприятных погодных и океанографических условиях и достаточно длительном нахождении нефти в море она рассеивается (диспергируется) в больших объемах водных масс, при этом скорость ее деградации возрастает, что существенно снижает тяжесть экологических последствий и облегчает очистные работы на берегу. В качестве иллюстрации приведем хорошо изученный эпизод в январе 1993 г., когда в результате посадки на мель танкера «Braer» у берегов Шетландских островов (Великобритания) в море попало 85 тыс. т сырой нефти легкого типа и 1600 т нефтяного топлива [Harris, 1995; Davies, Topping, 1997; API, 1999]. Потоки нефти из разрушенного судна поступали на поверхность моря в течение 12 сут. Несмотря на то, что авария произошла вблизи от берега, нефтяное загрязнение береговой линии было незначительным. Сильный шторм и ветер уносили разлитую нефть в открытое море. При этом из-за сильного волнения и турбулентности поверхностных вод нефть не образовывала ни пленок, ни эмульсий, а быстро разбивалась на капли (процесс диспергирования) и разбавлялась в толще воды. Концентрация нефтяных углеводородов в воде в сотни раз превышала фоновые

уровни и колебалась в пределах от 1 до 50 мг/л. Отмечено необычайно интенсивное выведение нефти из толщи воды на дно за счет седиментации с минеральной взвесью. Следствием этого процесса были высокие уровни содержания нефти в донных осадках (от 0,2 до 10 г/кг), которые зарегистрированы на расстояниях до 20 км от места аварии и охватывали площадь около 4000 км² (рис. 3.8). Общее количество нефти, которое взаимодействовало с частицами взвеси и затем опустилось на дно в результате седиментации, составило около 30 тыс. т (35 % от объема разлива) [Kingston, 1999]. Все эти процессы ограничили количество сырой нефти, вынесенной на побережье, и таким образом существенно снизили тяжесть биологических и рыбохозяйственных последствий разлива.

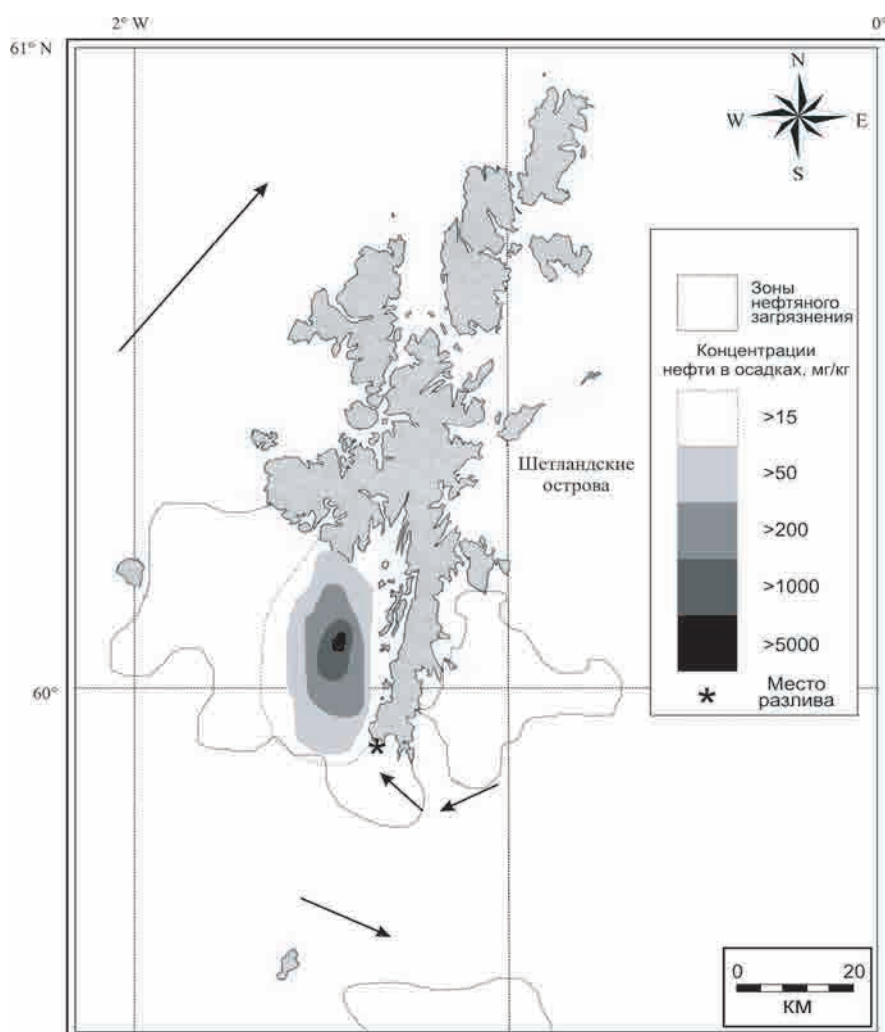


Рис. 3.8. Районы загрязнения и содержание нефти в донных осадках после нефтяного разлива при аварии танкера «Braer» у берегов Шетландских островов в январе 1993 г. [Kingston, 2003]

Совершенно иначе развивались события после другого разлива, который произошел в феврале 1970 г. после крушения у берегов Новой Шотландии (Канада) танкера «Arrow». В условиях сильного шторма и низкой температуры в море поступило около 10 тыс. т тяжелой бункерной нефти. На морской поверхности образовалось обширное нефтяное поле с включением пленок разной толщины и оттенков, нефтяных комков и вытянутых по ветру полос эмульгированной нефти разной консистенции. Из-за крайне суровых и изменчивых погодных условий направление дрейфа и характер фрагментации нефтяного поля многократно менялись. В конечном счете значительная часть разлившейся нефти была вынесена в залив Чедабукто, где около 300 км береговой линии оказались загрязненными в той или иной степени. Благодаря сильному штормовому накату выбросы нефти в отдельных местах побережья оказались выше линии максимального прилива. Природное самоочищение берегов сильно зависело от степени изрезанности и закрытости береговой линии. В открытых местах с высокой волновой и приливной активностью нефтяное загрязнение было элиминировано в течение 2–3 лет. В некоторых защищенных лагунах следы нефти и экологические последствия нефтяного стресса сохранялись более 10 лет [NOAA, 1992].

Характерным примером разлива смешанного типа может служить авария танкера «Erica», которая произошла в декабре 1999 г. в Бискайском заливе в 60 милях от берегов Франции [ИТОРФ, 2004]. В результате разрушения судна в море поступило около 22 тыс. т тяжелого нефтяного топлива (мазута). В процессе очистных работ с помощью специальных судов в течение 10 сут удалось собрать с поверхности моря около 3 % от объема разлива. За это время под действием сильных ветров и течений фрагментированное нефтяное поле в виде эмульсий, затвердевших агрегатов и пленок несколько раз меняло направление дрейфа и затем приблизилось к берегу в районе устья р. Луары. В результате сильных штормов выбросы нефти на берег продолжались несколько суток и охватили береговую линию протяженностью около 400 км. В результате масштабных очистных операций на берегу были собраны более 250 тыс. т нефтяных отходов. Зафиксирована массовая гибель птиц (более 50 тыс. особей) и других видов морской биоты в литорали, нанесен большой экологический и экономический ущерб, в т.ч. для местного рыболовства и марикультуры [Laubier et al., 2004].

Известны многие другие примеры подобных ситуаций. Отметим еще раз, что сценарии их развития и тяжесть последствий определяются в значительной мере не только местными условиями и текущей ситуацией, но также свойствами разлитой нефти и в первую очередь ее принадлежностью к легкому или тяжелому типу.

3.1.4. Разливы в ледовых условиях

Особенно сложная картина складывается при разливах нефти в ледовой обстановке. В этих условиях скорость испарения и распада углеводородов резко снижается, а нефть аккумулируется на поверхности льда и снега или под ледовым покрытием, в его неровностях, прогалинах, трещинах и пустотах, сохраняясь здесь до начала таяния льдов. Общая схема происходящих при этом процессов отра-

жена на рис. 3.2 (см. вклейку), а в табл. 3.2 описаны особенности процессов переноса и «выветривания» нефти в присутствии льда.

Таблица 3.2

**Поведение и выветривание нефти
в условиях открытой воды и в присутствии льда [DeCola, 2006]**

Процессы	Открытая вода	Лед на акватории
Перенос и диспергирование	Толщина слоя нефти после разлива уменьшается, что приводит к увеличению площади нефтяной пленки	Лед действует как физический барьер и препятствует распространению нефти, которая сохраняется в виде утолщенных слоев и пленок
Дрейф	Нефть дрейфует в соответствии с силой и направлением ветра и течения	Нефть дрейфует независимо от льда при степени ледового покрытия менее 30 %. При повышении ледовитости до 60–70 % и выше нефть перемещается вместе со льдом
Испарение	Относительно быстрое испарение с поверхности тонких пленок	Замедление процесса в местах, где нефть накапливается в виде толстых слоев
Эмульгирование	Процессы усиливаются в условиях сильного волнения. Скорость образования эмульсий и их стабильность зависят от типа нефти	Процессы замедляются при увеличении толщины пленок нефти. Образование эмульсий может быть исключено в ситуациях, когда ледовый покров блокирует волновую активность

Для ситуаций разлива нефти в ледовых условиях характерно:

- замедление скорости испарения легких (летучих) фракций;
- повышение плотности сырой нефти, снижение ее текучести и возможность затвердевания некоторых типов нефтепродуктов при низких температурах;
- ограничение подвижности нефти за счет ее адсорбции на поверхности льда и накопления в пористых наслоениях, каналах и пустотах ледового покрова;
- перемещение нефтяного пятна вместе со льдом преимущественно под действием ветра;
- замедление бактериального и фотохимического распада углеводородов в условиях пониженной температуры и ограниченного притока солнечной радиации и кислорода.

Надо полагать, что из-за повышения вязкости нефти в холодных (арктических и субарктических) водах скорость распространения нефтяных пленок по открытой морской поверхности в таких условиях будет несколько ниже, а толщина этих пленок больше, чем в водах умеренных и южных широт. Однако главным фактором, ограничивающим перенос нефти в море, несомненно является ледовый покров любой формы и на всех стадиях его образования. Эксперименты и полевые наблюдения показывают, что поведение разлитой на поверхности воды нефти существенно меняется при степени ледового покрытия моря более 30 % [Fingas,

Hollebone, 2003]. При температуре около 0 °С плотность нефти и нефтепродуктов тяжелого типа обычно становится больше плотности льда, и потому лед как бы напозаает на нефтяную пленку. Этому способствуют также ветер и течения. Установлено, что при скорости ветра 12 м/с, скорости течения 0,5 м/с и толщине льда 15–45 см нефть легко загоняется под лед [Воробьев и др., 2005].

При нефтяном разливе под сплошным ледовым покровом (например, при повреждении подводного трубопровода) скорость переноса нефти будет определяться ее адгезивными свойствами, удерживающей способностью нижней поверхности льда и скоростью подледного течения. Чаще всего скорости таких течений в арктических морях существенно ниже пороговой величины около 20–30 см/с, необходимой для отрыва нефти от ледового покрытия и ее устойчивого самостоятельного переноса под сплошным слоем твердого льда [AMAP, 1998; Glover, Dickins, 1999; USARC, 2012]. Поэтому есть основания полагать, что нефть под ледовым покровом в Арктике будет двигаться преимущественно с такой же скоростью и в том же направлении, что и лед.

Из анализа известных результатов экспериментальных и полевых наблюдений [AMAP, 1998; Fingas, Hollebone, 2003] следует вывод о возможности захвата значительных количеств нефти на поверхности моря в условиях ледового покрытия и во время замерзания воды. Прямые наблюдения показывают, что лед в процессе формирования способен аккумулировать нефть и нефтепродукты в количестве, эквивалентном 25 % собственной массы, проявляя эффект «промокашки» и активно захватывая нефть с поверхности моря [Немировская, 2004]. По некоторым оценкам [Glover, Dickins, 1999], в арктических условиях лед способен аккумулировать и удерживать до 1 млн баррелей* нефти на одну квадратную милю ледового покрова. Аккумулированная таким образом нефть может дрейфовать длительное время вместе со льдами. Например, при разливе в Карском море или море Лаптевых нефть подо льдом может быть вынесена за пределы Арктики через Баренцево море или через пролив Фрама только через 1–2 года [AMAP, 1998].

Степень внедрения нефти в ледовые структуры возрастает при следующих условиях:

- при увеличении удельного веса нефти и ее вязкости;
- при достаточном перемешивании нефтяной пленки во время замерзания воды;
- в процессе формирования эмульсий типа «вода в нефти» и «лед в нефти»;
- при диспергировании нефти с образованием небольших нефтяных капель;
- при образовании шуги с частицами льда размером около 5 мм.

Весной, когда начинается таяние льдов, нефть, аккумулированная в толще одностороннего льда и под его поверхностью, начинает мигрировать вверх. Этот подъем происходит по микроканалам, которые остаются в толще тающего льда после дренирования избыточно соленой воды. Чем тяжелее нефть, тем относительно медленнее происходит ее освобождение при таянии льда. Эти процессы значительно ускоряются под действием солнца при появлении первых признаков неф-

*1 баррель (США) равен 159 л, или 0,159 м³, или 0,136 метрических т.

ти на поверхности льда. Прямые наблюдения в Арктике показали, что таяние льда, под которым находится нефть, происходит на две недели раньше, чем в отсутствие нефти [АМАР, 1998]. Показано также, что стабильные эмульсии типа «вода в нефти», которые быстро формируются в период становления льда, обладают высокой вязкостью и могут долго не всплывать на поверхность из-за их повышенной плотности [Baker et al., 1990].

Важно отметить, что основные процессы «выветривания» нефти (испарение, растворение, биodeградация, диспергирование) в ледовых условиях существенно замедляются либо даже прекращаются полностью. По этой причине освобожденная после таяния льда нефть будет относительной «свежей» и потому экологически более опасной. Результаты полевых экспериментов показывают значительное (в сотни раз) повышение концентрации низкомолекулярных и наиболее растворимых ароматических углеводородов в морской воде и в рассолах в толще льда во время формирования ледового покрова на поверхности моря, загрязненной сырой нефтью [Raune et al., 1991]. Все это несомненно усиливает тяжесть биологических последствий нефтяных разливов в Арктике. Вместе с тем надо учитывать повышенную адаптационную способность биотических сообществ, обитающих в зонах с экстремально высокой изменчивостью среды, например в открытой литорали арктических и субарктических морей с резкими перепадами температуры и изменчивым ледовым покровом. Естественные флуктуации параметров состояния таких сообществ могут значительно превосходить (и тем самым маскировать) нарушения, вызванные нефтяным стрессом после разливов нефти в море [Carls et al., 2001; Gilfillan et al., 2001].

Надежные количественные оценки скорости процессов выветривания и особенно биodeградации нефти в морской среде Арктики до сих пор отсутствуют, а результаты разных авторов иногда противоречат друг другу. Большинство известных данных свидетельствует о замедленности этих процессов в условиях ледового покрова и низких температур в арктических морях. Однако это не означает, что такие процессы полностью блокируются в суровых условиях арктической зимы [Junge et al., 2004]. В последнее время все чаще появляются экспериментальные работы и полевые исследования, которые свидетельствуют не только о существовании в толще арктических льдов микробных сообществ, адаптированных к низким температурам (до -20°C), но также о возможности активной биodeградации нефти в толще морского льда при температурах ниже -10°C . Исследования норвежских специалистов по замораживанию образцов нефти в кернах льда толщиной до 1 м у берегов Шпицбергена показали, что спустя 2 месяца после внедрения нефти в толщу льда численность клеток микробов резко возросла от фоновых показателей около 75 тыс/мл в нижней части керна до 280 тыс/мл в верхних горизонтах [SINTEF, 2005].

Такого рода исследования необходимы как для прогноза последствий возможных нефтяных разливов в Арктике, так и для разработки планов реагирования на них. Исследования в этой области особенно актуальны в связи с перспективами освоения морских нефтегазовых ресурсов Арктики и расширением масштабов добычи и транспортировки углеводородов в арктических морях России (см. т. 1, гл. 1).

3.2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БИОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ И ПОСЛЕДСТВИЙ

Схема развития биологических эффектов и последствий нефтяных разливов при остром и хроническом действии нефти показана на рис. 3.9, а краткое описание этих последствий в условиях пелагиали, sublиторали и литорали дано в табл. 3.3 и 3.4. В зависимости от конкретной ситуации разлива, его продолжительности, объема и уровня загрязнения морской среды может наблюдаться широкая гамма стрессовых и токсических эффектов в биоте — от поведенческих и других обратимых нарушений в открытых водах до структурных и функциональных перестроек в сообществах при долговременном воздействии нефтяных остатков на побережье.



Рис. 3.9. Схема основных стадий, биологических эффектов и последствий нефтяных разливов в открытых водах и в прибрежной зоне

Таблица 3.3

**Характерные биологические эффекты
и последствия нефтяных разливов в пелагиали (1) и сублиторали (2)**

Группа организмов	Ситуация, уровни загрязнения	Возможные эффекты и последствия
Фитопланктон	1	Локальные изменения интенсивности фотосинтеза, видового состава и другие нарушения, быстро (в течение часов и суток) исчезающие после рассеяния нефтяного пятна. Последствия <i>обратимые и незначительные</i>
Зоопланктон	1	Физиологические и биохимические аномалии, локальные нарушения численности и видового состава и другие проявления стрессов, исчезающие через несколько суток после рассеяния нефтяного пятна. Последствия <i>обратимые и незначительные</i>
Бентос (пелагическая зона)	1	Изменения и ответные реакции в биоте бентоса исключены из-за отсутствия нефтяного загрязнения в донных осадках. Последствия <i>отсутствуют</i>
Бентос (сублиторальная зона)	2	Возможны сублетальные реакции, снижение численности и местные нарушения видовой структуры бентосных сообществ. Последствия от обратимых до умеренно <i>обратимых</i> и от <i>незначительных</i> до <i>умеренных</i>
Ихтиофауна (пелагическая зона)	1	Поведенческие реакции в форме избегания взрослыми рыбами загрязненных участков; локальные нарушения ихтиопланктона; популяционные изменения неразличимы на фоне природных колебаний. Последствия <i>обратимые и незначительные</i>
Ихтиофауна (сублиторальная зона)	2	Ухудшение кормовой базы рыб; возможны нарушения миграций проходных рыб и структурные перестройки локального и обратимого характера. Последствия <i>обратимые и слабые</i>
Млекопитающие	1, 2	Реакции избегания, обратимые физиологические стрессы и повреждения при контакте с нефтью. При налипании нефти на наружные покровы возможна гибель организмов. Последствия <i>умеренно обратимые, слабые</i>
Птицы	1, 2	Стрессы и гибель при прямом контакте с нефтью; ухудшение условий обитания и размножения на участках, загрязненных нефтью; обратимые популяционные нарушения на локальном уровне. Последствия от обратимых до <i>слабо обратимых</i> и от <i>незначительных</i> до <i>умеренных</i>

Примечания:

Выделенные курсивом оценки соответствуют критериям в табл. 1.2 (гл. 1).

1 — Временное (часы, сутки) загрязнение поверхностного слоя воды с концентрацией пленочной нефти более 25 мл/м² и нефтяных углеводородов в воде до 1 мг/л на глубинах до 10 м. Загрязнение донных осадков отсутствует.

2 — Временное (недели, месяцы) или долговременное (сезоны, годы) загрязнение сублиторальной зоны с концентрацией нефтяных углеводородов в воде в пределах 0,01–10 мг/л и их аккумуляцией в донных осадках до уровней более 100 мг/кг.

Таблица 3.4

**Характерные биологические эффекты и последствия нефтяных разливов
в литоральной и прилегающей мелководной зоне**

Тип берега*	Способность к самоочищению	Уровни нефтяного загрязнения**		Возможные стрессовые эффекты (экологические модификации)
		Вода, мг/л	Грунт, мг/кг	
I	Высокая	<0,1	<10 ²	Поражение наиболее чувствительных видов в первые сутки контакта с нефтью. Сублетальные эффекты. Нарушения структуры местных сообществ. Время восстановления — до 1 сезона
II III	Умеренная Средняя	0,1–1,0	10 ² –10 ³	Элиминация ракообразных (особенно амфипод), доминирование полихет и нематод. Снижение видового разнообразия и изменения структуры бентоса. Время восстановления — до 2–3-х сезонов.
IV	Низкая	1–10	10 ³ –10 ⁴	Ухудшение размножения и гибель наиболее уязвимых видов донных беспозвоночных. Устойчивое снижение видового разнообразия. Время восстановления — до нескольких лет.
V	Очень низкая	>10	>10 ⁴	Массовая гибель бентосных организмов. Сильное снижение биомассы и видового разнообразия. Время восстановления — до 10 лет.

* Типизация береговой линии дана в табл. 3.1.

** Суммарное содержание нефтяных углеводородов.

С эколого-токсикологических позиций каждый нефтяной разлив, особенно на начальных его этапах, напоминает острый опыт в процедуре биотестирования, когда в тестируемую систему вводят токсикант (в данном случае нефть) до уровней, при которых начинается быстрая интоксикация организмов и их гибель. Можно трактовать эту первую фазу разливов как *острый стресс*. При этом реакции тест-объектов проявляются быстро и наглядно, их легко регистрировать, например по показателю смертности организмов. Однако это сходство с острым опытом быстро исчезает по мере того, как спустя несколько часов (суток, недель) происходит распределение нефти по поверхности моря, ее разбавление в водной толще, вынос на берег, «выветривание» и другие процессы, которые были подробно рассмотрены ранее (см. т. 1, гл. 4) и которые можно трактовать как *хронический стресс*. Возникающие при этом биологические эффекты и последствия являются результатом двух параллельно идущих и дополняющих друг друга механизмов, включая:

- вторичные (косвенные) эффекты в виде каскада сопряженных биологических реакций на начальный острый стресс и массовую гибель организмов в первые сутки (недели) после разлива;
- долговременное действие остатков нефти (после ее «выветривания» и ослабления токсичности) на биоту в зоне длительного нефтяного загрязнения.

Соотношение между этими двумя механизмами (группами процессов) при разных разливах будет, естественно, меняться.

К числу главных факторов, определяющих тяжесть биологических последствий нефтяных разливов и скорость восстановления морских экосистем после нефтяного стресса, относятся:

- тип и количество разлитой нефти, режим (скорость) ее поступления в морскую среду, пространственный масштаб нефтяного загрязнения моря и берегов;
- природные биогеографические, геологические и экологические характеристики района (климат, батиметрия, геоморфология побережья, литология осадков, биопродуктивность и др.);
- время года, текущая гидрометеорологическая и океанографическая ситуация (сезон, температура, течения, ветер, волнение и др.);
- видовой состав, распределение, численность и другие показатели состояния местной биоты.

В тех случаях, когда предпринимаются меры по ликвидации последствий разлива, надо учитывать также характер этих мер и возможные негативные эффекты от очистных работ, которые иногда усугубляют тяжесть последствий от самих разливов [Патин, 2008].

В любой из возможных ситуаций биологические последствия будут зависеть прежде всего от уровней нефтяного загрязнения морской среды и от того, как эти уровни будут меняться с течением времени после разлива. Обобщенное отображение этой картины дано на рис. 3.10, где показан типичный ход содержания нефти в воде и донных осадках в зависимости от времени после разлива по результатам известных прямых измерений и модельных расчетов. Усредненные кривые изменения концентраций нефти показаны на шкале характерных зон проявления стрессовых эффектов в морской биоте в условиях нефтяного загрязнения. Обоснование этой шкалы, ее границ и зон дано в гл. 1 (см. разд. 1.2).

Как отмечено выше, наиболее тяжелые и затяжные последствия разливов возникают при выносе нефти на побережье. Вариабельность их проявлений в зависимости от конкретной ситуации в прибрежной зоне намного превосходит изменчивость нарушений экосистем при разливах в открытых водах. Суть подобных ситуаций хорошо отражает краткое выражение: «важно не сколько, а где и когда». Иначе говоря, малый разлив на побережье может нанести неизмеримо больший ущерб, чем катастрофический (по объему выделившейся нефти) разлив на большом удалении от берега.

Прежде чем приступить к описанию биологических последствий нефтяных разливов по материалам конкретных полевых наблюдений имеет смысл выделить некоторые общие черты поведения и биологического действия нефти, которые проявляются практически после всех нефтяных разливов в море. К их числу следует отнести следующие многократно отмеченные и описанные во множестве публикаций типичные черты:

- в силу характерных физико-химических свойств нефти (плотность меньше единицы, низкая растворимость, вязкая консистенция и гидрофобность) ее распределение в море отличается крайней неоднородностью и тяготением к границам раздела «вода–атмосфера», «вода–берег», «вода–дно»;

- вредное биологического действие сырой нефти в море проявляется двояким образом: во-первых, в результате физического контакта нефтяной пленки с организмами, обитающими у морской поверхности, в донных осадках и на берегу, и, во-вторых, за счет токсических свойств растворенных в морской воде или аккумулированных в донных осадках нефтяных фракций, в основном углеводородов. Первый из этих механизмов характерен для легких типов нефти, второй — для тяжелых разновидностей нефти и нефтепродуктов;
- острая токсичность нефти определяется в основном присутствием в ней летучих моноароматических углеводородов, которые преобладают в составе

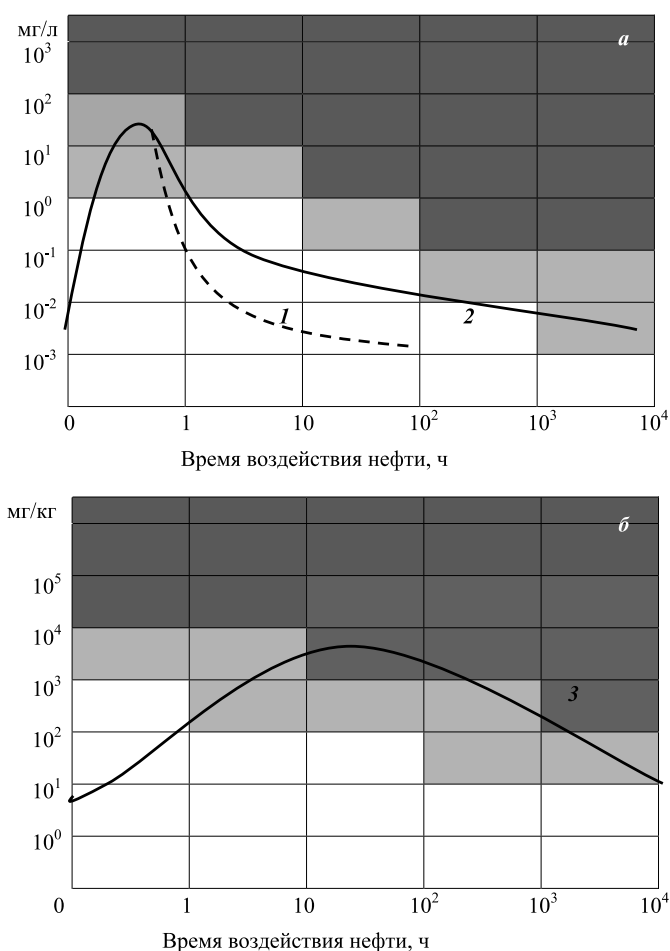


Рис. 3.10. Типичный ход изменения содержания нефти в морской воде (а) и в донных осадках (б) зависимости от времени после разлива на фоне шкалы характерных зон проявления стрессовых эффектов в морской биоте: кривая 1 для поверхностных вод (глубины до 1 м) при разливах в пелагиали; кривая 2 — то же при разливах в литорали; кривая 3 — то же для донных осадков при разливах в прибрежной зоне; светлое поле — зона толерантности, серое поле — зона компенсации, темное поле — зона повреждений (определение зон см. гл. 1, разд. 1.2)

сырой нефти, хорошо растворимы в воде, способны быстро проникать в клеточные мембраны и разрушать их. Эти низкомолекулярные арены отличаются также низкой точкой кипения и потому быстро улетучиваются в атмосферу. После потери летучей фракции в составе ароматических углеводородов начинают доминировать устойчивые ПАУ — полициклические ароматические углеводороды с числом бензольных колец более двух, которые присутствуют в нефти и в морской среде в низких концентрациях и могут вызывать сублетальные эффекты и определять долговременную токсичность нефтяных остатков;

- гибель морских организмов наблюдается обычно лишь на начальных стадиях нефтяного разлива, когда нефть находится на поверхности моря или быстро выносится в литоральную зону и на берег. Вероятность летального поражения резко снижается с течением времени по мере удаления нефти из морской среды за счет процессов природного самоочищения либо принятых человеком мер;
- последствия аварийных нефтяных разливов приобретают особенно тяжелый и затяжной характер, когда они происходят вблизи берегов, на мелководье и в районах с изрезанной береговой линией и замедленным водообменом (заливы, бухты, лагуны, засоленные марши, эстуарии). При этом решающую роль играют литологические и геологические характеристики берегов, их генезис (осадочные, каменистые) и степень защищенности от действия волн и приливов.

Надо учитывать также, что нарушения и перестройки биотических сообществ в условиях нефтяных разливов развиваются на фоне сильной природной изменчивости структурных и функциональных параметров морских экосистем под влиянием климатических, сезонных, погодных, океанографических и других факторов. Пространственно-временные масштабы этой природной изменчивости чрезвычайно широки — от нескольких часов до тысяч лет и от нескольких метров до размеров океанических бассейнов. Масштабы событий, при которых нефтяные разливы поражают морские экосистемы, гораздо «скромнее» — от нескольких суток до нескольких лет (иногда — десятилетий) и от сотен квадратных метров до сотен квадратных километров. Отметим, что в этих же масштабах протекают все наиболее динамичные процессы в морских экосистемах, включая суточные и сезонные изменения биопродуктивности, жизненные циклы массовых видов (воспроизводство, миграции, нагул), межгодовые колебания состояния популяций и сообществ и т.д.

Надо полагать, что при прочих равных условиях тяжесть последствий нефтяных разливов для отдельных видов будет зависеть от численности и скорости воспроизводства их популяций. Многочисленные виды с высоким репродуктивным потенциалом в наименьшей степени подвержены риску нарушения популяций благодаря их способности быстро восстанавливать оптимальную численность. В то же время риск поражения малочисленных и долгоживущих видов с низкой скоростью воспроизводства должен быть существенно выше.

Один из постулатов морской экологии гласит, что при относительно стабильных абиотических условиях среды (температура, соленость, содержание биоге-

нов, кислорода и др.) сообщества морских организмов отличаются более высоким видовым разнообразием и более высокой устойчивостью к неблагоприятным (стрессовым) воздействиям по сравнению с сообществами, обитающими в нестабильной абиотической среде. С этой точки зрения, надо полагать, что по мере перехода от тропических широт к географическим поясам умеренного и затем — субарктического и арктического климата устойчивость морских экосистем и сообществ к нефтяным разливам будет снижаться, поскольку амплитуды изменчивости многих факторов среды (в первую очередь — температуры) будут нарастать, а видовое разнообразие падать. Особенно большие флуктуации характерны для морских экосистем Арктики, где годовой ход температуры водных масс может достигать 10 °С, что ведет к нестабильности биотических сообществ и к обеднению их видового состава.

Это не означает однако, что разливы нефти в северных и арктических морях *всегда и при любых условиях* будут сопровождаться особенно тяжелыми и затяжными биологическими последствиями. Многообразие сценариев нефтяных разливов настолько велико, а их последствия настолько динамичны, многоплановы и трудно сопоставимы, что выводить какую-либо биогеографическую закономерность в данном случае было бы не вполне оправданно. Надо учесть также, что сами по себе механизмы биологических эффектов при действии нефти на ту или иную группировку организмов в принципе одинаковы и не зависят от климатических условий. Различия эффектов определяются лишь особенностями распределения и поведения нефти, скоростью ее деградации и доступностью для усвоения организмами.

В морских экосистемах Арктики возможна миграция ПАУ по пищевым цепям и накопление устойчивых углеводородов (например, бенз(а)пирена) в организмах высших трофических уровней [АМАР, 2004]. Это связано с особенностями пелагической пищевой цепи в арктических морях (малое количество видов, высокая численность и биомасса доминирующих популяций), где формируется мощный поток липидов от фитопланктона к рыбам, млекопитающим и птицам. Такого рода «липидная волна» в принципе способна захватывать и переносить на верхние уровни трофической пирамиды ПАУ и другие липофильные углеводороды. Однако эта гипотеза до сих пор не имеет надежного фактического обоснования.

Существует также точка зрения [Carls et al., 2001; Gilfillan et al., 2001], согласно которой биотические сообщества, обитающие в зонах с экстремально высокой сезонной и климатической изменчивостью среды, например в литорали арктических и субарктических морей, обладают повышенной адаптационной способностью. Они могут успешно противостоять не только масштабным природным стрессам, но и локальным антропогенным воздействиям, в т.ч. нефтяным разливам. Естественные колебания параметров состояния таких сообществ могут значительно превосходить (и тем самым маскировать) нарушения, вызванные нефтяным стрессом после разливов нефти в море.

Напомним, что вопрос о *соотношении природных и антропогенных изменений* в морских экосистемах, сообществах и популяциях является ключевым в методологии оценки последствий деятельности человека в море. Как показано

в гл. 1, это в полной мере относится к оценке последствий нефтяных разливов, особенно когда речь идет о *скорости восстановления* нарушенных сообществ и *долговременных нарушениях* в морской среде и биоте. Мы еще не раз будем возвращаться к этим принципиально важным и дискуссионным вопросам, от которых зависит как объективная оценка последствий и ущербов от разливов нефти в море, так и стратегия реагирования на них.

3.3. ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ОСНОВНЫЕ ГРУППЫ МОРСКОЙ БИОТЫ

При всем многообразии сценариев нефтяных разливов в море, распределение нефти в морской среде всегда будет крайне неоднородным, а опасность нефтяного стресса для разных видов и экологических группировок морской биоты будет сильно меняться в зависимости от их экологии и прежде всего от того, где они обитают. Ниже рассмотрены эффекты и последствия нефтяных разливов для морских организмов и сообществ, обитающих преимущественно в пределах трех основных биотопов в море:

- водная толща (пелагиаль) — среда обитания для организмов планктона и nekтона, включая рыб;
- морское дно (бенталь) — область обитания бентосных видов и форм (в основном беспозвоночных и макрофитов);
- морская поверхность (нейсталь) — область преимущественного или временного обитания морских птиц и млекопитающих.

К этой триаде базовых местообитаний надо добавить узкую мелководную полосу на границе моря и суши (побережье), куда входят прибойная зона (подводный береговой склон), приливно-отливная зона (литораль) и зона заплеска (супралитораль). Именно здесь развиваются наиболее сложные и динамичные экологические процессы. Эта же область, как показано выше, является ареной самых опасных сценариев нефтяных разливов.

3.3.1. Планктон

Для ответа на вопрос о возможных последствиях нефтяных разливов в море для планктонных организмов надо прежде всего ответить на два следующих вопроса:

- какие концентрации растворенных нефтяных углеводородов следует ожидать в поверхностном слое воды под пленкой нефти;
- как долго эти концентрации будут сохраняться после разлива.

Ответы на эти вопросы могут быть получены либо по результатам прямых наблюдений сразу после разливов, либо с помощью расчетов и математического моделирования поведения нефти на морской поверхности.

Простейший расчет показывает, что при разливе в открытом море 1000 т нефти и ее распределении на акватории площадью 100 км² (что более или менее ти-

пично для крупных разливов пелагического типа) средний уровень нефтяного загрязнения в поверхностном слое воды глубиной 1 м под нефтяной пленкой будет составлять 10 мг/л, а в слое глубиной 10 м — около 1 мг/л. Расчет основан на том, что при нефтяных разливах на открытой воде в раствор переходят в основном ароматические углеводороды в объеме не более 1 % от всего объема разлитой нефти (см. т. 1, гл. 4).

Аналогичная оценка для ситуации физического диспергирования нефтяной пленки толщиной 0,1 мм на глубину до 5 м показывает, что только за счет вертикального переноса степень разбавления нефти составит 10^5 , а результирующая концентрация быстро снизится до 10 мг/л [NAS, 2005]. При этом надо учитывать также быстрое испарение основной массы ароматических углеводородов с поверхности моря и фрагментацию пленочной нефти в течение часов и суток по мере ее дрейфа и распространения на обширные акватории [Fingas, 1999; NAS, 2003].

С учетом этих обстоятельств надо полагать, что фактические концентрации растворенных углеводородов под пленкой нефти в открытых водах будут существенно ниже 1–10 мг/л, а время их существования в поверхностном слое пелагиали не должно превышать нескольких часов.

Этот вывод подтверждается результатами многочисленных наблюдений и моделирования разливов в самых разных условиях и ситуациях [GESAMP, 1993; Патин, 1997; Lee, Page, 1997; Michel et al., 1997; Edwards, White, 1999; Page et al., 1999; Wiens et al., 1999; IPIECA, 2001; Neff et al., 2000; AMAP, 2004; Laubier et al., 2004; Law, Kelly, 2004]. Некоторые из результатов прямых измерений отражены на рис. 3.11, где показан временной ход концентрации нефтяных углеводородов в морской воде после двух наиболее изученных нефтяных разливов при авариях танкера «Braer» у берегов Шетландских островов (85 тыс. т) и танкера «Eххон Valdez» у берегов Аляски (40 тыс. т). Как можно видеть, в первом случае уровни нефтяного загрязнения в слое воды под пленкой быстро возрастали до 1,5 мг/л и так же быстро (в течение нескольких суток) снижались до фоновых показателей. Во втором случае нефтяное загрязнение не превышало 0,1 мг/л. Имеются также данные о том, что средняя концентрация суммы ПАУ в морской воде после разлива «Eххон Valdez» в районе Аляски составляла всего около 0,001 мг/л и практически не отличалась от фона [Maki et al., 1997].

Аналогичные результаты приводятся в другой работе, посвященной детальному обследованию качества морской воды во время и после аварии «Eххон Valdez» с отбором более 5000 проб воды на 417 станциях [Neff, Stubblefield, 1995]. Установлено кратковременное и незначительное повышение концентрации суммы ПАУ в пробах поверхностной воды в зоне разлива до 0,01–0,03 мг/л и быстрое снижение этих уровней до фоновых показателей в пределах 10^{-5} – 10^{-4} мг/л. В этой же работе приводятся результаты биотестирования проб морской воды, отобранных в районе разлива, на трех видах организмов, чувствительных к действию нефти (диатомовые водоросли, мизиды, личинки рыб). Какие-либо токсические эффекты, связанные с нефтяным загрязнением, не были обнаружены.

Таким образом из совокупности известных данных следует вывод о том, что характерные уровни содержания растворенной и диспергированной нефти на глубинах до 5–10 м под нефтяной пленкой после разливов в открытых морских во-

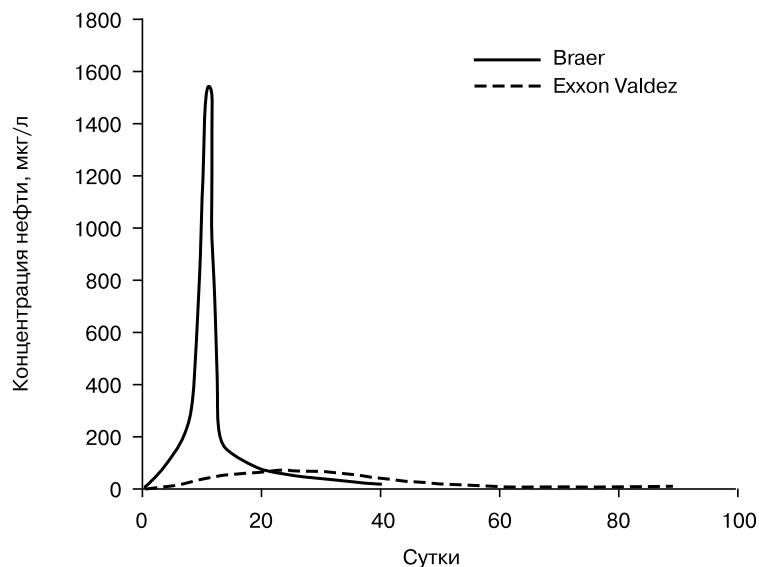


Рис. 3.11. Изменение концентрации нефтяных углеводородов в морской воде под пленкой нефти в зависимости от времени с момента разлива после аварий танкеров «Braer» (разлив 85 тыс. т, Шетландские о-ва) и «Exxon Valdez» (разлив 40 тыс. т, зал. Аляска) [Kingston, 1999]

дах, как правило, колеблются в пределах от 0,01 до 10 мг/л. Повышенные (надфоновые) концентрации после разлива быстро (обычно в течение нескольких часов, реже — суток) снижаются до фоновых величин в результате разбавления углеводородов в прилегающих водных массах.

Сопоставляя эти данные с обобщенной кривой изменения содержания нефти в воде на фоне шкалы характерных зон проявления стрессовых эффектов в морской биоте (см. рис. 3.10,а), легко видеть, что массовая гибель организмов в толще воды *практически исключена*. Возможно лишь кратковременное пребывание планктона в зоне компенсации, т.е. в интервале концентраций, при которых могут возникать сублетальные (обратимые) нарушения на локальном уровне.

Этот вывод подтверждается известными результатами полевых наблюдений за состоянием планктонных организмов в реальных ситуациях нефтяных разливов [Baker et al., 1990; GESANP, 1993; Патин, 1997; АМАР, 1998; Ikavalko, 2005]. Нет ни одной опубликованной работы по этой теме, где были бы показаны необратимые (устойчивые) нарушения планктонной флоры и фауны *открытых вод* при всех (даже при катастрофических) нефтяных разливах.

Надо подчеркнуть, что подобные результаты и выводы относятся к пелагическим системам открытых вод. При разливах в прибрежных мелководных акваториях с ограниченным водообменном в принципе возможны заметные перестройки планктонных сообществ. Однако и в этих случаях надежная идентификация и количественная оценка эффектов связаны с серьезными затруднениями и большими ошибками из-за высокой природной изменчивости прибрежных сообществ и экосистем [Anderson, 1985; Baker et al., 1990; GESAMP, 1993]. Отметим

также, что фито- и зоопланктон отличаются очень высокой численностью и скоростью воспроизводства. Их биомасса и концентрация быстро (в течение часов и суток) восстанавливаются как за счет короткого жизненного цикла большинства планктонных видов, так и в результате постоянного притока планктона с водными массами из прилегающих акваторий.

Среди экологических группировок планктона наибольшее токсическое воздействие от разлитой на поверхности моря нефти должны испытывать организмы и сообщества гипонейстона, обитающие в верхнем (наиболее загрязненном) слое толщиной несколько сантиметров [Патин, 1979; Миронов, 1985]. На это обстоятельство указывают многие авторы, однако каких-либо прямых доказательств поражения гипонейстона в зоне нефтяных разливов до сих пор нет.

3.3.2. Рыбы

Только что изложенные выше факты и аргументы свидетельствуют об отсутствии в поверхностных водах концентраций нефти, способных вызвать массовую гибель планктонных организмов. Этот вывод в полной мере относится и к пелагическим рыбам, обитающим на глубинах до 100 м. Их гибели не наблюдали даже после самых катастрофических нефтяных разливов [GESAMP, 1993; АМАР, 1998; ИРЕСА, 2003; NAS, 2003]. Из многочисленных литературных материалов следует вывод о том, что многие пелагические рыбы способны избегать зоны сильного нефтяного загрязнения, а риск (вероятность) их поражения в таких случаях близок к нулю [Baker et al., 1990; Dipper, Chua, 1997; Page et al., 1998; Edwards, White, 1999; Wiens et al., 1999].

Негативные последствия более вероятны для придонных видов и молоди рыб в ситуациях нефтяных разливов в прибрежной мелководной части моря и в зонах слабой циркуляции воды. Тяжесть последствий должна резко возрастать, если разлив совпадает по времени и месту с ситуациями массового и локализованного на мелководье нереста рыб. Немногие известные случаи такого рода наблюдались после нескольких крупных разливов в 1970-е и 1980-е годы в прибрежных (литоральных) водах Северной Атлантики [Baker et al., 1990; ИРЕСА, 2003]. Воздействие нефти на рыб в таких случаях проявлялось в основном в форме сублетальных нарушений за счет ухудшения питания, замедления роста, появления морфологических аномалий, болезней (например, некроз жаберного эпителия и плавников) и других проявлений стрессовых эффектов, причем чаще всего такие симптомы наблюдались на ранних стадиях развития рыб.

Один из немногих случаев гибели придонных рыб во время нефтяных разливов зарегистрирован в 1978 г. у берегов Бретани (Франция), где в условиях катастрофического нефтяного загрязнения литоральной зоны после аварии танкера «Amoco Cadiz» была отмечена гибель сеголеток камбалы (*Pleuronectes platessa*) и морского языка (*Solea vulgaris*). Однако дальнейшие наблюдения не показали снижения уловов этих рыб [ИРЕСА, 2003].

Как известно, рыбы на ранних стадиях жизни (икра, личинки, молодь) более чувствительны к любым стрессовым факторам (в т.ч. к воздействию нефти), чем

взрослые особи, и потому часть рыб на этих стадиях может погибнуть при повышенных концентрациях токсичных компонентов нефти после разлива. Однако, как показывают результаты расчетов и прямых наблюдений [Baker et al., 1991; Neff, 1993; Wiens et al., 1999; Патин, 2001], такого рода потери носят локальный характер и их невозможно различить на фоне высокой и изменчивой природной смертности рыб в период их эмбрионального и постэмбрионального развития.

Как показано выше, пребывание пелагических организмов (включая икру, личинки, молодь и взрослых рыб) в зоне повреждений не превышает нескольких часов и потому не может быть причиной их гибели при нефтяных разливах в открытых водах. Надо учесть также локальный характер таких событий и то обстоятельство, что площадь нефтяных пятен на поверхности моря даже после катастрофических разливов составляет ничтожную долю от площади ареалов популяций рыб и ихтиопланктона. Известно также, что большинство массовых видов морских рыб отличается высокой плодовитостью (до нескольких миллионов икринок от одной особи) и очень высокой природной смертностью икры, личинок и молоди. Такая смертность может достигать 99 % на эмбриональных и постэмбриональных стадиях развития.

Таким образом, ни прогностические оценки, ни прямые наблюдения не дают оснований ожидать какие-либо существенные популяционные нарушения в фауне рыб в результате нефтяных разливов в море. Во всяком случае, это бесспорно относится к ситуациям разливов пелагического типа. Более подробно эти вопросы рассмотрены в гл. 4 применительно к оценке последствий нефтяных разливов для рыбных ресурсов и рыболовства.

3.3.3. Бентос

Понятие «бентос» обычно распространяют не только на обитателей морского дна, постоянно пребывающих ниже уровня моря, но и на организмы, обитающие в литорали до отметки уровня полной воды и периодически контактирующие с атмосферой. Многие из них проходят личиночную стадию в планктоне (меропланктон), а некоторые могут подниматься в толщу воды в короткий период размножения. Большинство организмов зообентоса во взрослом состоянии может лишь медленно передвигаться на короткие расстояния или же постоянно прикреплены к донному грунту. Бентосные сообщества отличаются достаточно сложной видовой и трофической структурой и обычно включают в себя не только донную фауну (моллюски, ракообразные, черви, иглокожие), но также макрофиты, т.е. крупные прикрепленные водоросли и морские травы.

При быстром переносе и рассеянии нефтяного поля на морской поверхности в открытых водах, на больших глубинах и вдали от берегов транспорт нефти на дно практически исключен. При этом все процессы рассеяния и «выветривания» нефти развиваются на границе раздела моря с атмосферой и в верхней толще пелагиали. В таких ситуациях чисто пелагического разлива бентос обычно остается вне сферы воздействия нефти. Некоторые авторы полагают, что на глубинах более 10 м донные организмы практически не подвергаются риску поражения от

нефтяных пленок на поверхности моря [Boyd et al., 2001]. Вместе с тем, как показано выше (см. разд. 3.1.2), чаще всего происходят разливы с выносом нефти в мелководную прибрежную зону (верхняя сублитораль) и литораль, где нефть может быть перемещена в донные осадки как за счет вертикального перемешивания водных масс, так и за счет ее сорбции на минеральной взвеси и осаждения на дно. В результате этих процессов донные грунты оказываются загрязненными нефтяными углеводородами, а бентосные организмы подвергаются длительному нефтяному стрессу. Это происходит не только за счет токсического действия растворенных углеводородных фракций, но и в результате физического нарушения биотопов многих видов бентоса при локализации нефти в донных отложениях.

Такого рода процессы развиваются под толщей воды, поэтому они не столь очевидны и менее изучены, чем аналогичные процессы в периодически осушаемой литорали и на берегу. Однако основные черты и особенности подобных ситуаций установлены по обобщенным результатам исследований не только в районах, пораженных нефтяными разливами, но и в районах хронического нефтяного загрязнения и в местах природных выходов нефтяных углеводородов на морском дне [Baker et al., 1990; GESAMP, 1993; Патин, 1997; AMAP, 1998; CSB, 2002; IPIECA, 2002; NAS, 2003; Gomez Gesteira, Dauvin, 2005].

Зообентос. Речь идет прежде всего о прикрепленных и малоподвижных организмах макробентоса (мидии, устрицы, гастроподы, баянусы, иглокожие и др.), а также о представителях донной инфауны (черви, ракообразные, моллюски), которые обитают в толще грунтов и могут быть заблокированы там вязкими нефтяными массами. Из анализа опубликованных работ следует, что общая схема реагирования бентосных сообществ на появление нефти в донных осадках после нефтяных разливов включает следующие последовательно протекающие периоды (стадии):

- период острой токсичности и быстрой гибели наиболее уязвимых к действию нефти видов;
- период пониженного числа видов в сообществе и низкой общей численности;
- период нарастания численности устойчивых видов-оппортунистов;
- период быстрого снижения численности устойчивых видов после начала реколонизации биотопов уязвимыми видами, подавленными на начальном этапе нефтяного стресса.

Как показано на рис. 3.10,б, по мере нарастания концентрации и времени воздействия нефти на бентосные организмы они будут последовательно проходить через фазы толерантности (безразличия), компенсации (начальный этап адаптации) и повреждения (устойчивые нарушения). Принципиальное отличие этих процессов от аналогичной картины в толще воды состоит в том, что они сильно растянуты во времени из-за постепенной аккумуляции нефти в донных осадках и их медленного самоочищения. Процессы самоочищения (детоксикации) бентали от нефти обычно затягиваются на недели и месяцы (иногда — годы) после разлива. За это время состояние бентосных организмов, популяций и сообществ в условиях нефтяного стресса может претерпеть существенные изменения.

Интегральным проявлением всех этих процессов в условиях хронического нефтяного стресса могут служить структурные (видовые) перестройки донных сообществ в сторону обеднения видового состава при заметном снижении индекса видового разнообразия. Причиной этих перестроек являются существенные различия в чувствительности реагирования разных видов и групп донной фауны на повышенные концентрации нефтяных углеводородов.

Среди всех групп морского зообентоса наибольшей устойчивостью к действию нефти отличаются некоторые виды полихет (многощетинковые черви), нематод (круглые черви) и двусторчатых моллюсков (мидии). Известны примеры абсолютного доминирования полихет в сильно загрязненных донных осадках с высокой концентрацией нефти — более 10^4 мг/кг [Миронов, 1985; Baker et al., 1990]. Наибольшим распространением и особенно высокой устойчивостью к нефтяному загрязнению отличаются некоторые виды из рода *Capitella* (например, *C. capitata*). Именно поэтому их часто используют в качестве индикатора органического (в т.ч. нефтяного) загрязнения морской среды [Green, Montagna, 1996; Lee, Page, 1997; Dauvin, Ruellet, 2007]. Такого рода ситуации многократно отмечались в районах, где бентос был подвержен воздействию нефтяных разливов и природных выходов нефти на морском дне [IPIECA, 2002; Ger et al., 2002; Natural oil seeps..., 2002; Nikitik, Robinson, 2003].

Защитные реакции мидий и других двусторчатых моллюсков на появление нефти в их биотопах проявляются в закрытии створок раковин подобно тому, как они реагируют при контакте с воздухом во время отливов. Так же ведут себя морские желуди (балаюсы) в обрастаниях на скальном грунте. Подобная изоляция позволяет этим видам выжить при кратковременном контакте с сырой нефтью. Особой устойчивостью отличаются некоторые виды мидий, способные к длительному существованию в условиях хронического нефтяного загрязнения морской среды, что послужило основанием для разработки систем гидробиологической санации прибрежных акваторий [Миронов, 1989; 2000]. Вместе с тем в некоторых работах отмечается возможность поражения мидий нефтью за счет ослабления способности прикрепляться к субстрату с помощью биссусных нитей [Патин, 1997].

Что касается видов, которые особенно быстро элиминируются в условиях сильного нефтяного загрязнения, то к ним относятся прежде всего ракообразные (особенно амфиподы), а также некоторые иглокожие. Известны примеры массовой гибели некоторых видов амфипод (*Ampelisca*, *Pontoporeia femorata*) после крупных нефтяных разливов в прибрежных водах [Baker et al., 1990; IPIECA, 2002; NAS, 2003; Gomez Gesteira, Dauvin, 2005]. В последнее время в европейских странах в качестве показателя качества морской среды в прибрежных и эстуарных зонах предложено использовать индекс, учитывающий соотношение численности и частоты встречаемости в бентосе полихет и амфипод, т.е. наиболее устойчивых и наиболее уязвимых к загрязнению видов донной биоты [Dauvin, Ruellet, 2007]. Обоснованность такого подхода можно подтвердить, например, результатами многолетних наблюдений за изменением бентоса в районе Севастополя [Болтачева и др., 2006]. За 30 лет (с 1973 по 2003 гг.) в результате нарастающего загрязнения прибрежной полосы число видов полихет увеличилось здесь с 14 до 26, тогда как в фауне ракообразных (особенно амфипод) количество видов сократилось с 10 до 5.

К числу уязвимых к действию нефти организмов следует также отнести некоторые виды брюхоногих моллюсков (гастроподы) и усоногих раков (балянусы), которые обычно доминируют в обрастаниях каменистых берегов. Это было установлено, в частности, по результатам исследований литорального бентоса у северо-западного побережья Испании, где в 2002 г. произошел катастрофический разлив тяжелой нефти при крушении танкера «Prestige» [Vazquez et al., 2005]. На некоторых участках побережья здесь наблюдалась высокая смертность (до 50–100 %) местных популяций гастропод (*Patella* spp.) и балянусов (*Chthamalus monagui*), численность которых начала восстанавливаться лишь спустя несколько лет после разлива. Аналогичные эффекты были отмечены при других инцидентах такого рода. Массовая гибель этих организмов может быть связана не только с острым токсическим действием нефти и ухудшением их комовой базы, но также с нарушением их способности прикрепляться к твердым субстратам.

Уязвимость к действию нефти и скорость восстановления нарушенных бентосных сообществ после нефтяных разливов в верхней сублиторали (на глубинах до границы проникновения солнечного света) зависят от многих факторов. При этом важную роль играет способность большинства бентосных беспозвоночных размножаться путем продуцирования большого числа планктонных личинок, которые могут переноситься течениями на большие расстояния и повторно заселять участки, пораженные нефтяным разливом. В зависимости от условий разлива и типа донных грунтов для такого восстановления требуется время от одного сезона до нескольких лет. Наиболее высокий потенциал восстановления характерен для мелких короткоживущих видов беспозвоночных. К ним относятся, например, доминирующие в толще мягких грунтов представители мейофауны размером менее 1 мм [PIECSA, 1999].

Что касается крупных ракообразных (крабы, омары, лангусты), то их устойчивость в зоне нефтяного загрязнения зависит не только от их подвижности и способности к дальним миграциям, но и от поведения на мягких субстратах. Так, после разлива при аварии танкера «Braer» в Ирландском море норвежские омары (*Nephrops norvegicus*) зарывались в толщу сильно загрязненных илистых грунтов и сохраняли в своих тканях высокие концентрации нефтяных углеводородов в течение 6 лет. В то же время другие виды омаров, а также крабы, обитающие только на поверхности грунтов, уже через несколько месяцев полностью очистились от следов нефти [Kingston, 1999; Lord, Michel, 2003].

Макрофиты. Флора прикрепленных макроводорослей и морских трав является важнейшим компонентом прибрежных экосистем, которая часто определяет видовую и трофическую структуру сообществ литорали и сублиторали. Это относится прежде всего к бурым и зеленым водорослям (например, *Laminaria digitata*, *Fucus vesiculosus*, *Macrocystis pyrifera*, *Enteromorpha* sp.) и к некоторым видам морских трав (например, *Zostera marina*), доминирующим в прибрежных водах бореальных, субарктических и арктических морей.

В ряде работ отмечается относительно высокая устойчивость макрофитов, особенно бурых водорослей, к действию нефти. Это может быть объяснено частично слизистым покровом на поверхности бурых водорослей, который предохраняет растительную ткань от налипания нефти. Другая причина связана со

способностью многих видов водорослей к прямому (невегетативному) размножению с помощью плавающих в воде спор, что позволяет им (подобно многим бентосным беспозвоночным) достаточно быстро повторно заселять пораженные нефтью участки побережья. Установлено также, что толерантность распространенной бурой водоросли *Fucus vesiculosus* к нефти и возможность длительного существования в условиях нефтяного загрязнения обеспечивается включением нефтяных углеводов в метаболизм растительных клеток, а также присутствием на поверхности талломов нефтеокисляющих микроорганизмов. На этом основании даже выдвигаются проекты использования культивируемых в прибрежных водах плантаций бурых водорослей для снижения опасности нефтяного загрязнения морской среды [Воскобойников и др., 2004].

Экспериментальные нефтяные разливы в полевых условиях арктических морей показали, что биомасса, число видов и биопродукционные свойства макроводорослей не нарушались заметно в присутствии нефти и не зависели от ее типа и состояния в морской среде [Cross et al., 1987]. Отсутствие стрессового действия на водоросли в данном случае возможно связано с особенностями их репродуктивного цикла, а также с гибелью чувствительных к нефти растительных беспозвоночных (например, улиток *Littorina*), которые используют водоросли как пищевой субстрат и в значительной мере подавляют их рост и объем биомассы.

Наиболее убедительным свидетельством устойчивости бурых водорослей к действию нефти может служить тяготение некоторых видов к местам природных выходов (просачивания) нефти с морского дна. Это относится к крупной сублиторальной водоросли *Macrocystis pyrifera*, которая успешно развивается на стадии спорофитов в непосредственной близости от постоянного притока со дна сырой нефти на малых глубинах [NAS, 2003]. Лабораторные и полевые исследования показали, что гаметофиты этого вида менее устойчивы к действию нефти по сравнению со зрелой формой водоросли [Reed et al., 1994].

Многочисленные наблюдения после нефтяных разливов (в т.ч. катастрофических) в разных регионах и ситуациях согласуются с представлением об относительной толерантности крупных водорослей в присутствии нефти в морской среде [Нельсон-Смит, 1977; Baker et al., 1991; АМАР, 1998]. Даже в ситуациях очень сильного загрязнения, когда сырая нефть обволакивала талломы бурых водорослей и происходило их обламывание, наблюдалось достаточно быстрое восстановление их численности и биомассы. Это установлено, в частности, после аварии танкера «Eхxon Valdez» у берегов Аляски [Dean et al., 1996]. Спустя два года после разлива даже на самых пораженных участках литорали состояние массовых видов макроводорослей (в основном фукоидов) практически не отличалось от аналогичных показателей для чистых районов. Такой же вывод был сделан по результатам полевых съемок в литорали после разлива нефти при аварии танкера «Находка» у берегов Японии [Hayashi et al., 2000].

В то же время известны факты серьезных ущербов для некоторых видов макрофитов. Так, после разлива тяжелого бункерного топлива при аварии танкера «Arrow» у берегов Новой Шотландии (Канада) наблюдалось длительное (в течение пяти лет) подавление развития упомянутой выше бурой водоросли *Fucus vesicu-*

losus, тогда как другой близкий вид *F. spiralis* был полностью элиминирован и восстановил свою численность в зоне поражения только через 6 лет после разлива [Ikavalko, 2005]. Такой же срок понадобился для восстановления биоценоза крупных бурых водорослей и зообентоса после небольшого разлива дизельного топлива в бухте одного из островов Субантарктики [Smith, Simpson, 1998].

Что касается морских трав (например, взморник *Zostera marina*), заросли которых часто изобилуют на закрытых от волн и хорошо освещенных участках песчаного дна северных и бореальных морей (обычно на глубинах до 15–20 м), то многое из сказанного выше в отношении водорослей можно отнести и к этой группе прибрежной макрофлоры. Подобно водорослям, морские травы в целом достаточно устойчивы к действию нефти. Это было показано, в частности, наблюдениями после разлива «Eхxon Valdez» у берегов Аляски [Dean et al., 1998]. Аналогичные исследования спустя 1 год после катастрофического нефтяного загрязнения в районе Персидского залива (последствия военных действий в 1991 г.) также не выявили существенных отличий в состоянии фитоценозов морских трав на загрязненных и чистых участках прибрежной полосы [Price, Robinson, 1993]. Причина такой устойчивости скорее всего объясняется тем, что морские травы размножаются с помощью хорошо разветвленной и далеко уходящей от стеблей корневой системы, которая защищена от действия нефти слоем донных осадков.

Относительная толерантность морских водорослей и трав к нефтяному загрязнению отнюдь не исключает уязвимости тех многовидовых биоценозов зообентоса, для которых макрофиты являются источником пищи и местом убежища на морском дне. Дело в том, что заросли водорослей и трав тяготеют к мелководным участкам прибрежной зоны, защищенным от прямого действия штормов и волн. При заносе нефти в такие укрытые мелководные и застойные участки побережья она надолго аккумулируется там, что, естественно, повышает риск поражения всех видов и форм морской биоты и в первую очередь уязвимых видов ракообразных и моллюсков, а также икры, личинок и молоди рыб. Известно, что некоторые виды рыб (особенно сельди) используют макрофиты как нерестовый субстрат, а заросли водорослей и трав служат местом нагула молоди рыб.

3.3.4. Морские птицы

Напомним, что благодаря положительной плавучести (плотность ниже единицы) и низкой растворимости в воде (менее 1 % от общего объема) сырая нефть и большинство нефтепродуктов, поступающих в морскую среду, локализируются преимущественно на границе раздела моря с атмосферой и береговой линией. В результате такого распределения нефти ее вредное биологическое действие при разливах должно проявляться в основном не в водной толще, а на поверхности моря и на побережье за счет прямого физического контакта вязкой нефтяной массы и нефтяных пленок с обитающими здесь организмами. В первую очередь речь идет, естественно, о морских птицах, которые живут по существу на границе двух сред — водной и воздушной, перебираясь на берег лишь в период размножения. Благодаря высокой численности и повсеместному распространению морские пти-



Рис. 1.13. Процедуры оценки риска аварий для повышения безопасности в морском судоходстве [Pillay et al., 2004]

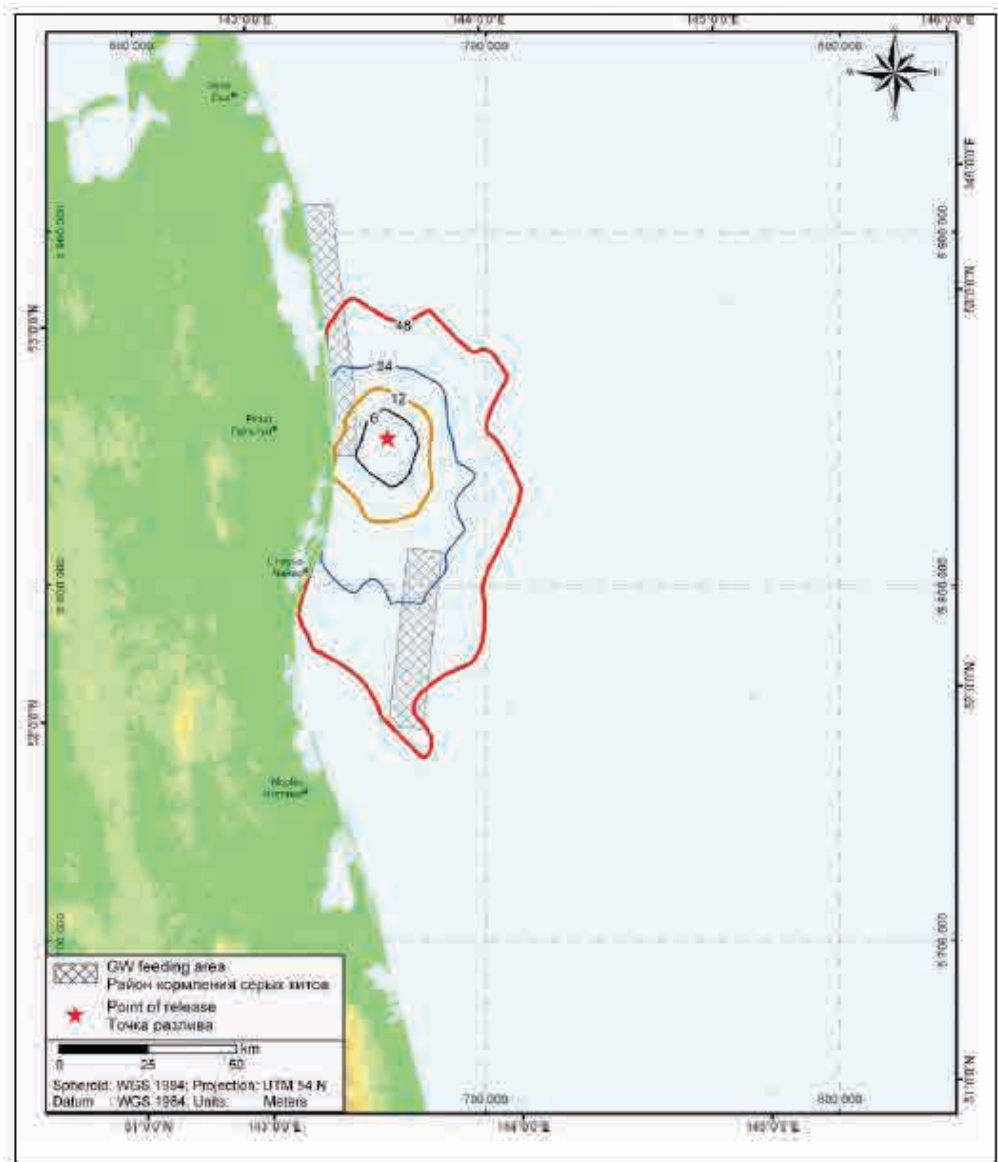


Рис. 1.15. Моделирование распространения нефтяного пятна при гипотетическом разливе сырой нефти (объем 14 тыс. т) весной на северо-восточном шельфе Сахалина [Проект «Сахалин 2», 2005]: цифры 6, 12, 24 и 48 указывают время в часах с момента начала разлива



Рис. 1.16. Типы берегов, соответствующие основным градациям индекса экологической чувствительности берегов к нефти (ESI) [ИМО/ИРЕСА, 2010]

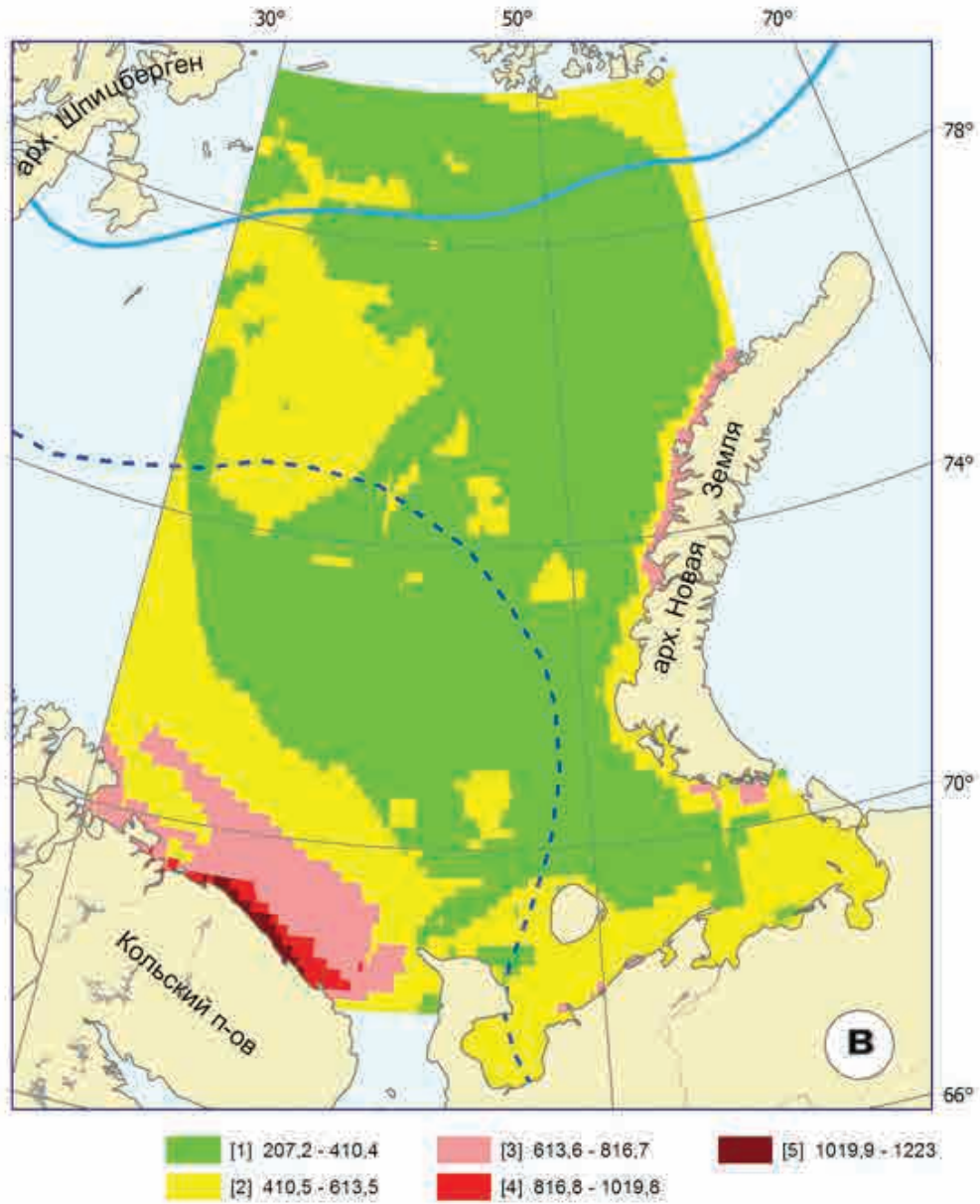


Рис. 1.17. Интегральная уязвимость экосистемы Баренцева моря к нефтяному загрязнению по данным о распределении биомассы (численности) основных групп биоты в летнее время [ММБИ, 2007]: цвета и цифры отражают градации уязвимости в принятой шкале ранжирования

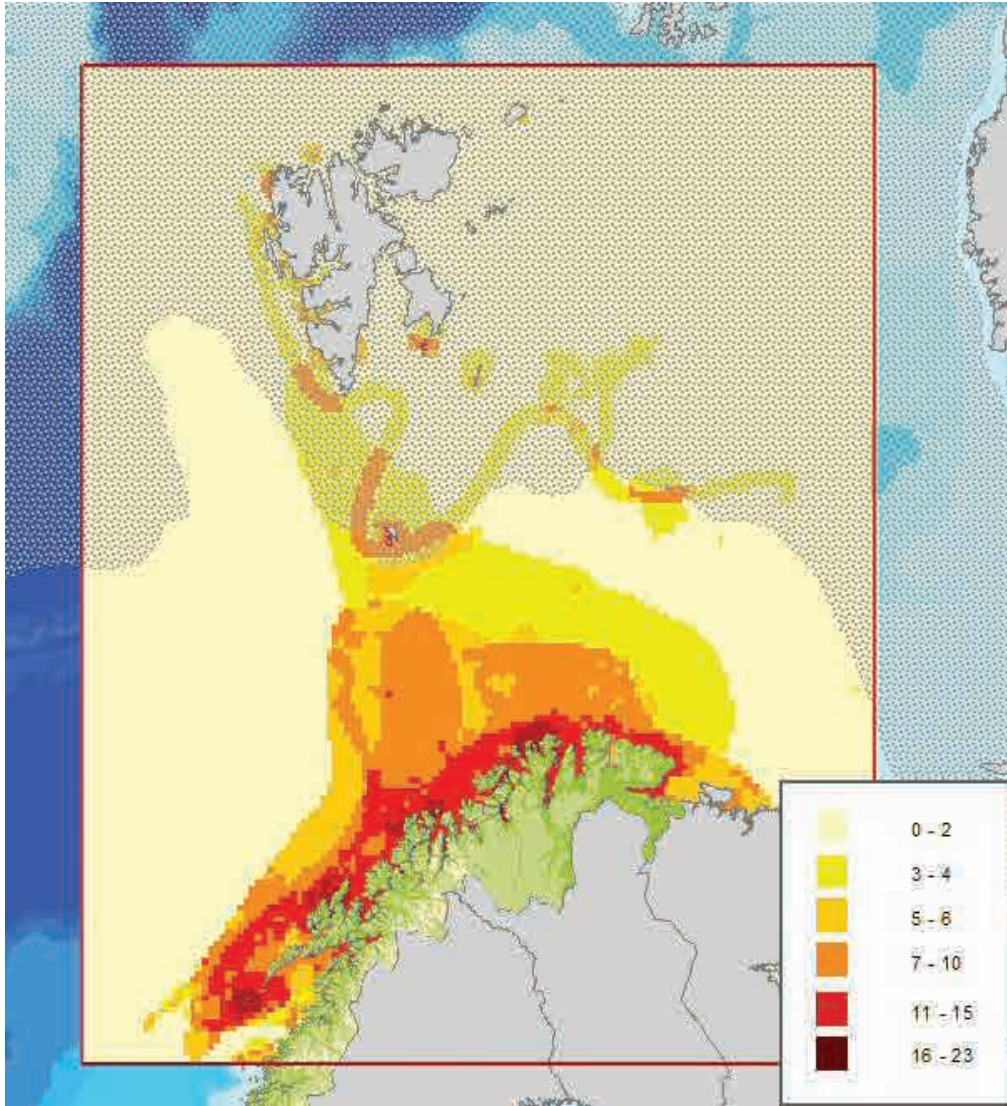


Рис. 1.18. Интегральная уязвимость норвежской части Баренцева моря к нефтяным разливам с учетом распределения ценных видов биоты и расположения районов добычи и выращивания морепродуктов [DNV, 2005]: усиление цвета (от светло-желтого до коричневого) отражает нарастание уязвимости в принятой балльной шкале ранжирования

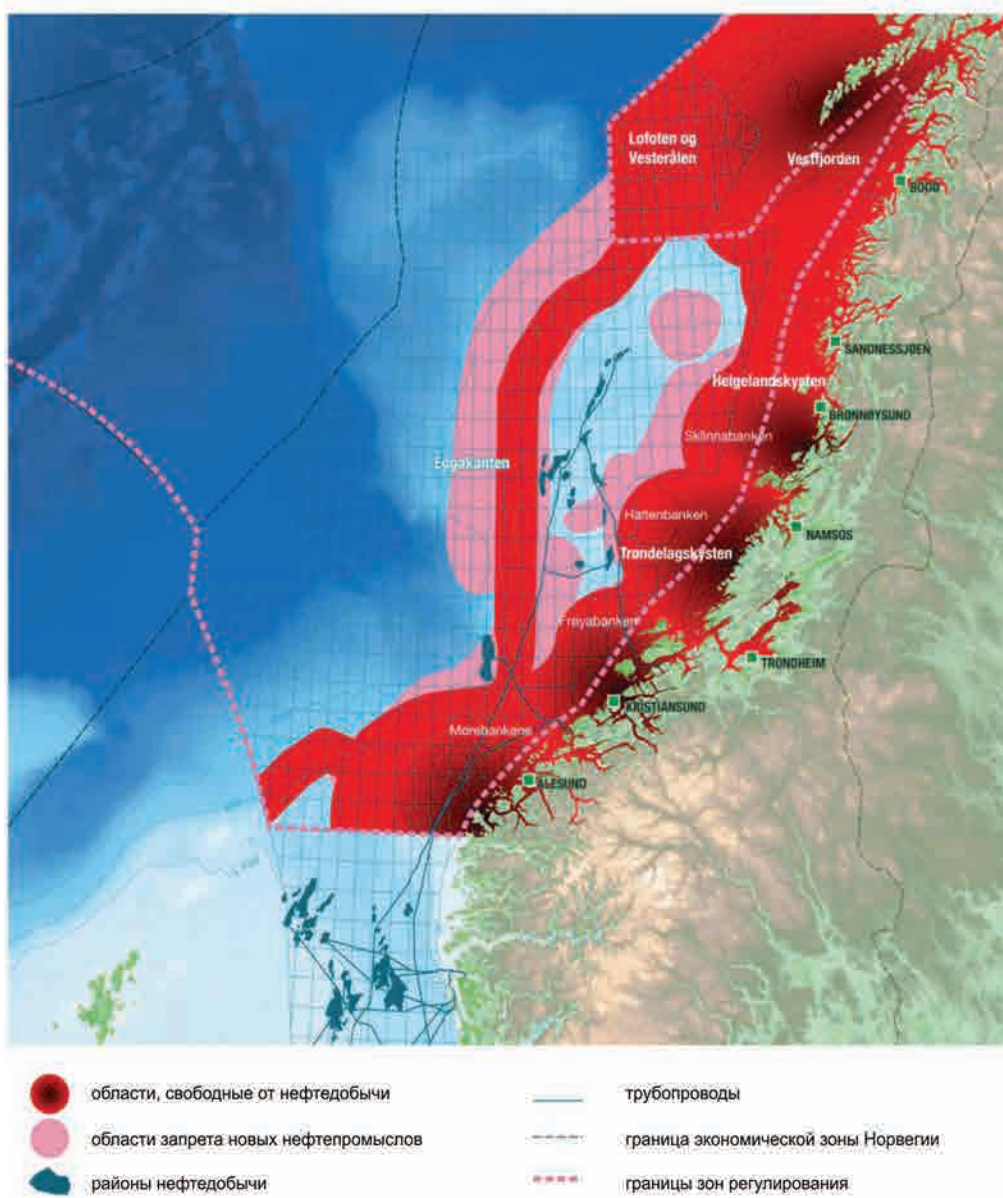


Рис. 1.19. Зоны ограничения деятельности нефтегазовой индустрии на шельфе Норвегии, предложенные Всемирным фондом дикой природы [WWF-Norway, 2009]

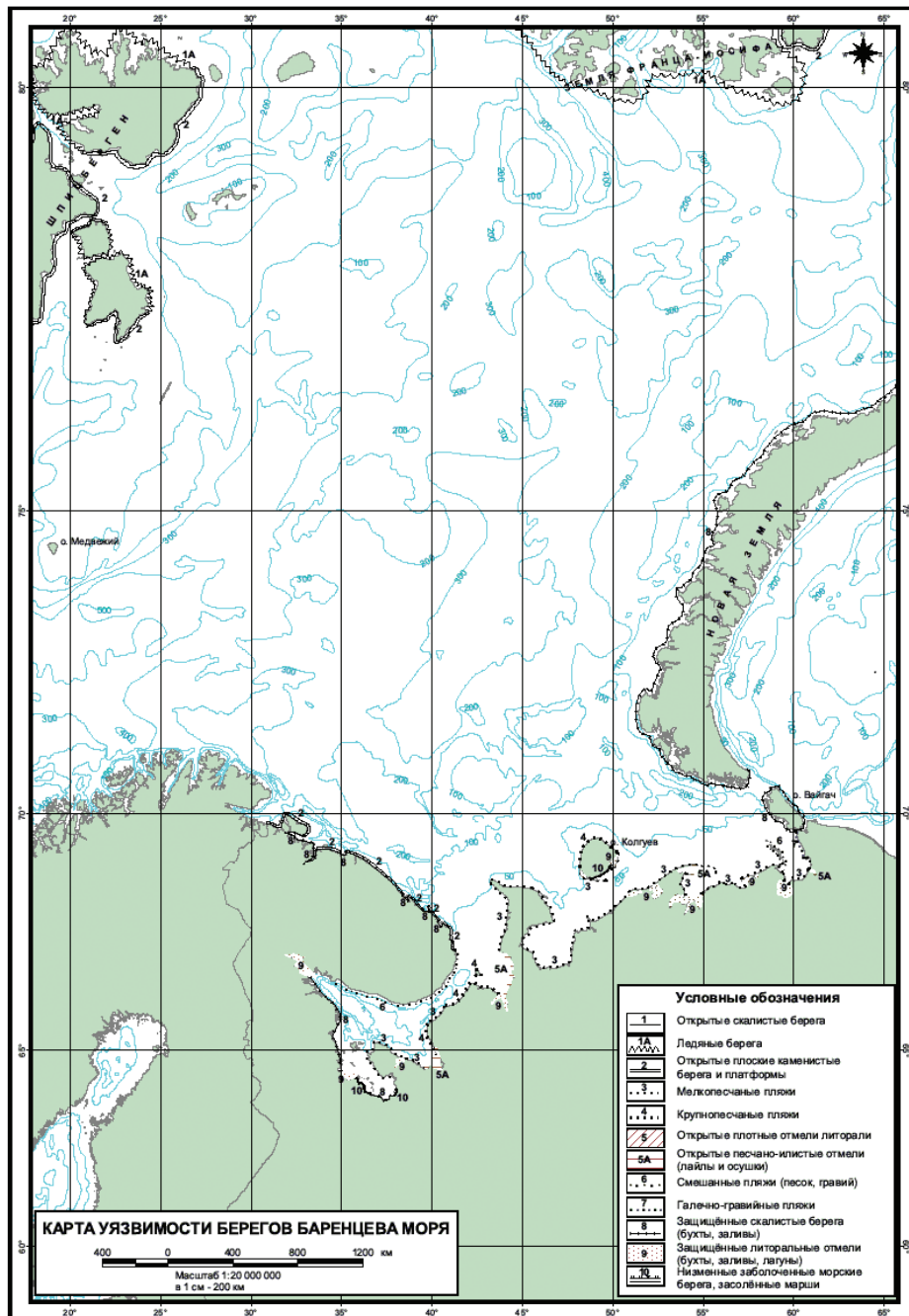


Рис. 1.21. Карта уязвимости берегов Баренцева моря к нефтяному загрязнению по геоморфологическим и литологическим показателям [Бяков и др., 2009]

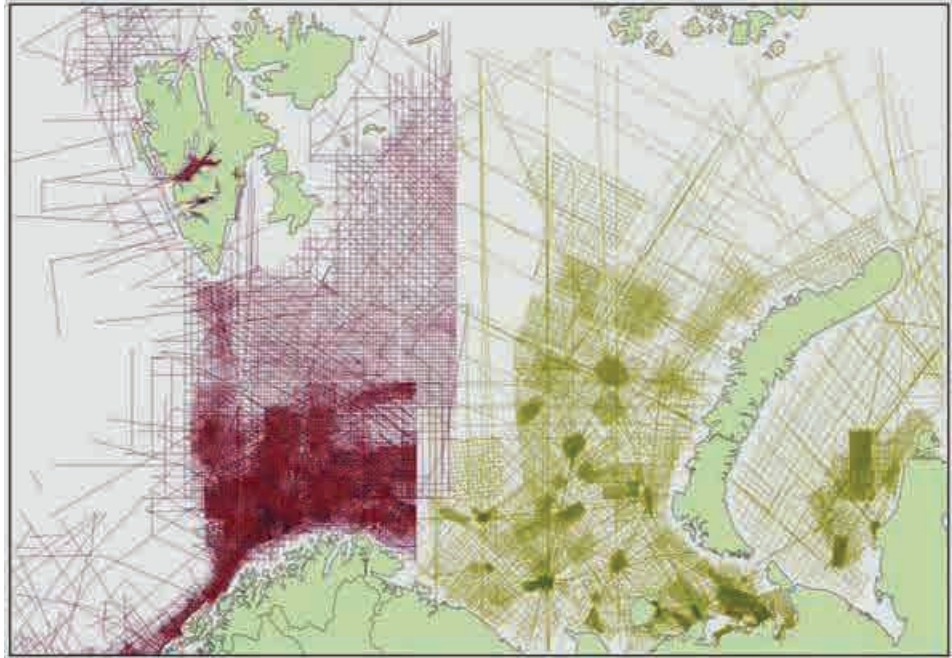


Рис. 2.2. Трассы сейсморазведочных съемок на акватории Норвежского, Баренцева и Карского морей по состоянию на 2008 г. [JNRES, 2008]



Рис. 2.15. Биотические сообщества на отвалах бурового шлама на дне, сброшенного в море при работах с БРСО [IAOGR, 2003]

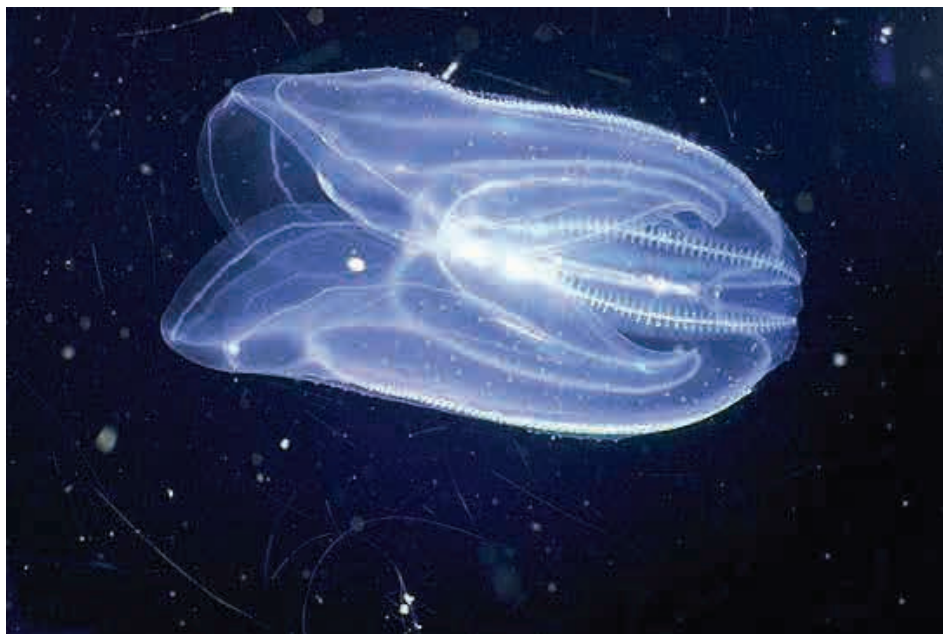


Рис. 2.24. Хищный планктофаг гребневик *Mnemiopsis leidyi*, вселение которого в Черное море в конце 1980-х годов привело к экологической катастрофе



Рис. 2.25. Участок трубопровода спустя несколько лет после укладки на морском дне

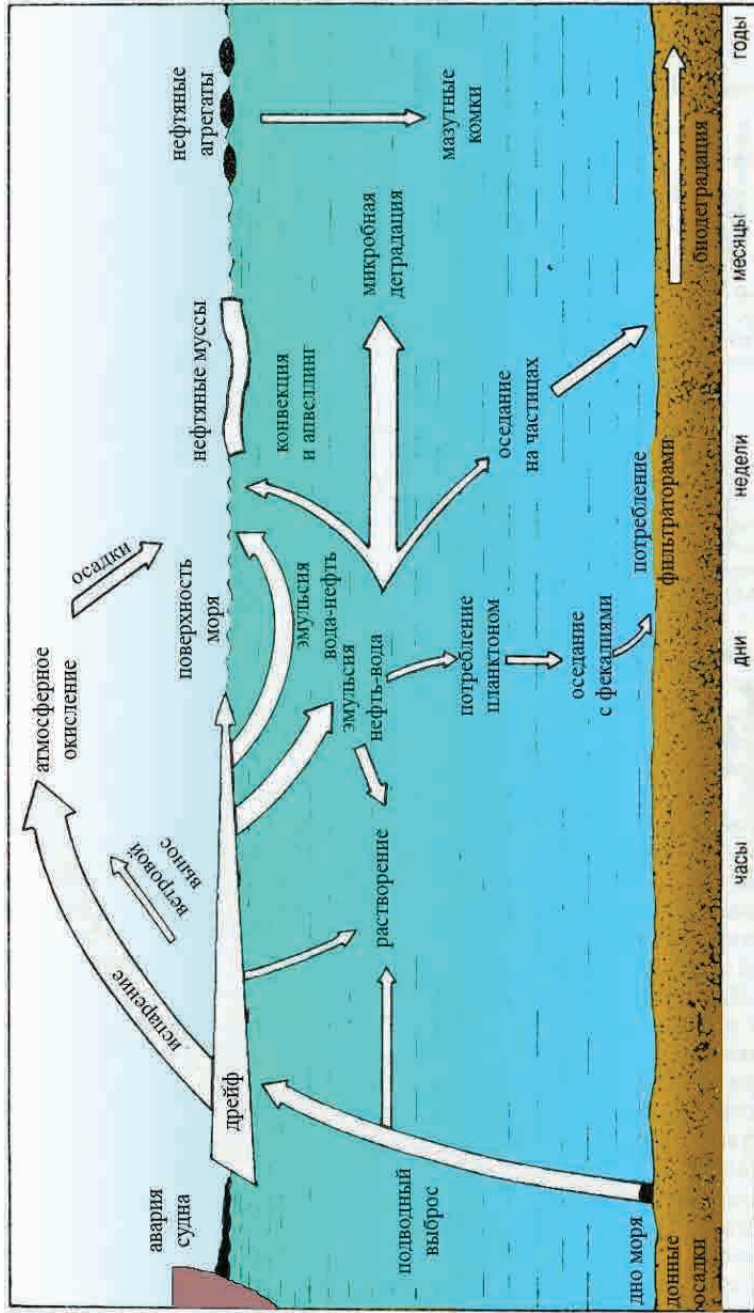


Рис. 3.1.1. Схема распределения и миграции нефти в открытом море [Emerson, 1994]

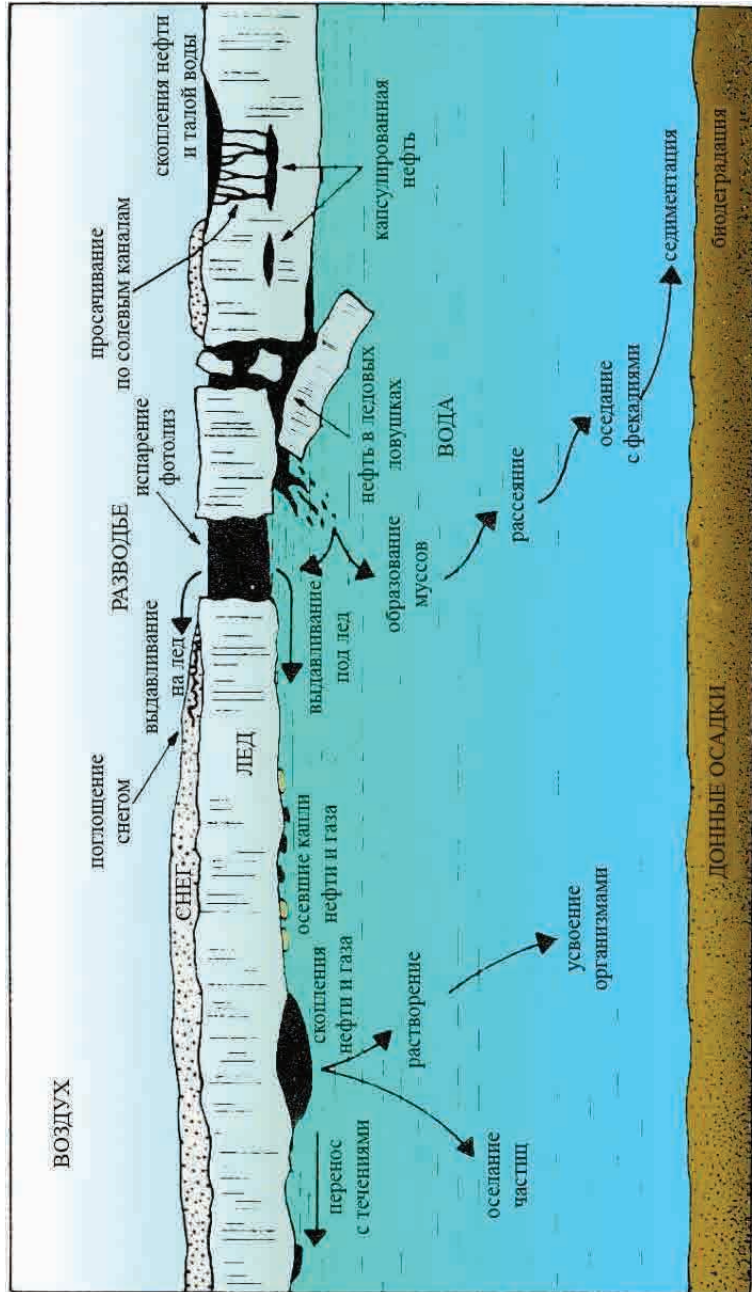
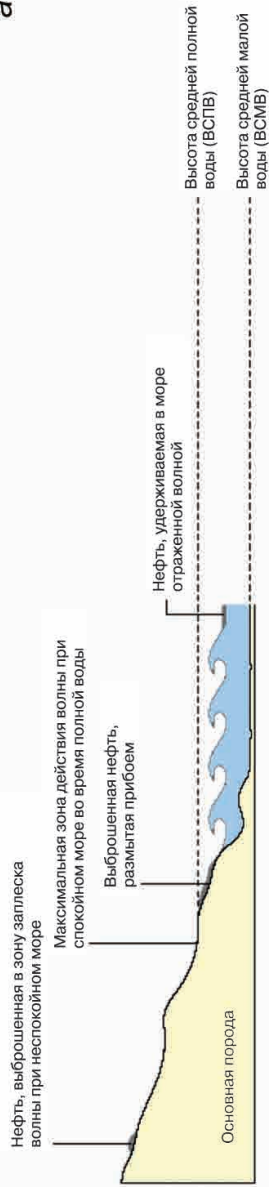


Рис. 3.2. Схема распределения и миграции нефти в ледовых условиях [АМАР, 2007]



Рис. 3.3. Устойчивые нефтяные эмульсии после разлива нефти

а



б

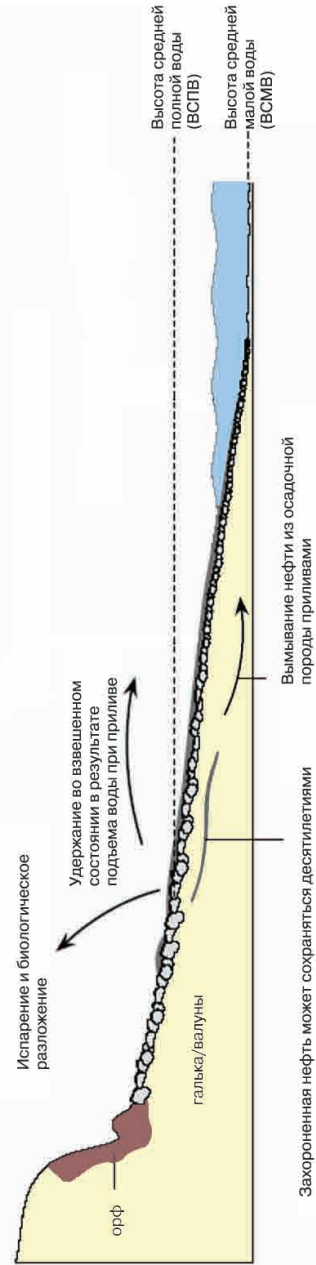


Рис. 3.4. Процессы превращения нефти и самоочищения литоральной зоны после нефтяных разливов [ПРЕСА, 2003]:
а — открытые скалистые берега; б — защищенные пляжи с гравийным и валунно-галечниковым материалом



Рис. 3.5. Аккумуляция нефти в скалистой бухте юго-восточного побережья Уэллса (Великобритания) после аварии танкера «Sea Empress» в 1996 г. [IPIECA, 2001]



Рис. 3.6. Нефть литоральном побережье Уэльса после аварии танкера «Sea Empress» в 1996 г. (www.swan.ac.uk/empress)



Рис. 3.12. Наиболее уязвимые обитатели побережь
и первые жертвы нефтяных разливов

цы являются обязательным звеном прибрежных и пелагических сообществ. Они же становятся первыми жертвами нефтяных разливов (рис. 3.12, вклейка).

Ситуации гибели птиц после нефтяных разливов многократно исследованы, описаны в научной литературе и часто фигурируют в средствах массовой информации. Как показывают известные обзоры международных экспертов [AMAP, 1998; NAS, 2003; ICES, 2005], количественные оценки этих потерь весьма приближены, а их влияние на состояние популяций на фоне природной динамики численности морских птиц до сих пор остается предметом дискуссий.

Условия, масштабы и факторы поражения. Даже кратковременный контакт с разлитой нефтью резко снижает водоизоляционную способность перьевого покрова птиц, приводит к их переохлаждению, иногда к утрате плавучести и способности летать и часто заканчивается их быстрой гибелью. Минимальный (пороговый) уровень пленочной нефти, при котором происходит поражение водоплавающих птиц на поверхности моря, составляет 10–25 мл/м², что соответствует толщине слоя нефти около 25 мкм [Koops et al., 2004; French-McCay et al., 2005]. Вместе с тем известны работы, где гибель птиц наблюдалась при гораздо меньшей толщине нефтяной пленки — около 0,8 мкм [USCG, 2005]. Очевидно, что в реальных ситуациях этот порог может сильно варьировать в зависимости от типа нефти, формы ее нахождения в среде, вида птиц, времени года, состояния поверхности моря и множества других факторов. Особую роль при этом играют климатические факторы. При прочих равных условиях, чем ниже температура воды и воздуха, тем выше риск летальных исходов. Например, в условиях Арктики даже небольшое нефтяное пятно размером в несколько квадратных метров может быть губительным для ныряющих птиц.

Поражение птиц в зоне нефтяного разлива происходит также в результате токсического действия нефти, которая может попасть внутрь организма при поедании птицами загрязненной пищи или при чистке покрытого нефтью оперения. При этом возможен широкий набор физиолого-биохимических, гистологических, морфологических и других проявлений патологии в органах и тканях пораженных птиц, включая снижение их иммунитета и способности к воспроизводству. Установлено, в частности, что в результате нефтяной интоксикации нарушаются сроки кладки яиц, уменьшается их количество, происходит истончение скорлупы, замедляется рост птенцов, ухудшается осморегуляция, появляется анемия и ряд других патологических симптомов как у взрослых птиц, так и у птенцов [AMAP, 1998; Wiens et al., 1999; Peterson, 2001; NAS, 2003; ICES, 2005]. В таких случаях зафиксировано также повышение уровня активности в птицах специфического фермента цитохрома P450 1A, что может служить сигналом присутствия в организме токсичных ПАУ [Trust et al., 2000].

При анализе многочисленных эпизодов массовой гибели морских птиц после нефтяных разливов в прибрежной зоне практически всех морских регионов обращает на себя внимание тот факт, что в большинстве случаев отсутствует прямая корреляция между количеством погибших птиц и объемом разлитой в море нефти. Так, катастрофический разлив объемом 250 тыс. т нефти после крушения танкера «Amoco Cadiz» привел к гибели около 4500 птиц, тогда как 40 тыс. т нефти, разлитой при аварии танкера «Exxon Valdez», явились причиной гибели 250 тысяч

птиц [Baker et al., 1990; NAS, 2003]. В 1976 г. более 60 тысяч зимовавших в Балтийском море длиннохвостых уток погибли, попав в нефтяную пленку от разлива всего 10 т нефти. В 1979 г. у восточного побережья Финляндии произошел незначительный нефтяной разлив, приведший к гибели до 20 тыс. прибрежных птиц [АМАР, 1998]. Перечень подобных эпизодов можно дополнить результатами статистического анализа последствий 98 нефтяных разливов в разных регионах, которые не показали никакой связи между объемами разливов и количеством погибших птиц [NAS, 2003]. Аналогичный вывод следует из приведенных на рис. 3.13 данных, относящихся к северным европейским морям и полученных группой специалистов Международного совета по исследованию морей [ICES, 2005].

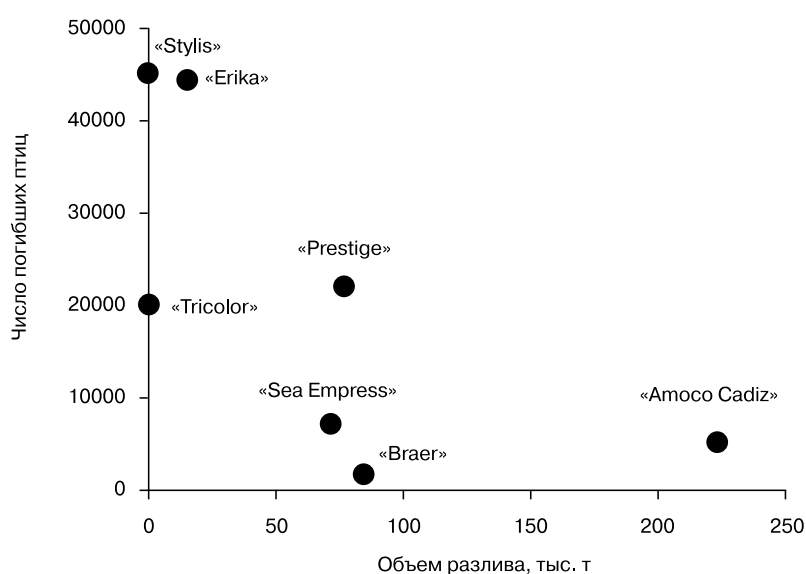


Рис. 3.13. Объемы разлитой в море нефти и количество обнаруженных погибших птиц после нефтяных разливов на шельфах Северной Европы [ICES, 2005]

Приведенные выше и другие известные материалы по данной теме однозначно свидетельствуют о том, что тяжесть последствий нефтяных разливов для популяций морских птиц определяется преимущественно не количеством попавшей в море нефти, а прежде всего ее *типом*, *местом* и *временем* разлива. Наиболее высокие потери чаще всего сопутствуют разливам нефти и нефтепродуктов тяжелого типа, которые отличаются высокой адгезией, т.е. способностью прочно прилипать к любым субстратам (включая оперение птиц). Крупные разливы пелагического типа на большом удалении от берегов, как правило, не оказывают какого-либо заметного воздействия на орнитофауну, тогда как даже небольшой разлив вблизи прибрежных скоплений большого количества птиц может оказаться для них фатальным. Такой исход особенно вероятен в сезоны массового размножения или массовых миграций птиц. Этим в значительной мере определяется от-

меченный выше и проиллюстрированный на рис. 3.13 скачкообразный характер статистики гибели птиц без какой-либо прямой связи этого показателя с объемом нефтяных разливов.

Следует учитывать также, что несмотря на бесспорную очевидность и драматическую наглядность ситуаций массовой гибели птиц во время нефтяных разливов, количественная оценка этих эффектов почти всегда очень приближенна. Это легко объяснимо, если учесть множество факторов, от которых зависит масштаб гибели птиц и точность оценок в каждом конкретном случае. К числу таких факторов надо отнести плотность скоплений птиц, место разлива, тип нефти, расстояние от берега, продолжительность дрейфа нефтяного пятна, погодные условия, состояние поверхности моря и ряд других показателей и обстоятельств, которые прямо или косвенно влияют на масштаб смертности птиц.

Видовые особенности реагирования. Тяжесть последствий нефтяного загрязнения для разных представителей морской орнитофауны сильно варьирует в зависимости от их жизненного цикла, местообитания, путей миграции, типов питания, размножения и других особенностей биологии и экологии каждого вида. При этом решающую роль играют два фактора: социальное поведение птиц (образование стай) на морской поверхности и репродуктивный потенциал, определяющий численность популяции. Первый из этих факторов определяет вероятность (риск) быстрого поражения большого количества особей в плотных скоплениях на акватории, покрытой нефтяной пленкой. От второго фактора зависит способность популяций к восстановлению численности после нефтяного стресса.

Известные упрощенные системы группировки птиц по степени их уязвимости к действию нефти [Baker et al., 1990; АМАР, 1998; NAS, 2003] ставят на первое место по этому признаку представителей семейства чистиковых (Alcidae). К ним относятся более десяти массовых видов, в т.ч. атлантические тупики (*Fratercula arctica*), кайры (*Uria aalge*, *U. lomvia*), гагарки (*Alca torda*) и ряд других видов. Все они являются хорошими пловцами и ныряльщиками, питаются в основном рыбой и проводят большую часть времени на поверхности моря. Их летные способности весьма ограничены, а на берегу они появляются только в периоды размножения. Для этих видов характерны достаточно плотные и устойчивые стайные скопления во все сезоны. Именно этим объясняется высокий риск поражения таких популяций в случае нефтяных разливов, особенно в зимнее время. Даже небольшой по масштабам разлив за сравнительно короткое время может губительно воздействовать на большое число пернатых, собравшихся плотными стаями на ограниченной акватории [Burger, 1993; Page et al., 1999; Wiens et al., 1999; Ikavalko, 2005].

Повышенная уязвимость к нефти характерна также для северных олушей (*Sula bassanus*), обыкновенных гаг (*Somateria mollissima*) и для других морских нырковых уток, образующих плотные скопления в прибрежных водах умеренных и арктических широт. Что касается птиц, которых можно считать относительно толерантными в ситуациях нефтяных разливов, то к ним относятся большинство видов чаек и поморников, для которых характерно лишь эпизодические соприкосновения с поверхностью моря.

Помимо аварийных нефтяных разливов, которые сопровождаются массовой гибелью птиц в море, их смертность является также результатом хронического

нефтяного загрязнения поверхностных вод в районах интенсивного судоходства и танкерных перевозок нефти. Так, за счет этого фактора только в Северной Атлантике гибель птиц измеряется десятками и сотнями тысяч особей каждый год, что соизмеримо с потерями от разливов нефти при крупных авариях [Wiese, Ryan, 2003; ICES, 2005].

Большие банки на юге Ньюфаундленда являются местами круглогодичного нагула миллионов птиц многих видов, численность и разнообразие которых в данном районе не имеют прецедентов в Северной Атлантике. В то же время здесь существует очень интенсивное судоходство по традиционным маршрутам между Европой и Северной Америкой. Покрытые нефтью морские птицы выносятся на пляжи Ньюфаундленда в течение многих десятилетий. Чаще всего нефть на перьях птиц представляет собой тяжелое нефтяное топливо, смешанное со смазочным материалом, что характерно для льяльных вод больших кораблей. Регулярные наблюдения за вынесенными на пляжи птицами в период с 1984 по 1999 гг. показали, что хроническое нефтяное загрязнение юго-восточного побережья Ньюфаундленда является одним из наиболее устойчивых и сильных в мире [Wiese, Ryan, 2003]. Оперенье 62 % всех мертвых птиц, найденных здесь за 16 лет наблюдений, было покрыто нефтяными остатками. Чаще всего были поражены гагарки, особенно *Uria lomvia*. Среднее количество покрытых нефтью птиц составляло здесь 0,77 на один километр береговой линии. Это намного выше, чем в других районах мира, где этот показатель обычно колеблется в пределах от 0,02 до 0,33.

В порядке сопоставления интересно отметить, что смертность морских птиц в силу естественных причин в Мировом океане оценивается миллионами особей ежегодно [Baker et al., 1990]. Естественно, столь высокая природная смертность на глобальном уровне не исключает возможности поражения при чрезвычайных обстоятельствах (в т.ч. при нефтяных разливах) отдельных популяций наиболее уязвимых видов птиц с очень ограниченным (локальным) распространением [IPFESA, 2002].

Особенно велики потенциальные угрозы нефтяных разливов в морях Арктики и Субарктики, острова и побережья которых служат местами плотного гнездования миллионов пернатых в периоды размножения. Не трудно представить, сколь катастрофичными могут оказаться последствия в случае выноса нефти, например, на берега Баренцева или Карского морей в летнее время, когда здесь формируются колонии множества птиц в самый опасный период их жизненного цикла.

3.3.5. Морские млекопитающие

Киты, ластоногие и другие группы морских млекопитающих не столь многочисленны по сравнению с остальными представителями морской фауны. Уже поэтому можно полагать, что вероятность их поражения во время нефтяных разливов должна быть относительно невелика. Вместе с тем, учитывая широкие вариации видовых особенностей экологии и биологии этих животных, а также их общую черту — потребность в воздухе и тяготение к границе раздела моря с ат-

мосферой, есть основания отнести их (как и птиц) к морским организмам, подверженных повышенному риску воздействия нефти.

Механизмы нефтяного поражения. Как и для птиц, угроза нефтяных разливов для морских млекопитающих возникает прежде всего в результате их соприкосновения с сырой или пленочной нефтью. При этом наиболее высокая опасность поражения угрожает морским зверям с густым меховым покровом, который предохраняет их кожу от соприкосновения с водой и обеспечивает им надежную термоизоляцию. Речь идет в основном о каланах и полярных медведях. При контакте с нефтью изолирующая способность мехового покрова этих животных резко снижается, что может привести к их переохлаждению, усилению общего метаболизма и затем к истощению и гибели. Вместе с тем наблюдались ситуации, когда полярные медведи и каланы активно вычищали свой мех от нефти [Baker et al., 1990; АМАР, 1998]. Хотя при этом часть нефти попадала в организм животных, им удавалось избежать гибели, кроме, конечно, ситуаций очень сильного загрязнения.

Киты, тюлени и другие группы морских млекопитающих поддерживают свою термоизоляцию в основном за счет толстого слоя подкожного жира. Поэтому их уязвимость к действию попавшей на наружный покров нефти не столь велика как для каланов и полярных медведей. Что касается моржей, а также морских котиков, кольчатых нерп и других тюленей, покрытых жестким и коротким мехом, то нефть плохо прилипает к этому покрову. Экспериментальным путем установлено, что загрязненный нефтью мех морских котиков очищается после 24 ч пребывания животных в чистой воде. Отмечено также, что группа детенышей сивучей, сильно загрязненных нефтью (более 75 % покрытия), спустя месяц были обнаружены живыми [Geraci, St. Aubin, 1980; Baker et al., 1990].

Киты, дельфины и другие представители китообразных практически лишены волосяного покрова и потому нефть почти не прилипает к ним. Вместе с тем, имеются данные о заметном снижении способности усатых китов отфильтровывать планктон в тех случаях, когда пластины китового уса покрыты сырой нефтью [Geraci, St. Aubin, 1990].

Прямое негативное воздействие на морских млекопитающих возможно также при вдыхании ими нефтяных паров в зоне разлива нефти, а также в результате поражения нефтью глаз. Однако теоретические оценки и экспериментальные данные показывают невысокий риск этой угрозы [NAS, 2003; Ikavalko, 2005].

Долговременные (сублетальные) эффекты после нефтяных разливов могут быть результатом поглощения морскими млекопитающими загрязненной нефтью пищи. На возможность таких эффектов указывают факты обнаружения во внутренних органах каланов и некоторых ластоногих, которые находились в зоне нефтяного стресса, ферментов, ответственных за детоксикацию и выведение из организма устойчивых углеводородов, в основном ПАУ [Monson et al., 2000]. После прекращения поступления нефти внутрь организма какие-либо устойчивые признаки хронической патологии в млекопитающих не были обнаружены.

Особенности реагирования и масштабы потерь. Из сказанного выше очевидно, что наибольший потенциальный риск поражения нефтью существует для морских зверей с обильным меховым покровом и для некоторых тюленей.

В условиях морей Арктики и Субарктики этот риск должен быть особенно велик, во-первых, за счет высокой численности морских млекопитающих в этих регионах и, во-вторых, из-за ограниченности свободных ото льдов акваторий и повышенной вероятности накопления нефти именно в этих акваториях (полюньи, прогалины).

Одним из способов ослабления вредных эффектов действия нефти на морских млекопитающих является избегание ими нефтяных пленок на поверхности моря. Литературные данные по этому вопросу весьма противоречивы [Baker et al., 1990; АМАР, 1998]. В ряде работ приводятся сведения о способности некоторых видов китообразных (особенно дельфинов) обнаруживать нефть в морской среде и уклоняться от контакта с нефтяными пленками. Другие работы этого не подтверждают и приводят данные об отсутствии поведенческих реакций каланов, тюленей, а также китообразных при соприкосновении с нефтью на поверхности моря.

Одним из известных примеров сильного поражения морских млекопитающих является детально исследованный факт гибели около 3000 каланов у берегов Аляски после крушения здесь танкера «Eхxon Valdez». Эта потеря составила около 30 % от численности местной популяции каланов [Wiens et al., 1999]. Известны также случаи гибели тюленей в аналогичных ситуациях, однако количество пораженных особей обычно не превышало нескольких десятков. Единственным известным исключением является эпизод гибели около 2000 детенышей тюленей, которые были загрязнены нефтью на побережье Уругвая после аварии здесь в 1997 г. судна «San Jorge» [Kingstone, 1999]. Высокая смертность в этом случае явилась результатом комбинации двух обстоятельств — неспособности самок распознать запах своих детенышей (из-за маскирующего эффекта от запаха нефти) и перегрева новорожденных тюленей в результате снижения отражающей способности их светлого наружного покрова, загрязненного нефтью.

Что касается нарушения популяционных характеристик морских млекопитающих в результате нефтяных разливов, то в большинстве известных (в т.ч. цитированных выше) публикаций отмечается малая вероятность таких эффектов. Во всяком случае, их обнаружение (как и в ситуациях с морскими птицами) на фоне сильной природной изменчивости состояния популяций чрезвычайно затруднено, а в большинстве случаев невозможно.

3.4. ВОССТАНОВЛЕНИЕ ЭКОСИСТЕМ И СООБЩЕСТВ ПОСЛЕ РАЗЛИВОВ

Понятие «восстановление экосистем», равно как и другие сопутствующие термины («нарушенная экосистема», «сбалансированное сообщество», «фоновое состояние» и т.д.), которые обычно используют для описания процессов, происходящих после нефтяных разливов в море, достаточно неопределенны и являются предметом многочисленных дискуссий и интерпретаций [Jahn, Robilliard, 1997; Fukuyama et al., 1998; Hoff, Shigenaka, 1999; Wiens et al., 1999; Carls et al., 2001; Boehm et al., 2003; Parker, Maki, 2003; Fejes et al., 2005]. В этом нет ничего удивитель-

ного, поскольку речь идет о сложных, многофакторных и динамичных процессах в крайне изменчивой природной среде. Добавим, что эти вопросы имеют не только исследовательский, но и прикладной аспект. От их решения прямо зависят методы и результаты оценок ущерба от разливов, а также тактика и стратегия реагирования на них, включая оптимальный выбор методов и средств ликвидации нефтяного загрязнения, оценку эффективности очистных работ, введение ограничений на рыболовство в зоне поражения и ряд других мер (см. гл. 6).

3.4.1. Процессы и динамика восстановления

На рис. 3.14 показано упрощенное схематическое отображение хода изменения морских сообществ с течением времени после нефтяных разливов. Пунктиром выделена область, в пределах которой происходят естественные колебания показателей состояния биоты, например численности ключевых видов, видового разнообразия или доминирования. Сразу после разлива возможна гибель организмов отдельных видов и резкое снижение их численности на локальном уровне. Однако после этого острого стресса всегда следует фаза начальной колонизации, которая затем сменяется постепенным возвращением (сукцессией) нарушенных сообществ к «фоновому» состоянию, близкому к тому, что было до разлива.

Из самых общих соображений можно утверждать, что ход процессов восстановления на уровне отдельных популяций будет зависеть прежде всего от их численности и скорости воспроизводства. Многочисленные виды с высоким репродуктивным потенциалом, например копеподы и другие представители мелкого зоопланктона, в наименьшей степени подвержены опасности нарушения популяций благодаря их способности за короткий срок восстанавливать оптималь-



Рис. 3.14. Схема изменений показателей состояния биотического сообщества (биомасса, численность, структура) в зависимости от времени после нефтяных разливов

ную численность. В то же время негативные последствия для малочисленных и долгоживущих видов с низкой скоростью воспроизводства, например для некоторых видов птиц и млекопитающих, будут более серьезными и долговременными.

Подчеркнем, что «восстановившееся» после нефтяного разлива сообщество совсем необязательно должно совпадать по своим характеристикам с «исходным» сообществом до разлива. Правильнее будет говорить о выполнении условий, при которых главные показатели состояния сообществ (видовой состав, биомасса, численность, продуктивность) до и после разлива не выходили за пределы их естественной (сезонной, межгодовой, климатической) изменчивости, характерной для популяционной динамики ключевых видов данного региона.

Дополнительная трудность в данном случае состоит в том, что во многих ситуациях исходное состояние среды и биоты до разлива не было изучено, и потому отсутствуют точки отсчета, с которыми можно было бы соотносить наблюдаемые показатели в процессе восстановления нарушенных природных систем. Использование для этих целей реперных (контрольных) участков, которые не подверглись нефтяному стрессу, не всегда возможно и не совсем оправдано из-за известной сильной неоднородности (мозаичности) распределения прибрежных биогеоценозов. В силу этих причин некоторые авторы [Hoff, Shigenaka, 1999] предлагают оценивать восстановление экосистем по характеру тенденций (трендов) изменения биотических и абиотических показателей их состояния. Более подробно эти вопросы рассмотрены в гл. 5, посвященной проблеме мониторинга при нефтяных разливах.

Надо подчеркнуть, что процессы восстановления загрязненных нефтью экосистем включают в себя не только перестройки в биоте, но также параллельно идущие процессы самоочищения биотопов (морской воды, донных осадков, береговых отложений) от избыточных (по сравнению с природным фоном) количеств нефти. Механизмы и скорость такого самоочищения (испарение, диспергирование, биодegradация и т.д.) подробно рассмотрены ранее (см. т. 1, гл. 4). Напомним, что при разливах в открытых водах (без контакта нефти с берегом) самоочищение поверхностного слоя морской воды от нефти происходит весьма быстро — обычно в течение нескольких суток. При этом негативное воздействие на биоту пелагиали практически отсутствует или оно слишком мало, чтобы его можно было обнаружить.

Иное дело — разливы в *мелководной прибрежной зоне* с выносом нефти на берег. Здесь, как мы убедились, многое зависит от двух важнейших факторов — геоморфологии (степени открытости) берегов и типа литоральных субстратов (каменистые или осадочные). В тех случаях, когда на побережье складываются условия для накопления нефти (трещины и углубления в коренных породах, пустоты в толще валунно-галечных отложениях и т.п.), она может достаточно долго сохраняться и медленно выветриваться в таких «ловушках». Это приводит к тому, что в общей картине самоочищения побережья от нефти можно различить две основные фазы:

- быстрая (в течение суток и недель) элиминация основной массы сырой нефти в результате процессов выветривания при контакте с атмосферой и под действием прибойной активности моря;

- замедленная (в течение месяцев и лет) деградация нефтяных остатков, захороненных в литоральных отложениях и других «ловушках» на побережье.

От соотношения скорости и масштабов этих процессов зависят в конечном счете ход и характер процессов восстановления биоты после разливов.

В качестве подтверждения этой двухфазовой динамики можно привести данные об эффективности и стоимости очистки берегов от разлитой нефти [Kerambun, Parker, 1998]. Из этих данных следует, что первые 90 % от общего количества вынесенной на берег нефти удаляются сравнительно быстро и легко при затратах около 10 % от общей стоимости очистных работ, тогда как для удаления остальных 10 % нефти потребовались 90 % от общей суммы затрат на очистку берегов.

На рис. 3.15 нанесены данные, полученные по результатам наблюдений за восстановлением бентосных сообществ в литорали после нефтяных разливов в разных ситуациях и сгруппированные в зависимости от преобладания того или иного типа береговой линии. Из этих данных следует, что время восстановления бентоса обычно варьирует в пределах от нескольких месяцев до десяти и более лет и резко уменьшается при переходе от защищенных от действия волн берегов к берегам открытого типа. Такая тенденция не всегда очевидна из-за влияния многих других факторов, особенно типа разлитой нефти и характера грунтов, которые в значительной мере определяют экологические последствия разливов. Именно этим объясняется широкий диапазон времени восстановления бентоса в защищенных от прямого воздействия моря участках литорали. Однако на открытом побережье, подверженном сильному действию волн, приливов и штормовых нагонов, время восстановления обычно не превышает одного года.

О фактической динамике прибрежного макробентоса по изменению его плотности после катастрофического разлива около 80 тыс. т легкой нефти при аварии

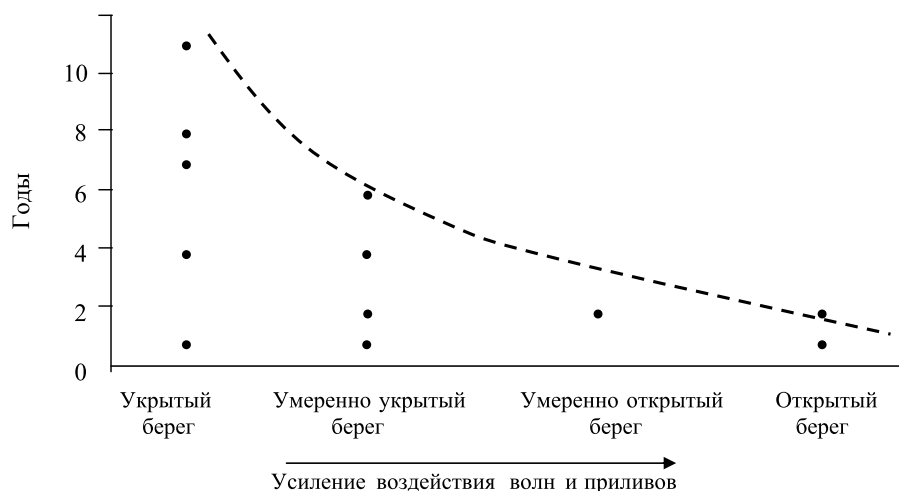


Рис. 3.15. Время восстановления литорального бентоса (годы) после нефтяных разливов в зависимости от типа береговой линии [Baker, 1999]

танкера «Aegean Sea» у северо-западного побережья Испании можно судить по данным на рис. 3.16. За счет повышенной токсичности разлитой нефти во многих районах наблюдался резкий спад плотности бентоса сразу после разлива, однако последующий ход восстановления численности в разных местах побережья происходил по разному в зависимости от типа берегов, степени их открытости и других местных условий.

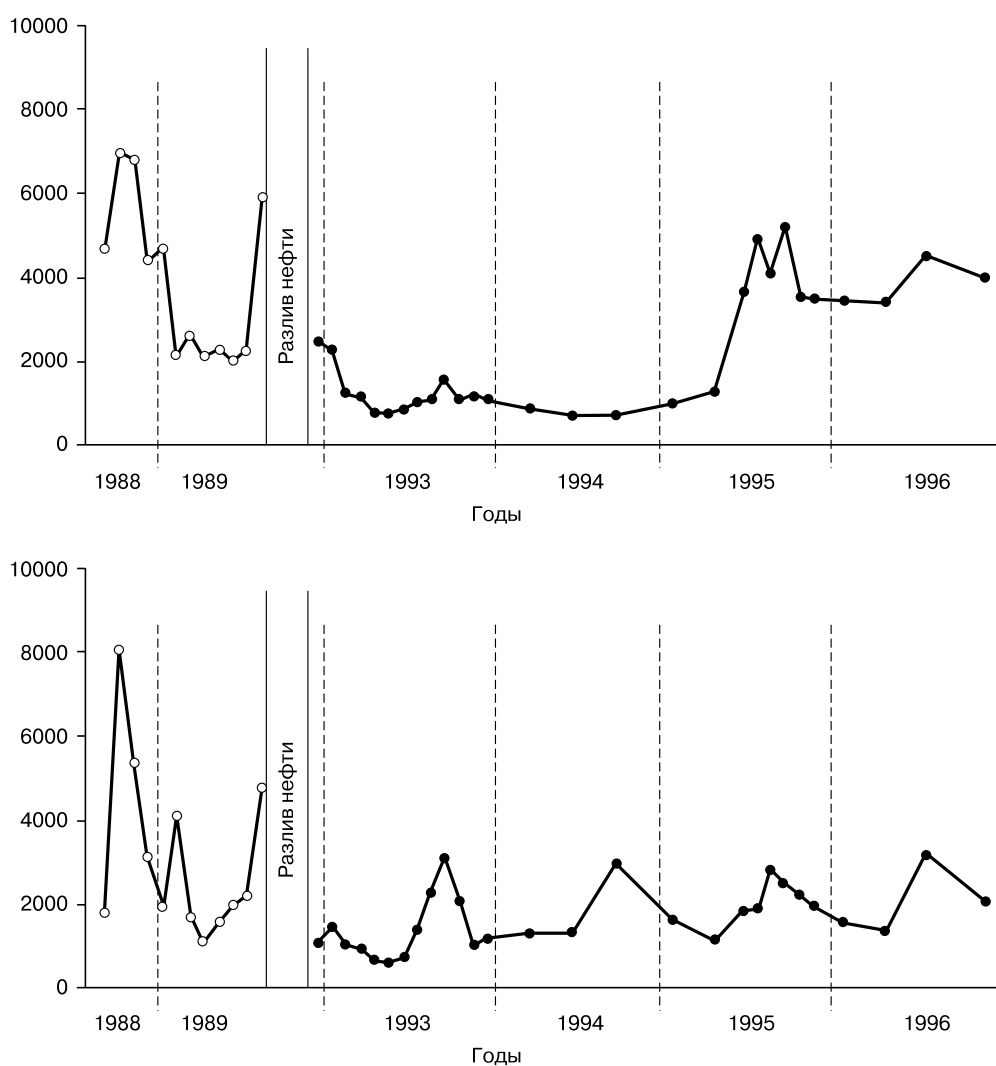


Рис. 3.16. Изменение плотности макробентоса в sublittorали на двух участках северо-западного шельфа Испании после разлива 80 тыс. т легкой нефти при аварии танкера «Aegean Sea» в декабре 1992 г. [Gomez Gesteira, Dauvin, 2005] (по оси ординат указана численность организмов макрозообентоса на 1 м² поверхности воды)

3.4.2. Долговременные эффекты

Один из наиболее сложных и дискуссионных вопросов в рамках данной проблемы относится к оценке долговременных эффектов и последствий нефтяных разливов. Опасность таких событий состоит не только (и не столько) в очевидных и относительно краткосрочных эффектах поражения уязвимых организмов сразу после разлива, сколько в отдаленных экологических и биологических последствиях, которые могут проявиться спустя годы и десятилетия на уровне популяций и сообществ морской биоты. При этом надо учитывать несколько принципиально важных обстоятельств.

Во-первых, само понятие «долговременных» эффектов и их отличие от эффектов «краткосрочных» весьма неопределенно. Иногда считают, что все эффекты, проявления которых наблюдаются свыше двух лет, надо относить к долговременным [NAS, 2003; ICES, 2005]. Это, конечно, весьма произвольный критерий. Представляется более обоснованным принимать в качестве верхней границы таких эффектов интервал времени, соизмеримый с продолжительностью жизненного цикла тех или иных организмов в зоне нефтяного стресса. При таком подходе эта граница может изменяться от нескольких недель и суток (например, для мелких видов планктона и бентоса) до нескольких лет и даже десятилетий (например, для рыб, птиц и млекопитающих).

Во-вторых, биологические последствия, которые наблюдают спустя несколько лет после нефтяного разлива, чаще всего являются *вторичными* (косвенными), поскольку они возникают в основном не за счет хронической токсичности нефтяных остатков (по мере выветривания нефти ее токсичность существенно снижается), а в результате каскада отдаленных реакций (откликов) на острый нефтяной стресс и массовую гибель уязвимых организмов сразу после разливов.

В-третьих, выявление таких вторичных нарушений (отдаленных последствий острого стресса) и оценка скорости восстановления нарушенных популяций на фоне высокой изменчивости экосистемных процессов в море относятся к числу наиболее трудных и до сих пор по существу не решенных проблем прикладной экологии моря.

Из результатов многочисленных исследований следует, что процессы восстановления экосистем после нефтяного стресса обычно развиваются по механизму экологических сукцессий, т.е. последовательных (сопряженных) адаптивных перестроек сообществ после природных стрессов. При этом интенсивность и характер процессов восстановления, их длительность и конечные проявления в разных ситуациях могут, конечно, сильно варьировать в зависимости от множества факторов и прежде всего от типа и свойств разлитой нефти.

В этой связи интересно сопоставить детально изученный сценарий самоочищения и восстановления прибрежной экосистемы после разлива около 40 тыс. т средней по плотности нефти при аварии танкера «Exxon Valdez» у берегов Аляски в 1989 г. с аналогичными процессами после аварийного разлива в районе Шетландских островов, где в январе 1993 г. потерпел аварию танкер «Braer» и в море поступило 85 тыс. т легкой нефти. Оба района более или менее близки по природно-климатическим условиям и типу береговой линии. Они отличаются высо-

кой биопродуктивностью, богатством местной флоры и фауны, изобилием промысловых видов, традиционным рыболовством и достаточно чистой и ненарушенной природой.

В первом случае нефть существовала в основном в виде пленки, а после выноса в мелководную литораль и на берег залива Принца Вильяма была главным и устойчивым источником экологической опасности. На некоторых участках побережья толщина вязкой нефтяной массы достигала более 1 м [Page et al., 1999]. Здесь зарегистрирована массовая гибель морских птиц и млекопитающих, а также другие серьезные ущербы для природных ресурсов, которые были оценены по стоимости в 800 млн долл. США [NAS, 2003]. Даже после масштабных очистных работ (стоимостью более 2 млрд долл. США и с участием более 1000 человек) нефтяные остатки сохранялись на некоторых участках побережья до 5–10 лет. На рис. 3.17 показана динамика изменения плотности одного из ключевых видов каменистой литорали в этом районе — бурой водоросли *Fucus gardneri*. Несмотря на сравнительно высокую устойчивость фукоидов к действию нефти (см. разд. 3.3.3), восстановление их численности произошло лишь спустя 3–4 года после разлива.

Совсем иная ситуация сложилась у берегов Шетландских островов после крушения танкера «Braer» в январе 1993 г. [Davies, Topping, 1997; Kingston, 2003]. За счет сильных штормов в течение нескольких суток почти вся легкая нефть была диспергирована в толще воды, где она достаточно быстро разбавлялась до безопасных уровней, подвергалась деградации и частично накапливалась в донных осадках. Несмотря на масштабную картину нефтяного загрязнения воды и донных осадков, не были отмечены какие-либо признаки массовой гибели птиц, млекопитающих, рыб и других пелагических или литоральных видов. Как показано на рис. 3.18, даже при весьма высоких уровнях нефтяного загрязнения донных осадков какого-либо заметного снижения видового разнообразия бентосных организмов за два

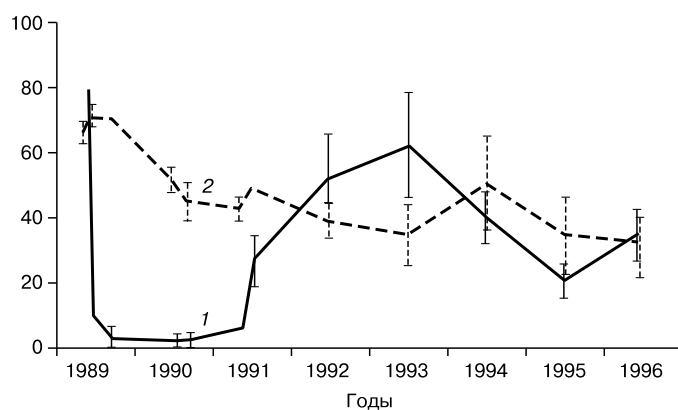


Рис. 3.17. Восстановление средней плотности (в %) бурой водоросли *Fucus gardneri* на каменистой литорали залива Принца Вильяма после разлива нефти при аварии танкера «Exxon Valdez» в марте 1989 г. [Parker, Maki, 2003]: 1 — в контрольных точках; 2 — в местах очистных работ

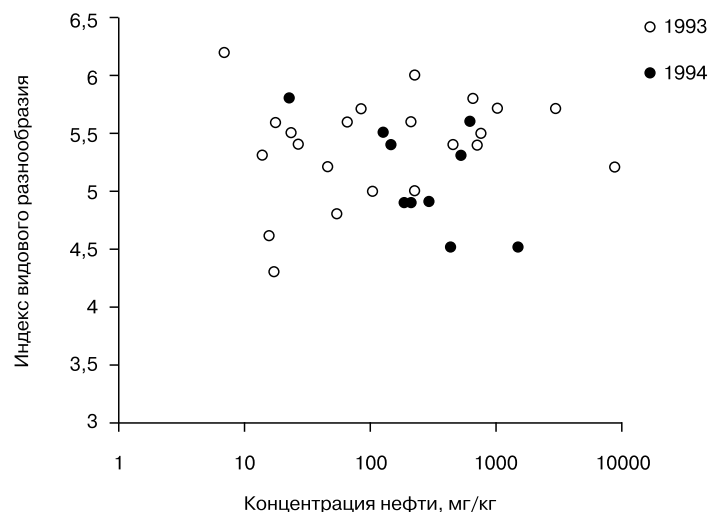


Рис. 3.18. Индекс видового разнообразия бентоса (H') и уровни нефтяного загрязнения донных осадков в прибрежной зоне Шетландских островов по результатам съемок в течение 2 лет после разлива нефти при аварии танкера «Braer» [Kingston, 1999]

года наблюдений не обнаружено. Полное восстановление экологической ситуации в этом районе происходило на разных участках за время от двух месяцев до одного года [Kingston, 2003]. Напомним, что у берегов Аляски для этого понадобилось более 5 лет, хотя объем разлива был там в два с лишним раза меньше.

Сравнительное исследование процессов биологического восстановления по данным наблюдений за последствиями 50 нефтяных разливов в разных регионах показало, что в большинстве ситуаций восстановление сообществ литоральной биоты происходит за время **до трех лет** в условиях каменистых берегов и **до пяти лет** в условиях прибрежных маршей [Sell et al., 1995]. По мнению авторов, эффективность природных процессов биологического восстановления и самоочищения побережья после разливов нефти, как правило, достаточно высока. В таких случаях нет необходимости в специальных мерах по очистке берегов, ущерба от которых могут превышать вред от присутствия самой нефти.

В последние годы для интегральной характеристики процессов восстановления прибрежных и литоральных экосистем используют подходы и принципы теории экологического риска [Aurand et al., 2005; USCG, 2005]. Конечным результатом этой методологии обычно служат матрицы экологического риска, в которых отражают уровни воздействия на природные ресурсы и время восстановления природных систем после нефтяных разливов. Эти же матрицы служат основой для разработки адекватных мер реагирования на разливы. Некоторые примеры применения такой методологии были даны в гл. 1 (см. разд. 1.3.2).

В заключение этого раздела в табл. 3.5 на основании всех рассмотренных выше материалов и в соответствии с принятой шкалой оценок (см. гл. 1, табл. 1.2) даны оценки пространственно-временных масштабов воздействия и экологических последствий нефтяных разливов разного типа.

Таблица 3.5

**Обобщенные оценки воздействия и экологических последствий
нефтяных разливов пелагического и прибрежного типа [Патин, 2004]**

Тип разлива	Масштаб воздействия		Характеристика эффектов и последствий		
	пространственный	временной	обратимость	общая оценка	ОЭР**
В пелагиали	Точечный (1) – местный (3)*	Кратковременный (1) – временный (2)	Обратимые (0)	Слабые (Σ = 5 – 7)	$<10^{-7}$
На побережье	Локальный (2) – субрегиональный (4)	Временный (2) – долговременный (4)	Обратимые (0) – слабо обратимые (5)	Слабые– сильные (Σ = 5 – 14)	$10^{-6}–10^{-3}$

*В круглых скобках указаны индексы в соответствии со шкалой, приведенной в гл. 1 (см. табл. 1.2).

**ОЭР (ориентировочный экологический риск) — вероятность популяционных нарушений, выходящих за пределы порога нарушения стационарного состояния популяций — 10% отклонения от средних показателей биомассы (численности) в пределах регионального ареала ключевых видов.

Как показано выше, при всех вариациях условий разливов и масштаба воздействия вероятность нарушения параметров состояния популяций на региональном уровне крайне мала. Напомним также, что биологические последствия любых, даже наиболее крупных и катастрофических разливов проявляются в масштабах, которые намного уступают масштабам природных изменений в сообществах биоты за счет климатических, погодных, океанографических и других аномалий.

Выводы

1. К числу главных факторов, определяющих тяжесть биологических последствий нефтяных разливов, относятся:

- тип и количество разлитой нефти (легкая, средняя, тяжелая);
- природная характеристика района (геоморфология побережья, климат, батиметрия, ширина литоральной зоны, тип осадков, прибойность берегов, биоресурсы и др.);
- текущая гидрометеорологическая и океанографическая ситуация (температура, течения, ветер, волнение, время года и др.);
- видовой состав, распределение, численность и другие показатели состояния местной биоты.

2. Массовая гибель морских организмов (чаще всего птиц на побережье) наблюдается обычно в течение короткого времени (часы, сутки, недели) после нефтяных разливов. Вероятность летального поражения биоты быстро снижается по мере удаления нефти из морской среды за счет природных процессов (выветривание, разбавление и др.) либо принятых человеком мер.

3. Максимальная интенсивность самоочищения морской среды и восстановления биоты наблюдается на первых этапах нефтяных разливов (сутки, недели, месяцы). Характер и направленность таких процессов совпадают с процессами экологических сукцессий, т. е. каскадом адаптивных перестроек сообществ после природных стрессов.

4. Долговременные биологические последствия разливов проявляются обычно как вторичные реакции биоты на острый нефтяной стресс и массовую гибель уязвимых организмов сразу после разливов. Выявление таких вторичных (косвенных) эффектов на фоне высокой изменчивости экосистемных процессов относится к числу наиболее трудных задач современной прикладной экологии моря.

5. При прочих равных условиях тяжесть последствий нефтяных разливов для отдельных видов будет зависеть от численности и скорости воспроизводства их популяций. Многочисленные виды с высоким репродуктивным потенциалом (мелкие организмы планктона и бентоса) в наименьшей степени подвержены риску нарушения популяций благодаря их способности быстро восстанавливать оптимальную численность. Риск поражения особенно велик для малочисленных и долгоживущих видов с низкой скоростью воспроизводства (птицы, млекопитающие).

6. При разливах пелагического типа (без выноса нефти на берег) нефтяное загрязнение в толще морской воды под пленкой нефти не достигает уровней, при которых возможны острые токсические эффекты. Масштаб воздействия в таких случаях может варьировать от *точечного* до *местного* и от *кратковременного* до *временного*. Биологические эффекты и последствия в форме острого стресса для пелагических организмов следует оценить как *обратимые* и *незначительные*.

7. Последствия нефтяных разливов приобретают особенно тяжелый характер, когда они происходят вблизи берегов, на мелководье и в районах с изрезанной береговой линией и замедленным водообменном. В зависимости от конкретных условий разливов прибрежного типа пространственно-временной масштаб воздействий может варьировать от *локального* до *субрегионального* и от *временного* до *хронического*. Биологические эффекты и последствия в форме хронического стресса (в основном для бентосных сообществ) следует оценивать как *слабо обратимые*, а их интегральная оценка может меняться в широком диапазоне градаций — от *слабых* до *умеренных* и *сильных*.

8. Результаты наблюдений за последствиями крупных и катастрофических нефтяных разливов в разных морских регионах показывают, что в большинстве ситуаций восстановление популяций и сообществ прибрежной и литоральной биоты в зоне нефтяного стресса происходит за время *до трех лет* на каменистых берегах и *до пяти лет* в условиях осадочных (низменных) берегов, включая прибрежные марши.

ЛИТЕРАТУРА

- Айбулатов Н.А., Артюхин В.В. Геоэкология шельфа и берегов Мирового океана — СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. — 304 с.
- Болтачева Н.А., Мазлумян С.А., Колесникова Е.А., Макаров М.В. Многолетние изменения бентоса в районе Севастополя (Черное море) // Экология моря. — 2006. — Вып. 72. — С. 5–15.

- Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И.* Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов. — М.: Ин-октаво, 2005. — 368 с.
- Воскобойников Г.М., Матишов Г.Г., Быков О.Д., Маслова Т.Г., Шерстнева О.А., Усов А.И.* Об устойчивости морских макрофитов к нефтяному загрязнению. // Доклады РАН. — 2004. — Т. 397. — № 6. — С. 842–844.
- Кусакин О.Г.* Литоральные сообщества // Биология океана. Т. 2. Биологическая продуктивность океана. — М.: Наука, 1977. — С. 111–132.
- Миронов О.Г.* Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 176 с.
- Нельсон-Смит А.* Нефть и экология моря. — М.: Прогресс, 1977. — 302 с.
- Немировская И.А.* Нефть в океане. Загрязнение и природные потоки. — Научный мир. — 2013. — 428 с.
- Немировская И.А.* Углеводороды в океане. — Научный мир. — 2004. — 328 с.
- Патин С.А.* Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. — М.: Пищепромиздат, 1979. — 304 с.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 350 с.
- Патин С.А.* Оценка техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы. — 2004. — Т. 31, №4. — С. 451–460.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Симонов А.И.* Проблема химического загрязнения вод Мирового океана. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 145 с.
- Шарков Е.А., Комарова Н.Ю.* Катастрофические разливы нефтепродуктов: взаимодействия с морской средой по данным спутникового и самолетного мониторинга // Третья всероссийская конференция «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса» (Москва, 14–17 ноября 2005 г.). Тезисы докладов. — М.: Институт космических исследований РАН, 2005.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP assessment report: Arctic pollution issues. — Oslo: AMAP, 1998. — 859 p.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). AMAP Assessment 2002: The influence of global change on contaminant pathways to, within, and from the Arctic. — Oslo: AMAP, 2004. — 65 p.
- Anderson J.W.* Oil pollution: effects and retention in the coastal zone // Proceedings of the International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity. — Rio Grande, 1985. — P. 197–211.
- API (American Petroleum Institute). Fate of spilled oil in marine waters. An information booklet for decision-makers. — Health and Environmental Science Department, Publication No. 4691, 1999. — 42 p.
- Aurand D., Cunningham M., Pond R., Cocanaur A., Coelho G., Stevens L.* The use of consensus ecological risk assessments to evaluate oil spill response options: lessons learned from workshops in nine different locations // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2005.
- Baker J.M.* Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: how clean is clean? // Pure Applied Chemistry. — 1999. — Vol. 71, No. 1. — P. 136–151.
- Baker J.M.* Net Environmental Benefit Analysis for oil spill response // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1995.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F., Jenkins R.H.* Natural recovery of cold water marine environment after an oil spill // Presented at the Thirteenth Annual Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, June 1990. — 1990. — 111 p.
- Boehm P.D., Brown J.S., Neff J.M., Page D.S., Maki A.W., Burns W.A., Bence A.E.* The chemical baseline as a key to defining continuing injury and recovery of Prince William Sound // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Burger A.E.* Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of oil spill volume // Mar. Pollut. Bull. — Vol. 26, No. 3. — 1993. — P. 140–143.

- Carls M.G., Heintz R.H., Moles A., Rice S.D., Short J.W. Long-term biological damage: What is known, and how should that influence decisions on response, assessment, and restoration? // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 399–403.
- Cross W.E., Wilce R.T., Fabijan M.F. Effects of experimental release of oil and dispersed oil on arctic nearshore community. III. Macroalgae // Arctic. — 1987. — Vol. 40, No. 1. — P. 211–219.
- CSB (County of Santa Barbara, USA). Natural oil seeps and oil spills. — County of SB, Energy Division. — 2002. — 28 p.
- Dauvin J.C., Ruellet T. Polychaete/amphipod ratio revisited // Mar. Pollut. Bull. — 2007. — Vol. 55, No. 1–6. — P. 215–224.
- Davies J.M., Topping G. (editors). The impact of an oil spill in turbulent waters: The Braer. Proceedings of a symposium held at the Royal Society of Edinburgh, 7–8 September 1995. — Edinburgh, UK: Stationery Office, 1997.
- Dean T.A., Stekoll M.S., Jewett S.C., Smith R.O., Hose J.E. Eelgrass (*Zostera marina* L) in Prince William Sound, Alaska: effects of the Exxon Valdez oil spill // Mar. Pollut. Bull. 1998. — Vol. 36, No. 3. — P. 201–210.
- Dean T.A., Stekoll M.S., Smith R.O. Kelp and oil: the effects of the Exxon Valdez oil spill on subtidal algae // Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. — American Fisheries Society, 1996. — P. 412–433.
- DeCola E. International oil spill statistics: 2000. — Arlington, MA: Cutter Information Corporation.
- Dipper E., Chua T.E. Biological impact of oil pollution: fisheries // IPIECA Report Series. — 1997. — Vol. 8. — 28 p.
- Edwards R., White I. The Sea Empress oil spill: environmental impact and recovery // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Emerson R. Oil spill risk analysis // Environmental risk assessment for oil and gas development on the continental shelf of the Russian Far East (Seminar presentations, February 1994, Magadan). — 1994. — P. 34–40.
- Fejes J., Lindgren Ch., Arbjork Ch. «How clean is clean» — proposed method for determining endpoints and evaluating results of oil spill clean up operations // Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2005.
- Fingas M.F., Hollebone B.P. Review of behavior of oil in freezing environments // Mar. Pollut. Bull. — 2003. — Vol. 47, No. 9–12. — P. 333–340.
- French-McCay D.P., Rowe J.J., Whittier N., Sankaranarayanan, Pilkey-Jarvis L., Etkin D.S. Estimation of potential impacts and natural resource damages of oil // Journal of Hazardous Materials. — 2004. — Vol. 107, No. 1–2. — P. 11–25.
- Fukuyama A.K., Shigenaka G., VanBlaricom G.R. Oil spill impacts and the biological basis for response guidance: an applied synthesis of research on three subarctic intertidal communities. — NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 125. — NOAA: Seattle, Washington, 1998. — 89 p.
- Ger A., Gonzales M., Mayberry E., Shamszadeh F. Marine hydrocarbon seep capture: feasibility and potential impacts Santa Barbara, California. — University of California: Santa Barbara, 2002. — 119 p.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment. — Rep. Stud. GESAMP No. 50. — 1993. — 180 p.
- Gilfillan E.S., Page D.S., Neff J.N., Parker K.R., Boehm P.D. A 10-year study of shoreline conditions in the Exxon Valdez zone, Prince William Sound, Alaska // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 559–568.
- Glover N.W., Dickins D.F. Response plans for Arctic oil and ice encounters // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Gomez Gesteira J.L., Dauvin J.-C. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain) // Marine Environmental Research. — 2005. — Vol. 60. — P. 289–316.
- Harris C. The Braer incident: Shetland Islands, January 1993 // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1995. — P. 813–819.
- Hayashi I.K., Toshinory I.K., Yamakawa H. Distributional characteristics of benthic organisms in sublittoral rocky areas of Mikuni, Fukui Prefecture: part of the survey on the effects of the Nakhodka oil spill // Bulletin Japan Sea National Fisheries Research Institute. — 2000. — Vol. 50. — P. 42–137.

- Hayes M.O., Michel J. A primer for response to oil spills on gravel beach // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 1275–1280.
- Hoff R.Z., Shigenaka G. Lessons from ten years of post-Exxon Valdez monitoring on intertidal shorelines // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 9 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. — Copenhagen: ICES, 2005. — 375 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 29 March–1 April 2005, Texel, The Netherlands. ICES CM 2005/G:07. — Copenhagen: ICES, 2005a. — 49 p.
- Ikavalko I. Review of oil spill effects on Arctic marine ecosystems // Report Series of the Finnish Institute of Marine Research. — No. 54. — 2005. — 69 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Biological impact of oil pollution: sedimentary shores. — IPIECA, 1999. — 20 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Choosing spill response options to minimize damage. Net Environmental Benefit Analysis. — IPIECA, 2000. — 20 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Dispersants and their role in oil spill response. — IPIECA, 2001. — 36 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Guidelines on biological impacts of oil pollution. — IPIECA, 2002. — 30 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Response to marine oil spills. — London: ITOPF, 1998.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Oil spill effects on fisheries. Technical Information Paper No. 3. — London: ITOPF, 2004. — 8 p.
- Jahn A.E., Robilliard G.A. Natural recovery: a practical natural resource restoration option following oil spill // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997.
- Junge K., Eicken H., Deming J.W. Bacterial activity at -2 to -20 °C in the Arctic wintertime sea-ice // Applied Environmental Microbiology. — 2004. — Vol. 70. — P. 550–557.
- Kerambrun L., Parker H. When should clean-up operations be brought to a closure — how clean is clean? // Symposium “20 Years after the AMOCO CADIZ” (15–17 October 1998, Brest, France). — Brest, 1998. — 15 p.
- Kingston P. Recovery of the marine environment following the Braer spill, Shetland // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Koops W., Jak R.G., van der Veen D.P.C. Use of dispersants in oil spill response to minimize environmental damage to birds and aquatic organisms // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 429. — Trondheim (Norway), 2004. — 21 p.
- Laubier L., Le Moigne M., Flammarion P., Thybaud E., Cossa D. The monitoring programme of the ecological and ecotoxicological consequences of the Erica oil spill // Aquatic Living Resources. — 2004. — Vol. 17. — P. 239–241.
- Law R.J., Kelly C.A. Impact of the Sea Empress oil spill // Aquatic Living Resources. — 2004. — Vol. 17. — P. 389–394.
- Lee R.F., Page D.S. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills // Mar. Pollut. Bull. — 1997. — Vol. 34, No. 11. — P. 928–940.
- Maki A.W., Brannon E.L., Neff J.M., Pearson W.D., Stubblefield W.A. Application of ecological risk assessment principles to natural resources damage assessment // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — 1997. — P. 1025–1026.
- Michel J., French D., Csulak F., Sperduto M. Natural resource impacts from the North Cape oil spill // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 841–850.
- Moldan A.G.S., Jackson L.F., McGibbon S., Van Der Westhuizen J. Some aspects of the Castillo de Bellver oil spill // Mar. Pollut. Bull. — 1985. — Vol. 16, No. 3. — P. 97–102.
- Monson D.H., Doak D.F., Ballachey B.E., Johnson A., Bodkin J.L. Long-term impacts of the Exxon Valdez oil spill on sea otters, assessed through age-dependent mortality patterns // Proceedings of the National Academies of Science. — 2000. — Vol. 97. — P. 6562–65–67.

- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- NAS (National Academy of Sciences). Understanding oil spill dispersants: efficacy and effects. Ocean Studies Board. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2005. — 355 p.
- Natural oil seeps and oil spills. — County of Santa Barbara: Energy Division, 2002. — 28 p.
- Neff J. M., Stubblefield W. A. Chemical and toxicological evaluation of water quality following the Exxon Valdez oil spill // Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters. — 1995. — ASTM Special Technical Publication No. 1219 — P. 141–147.
- Neff J.M., Ostazeski S., Gardiner W., Steiskal I. Effects of weathering on the toxicity of three offshore crude oils and a diesel fuel to marine animals // Environ. Toxicol. Chem. — 2000. — Vol. 19. — P. 809–815.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). Oil spill case histories (1967–1991). Summaries of significant U.S. and international spills. Report No. HMRAD 92–11. — Seattle, Washington: NOAA Ocean Service, 1992. — 224 p.
- Owens E. H., Robson W., Humphrey B. Observations from a site visit to the Metula spill 12 years after // Spill Technology Newsletter. — 1987. — No. 12. — P. 83–96.
- Owens E.D., Mayseth, Martin C.A., Lamarche A., Brown J. Tar ball frequency data and analytical results from a long-term beach monitoring program // Mar. Pollut. Bull. — 2002. — Vol. 44. — P. 770–780.
- Page D.S., Boehm P.D., Douglas G.S., Bence A.E., Burns W.A., Mankievich P.J. Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska // Mar. Pollut. Bull. — 1999. — Vol. 38, No. 4. — P. 247–260.
- Page D.S., Gilfillan E.S., Neff J.N., Stoker S.W., Boehm P.D. A 1998 shoreline conditions in the Exxon Valdez oil spill zone in Prince William Sound // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Parker K.R., Maki A.W. Defining recovery and detecting when it occurs // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Patin S.A. Pollution and biological resources of the oceans. — London: Butterworth Scientific, 1982. — 290 p.
- Percy R.J., LeBlanc S.R., Owens E.H. An integrated approach to shoreline mapping for spill response planning in Canada // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 277–288.
- Peterson C.H. The Exxon Valdez oil spill in Alaska: acute, indirect, and chronic effects on the ecosystem // Advances in Marine Biology. — 2001. — Vol. 39. — P. 1–103.
- Price A.R.G., Robinson J.H. (eds.). The 1991 Gulf war: coastal and marine environmental consequences. — Mar. Pollut. Bull., Special Issue Volume 27. — Pergamon Press, 1993.
- Reed D.C., Lewis R.J., Anghera M. Effects of open-coast oil production outfall on patterns of giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) recruitment // Marine Biology. — 1994. — Vol. 120. — P. 25–31.
- Schallier R., Resby L.M., Merlin F.-X. Tricolor incident: oil pollution monitoring and modeling in support of Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill–2004). Presentation No. 433. — Trondheim (Norway), 2004. — 9 p.
- Sell D.L., Convey L., Clark T., Picken G.B., Baker J.M., Dunnet G.M., McIntyre A.D., Clark R.B. Scientific criteria to optimize oil spill clean up // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1995. — P. 595–610.
- SINTEF. Oil biodegradation in Arctic ice. — SINTEF Newsletters, February 2005 (www.sintef.no).
- Smith S.D.A., Simpson R.D. Recovery of benthic communities at Macquarie Island (sub-Antarctic) following a small oil spill // Marine Biology. — 1998. — Vol. 131. — P. 567–581.
- Trust K.A., Esler D., Woodin B.R., Stegeman J.J. Cytochrom P450 1A induction in sea ducks inhabiting near shore areas of Prince William Sound // Mar. Pollut. Bull. — 2000. — Vol. 40. — P. 397–403.
- USARC (US Arctic Research Commission). Oil spills in Arctic waters. — Washington, DC, 2012. — 85 p. (www.arctic.gov)
- USCG (United States Coastal Guard). Vessel and Facility Response Plans for oil: 2003 removal equipment requirements and alternative technology revisions. Chapter 4. Environmental consequences. — USCG, 2005. — 478 p.
- Vazquez E., Urgorri V., Ramil E., Parapar J., Cristobo J., Freire J. Short term effects of the Prestige oil spill on cover of exposed rocky intertidal fauna and on mortality of the cirriped *Chthamalus montagui* //

- VERTIMAR 2005: Symposium on Marine Accidental Oil Spills (13–16 July, 2005). — Vigo (Spain), 2005.
- White I.C., Baker J.M.* The Sea Empress oil spill in context // Paper presented at the International Conference on the Sea Empress Oil Spill, 11–13th February 1998, Cardiff, Wales, UK. — ITOPF (The International Tanker Owners Pollution Federation), 1999. — 33 p.
- Wiens J.A., Brannon E.L., Burns J., Day R.H., Garshelis D.L., Hoover-Miller A.A., Johnson Ch.B., Murphy S.M.* Fish and wildlife recovery following the *Exxon Valdez* oil spill // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Wiese F.K., Ryan P.C.* The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984–1999 // *Mar. Pollut. Bull.* — 2003. — Vol. 46. — P. 1090–1101.
- Winslow R.* Hard aground: The story of the Argo Merchant oil spill. — New York: W.W. Norton & Company Inc, 1978.

Морское рыболовство и добыча углеводородов на шельфе

В контексте данной главы важно отметить прежде всего, что области повышенной нефтегазоносности морского шельфа обычно совпадают либо пересекаются с зонами высокой биологической продуктивности и традиционного рыболовства. Напомним, что мировой улов рыбы и беспозвоночных превышает сейчас 100 млн т/год. Россия располагает не только крупнейшими в мире запасами углеводородов на шельфе, но и уникальными морскими биоресурсами, которые обеспечивают ежегодный улов около 4 млн т морепродуктов, что покрывает до 20 % потребности россиян в животных белках.

В этой ситуации проблема «сосуществования» двух крупнейших отраслей морской деятельности и особенно угроз для рыболовства со стороны морского нефтегазового комплекса (МНГК) приобретает вполне очевидную актуальность для большинства прибрежных стран. Именно об этом пойдет речь в данной главе на основе последних публикаций, включая материалы международных организаций и обзорные работы автора по данной теме.

4.1. Источники и факторы воздействия МНГК НА РЫБОЛОВСТВО И ЕГО СЫРЬЕВУЮ БАЗУ

4.1.1. Общая характеристика воздействия

Среди потенциально возможных рыбохозяйственных последствий и ущербов от деятельности МНГК следует различать две основные группы негативных эффектов:

- ухудшение сырьевой базы рыболовства, основу которой составляют популяции промысловых видов рыб и беспозвоночных (промысловые биоресурсы);

- экономические ущербы, потери и помехи для самого рыболовства как вида морской хозяйственной деятельности.

Характер, масштабы и тяжесть последствий такого рода событий могут изменяться в очень широких пределах в зависимости от сочетания множества конкретных условий и ситуаций.

В табл. 4.1 дана сводка возможных рыбохозяйственных последствий и ущербов при разведке, добыче и транспортировке углеводородов в море, а на рис. 4.1 показана схема проявления таких последствий для промысловых биоресурсов.

Из приведенных в табл. 4.1 и на рис. 4.1 сводок следует, что негативное воздействие на рыболовство и его сырьевую базу проявляется на всех этапах нефтегазодобывающей деятельности в море и может приводить как к прямым, так и

Таблица 4.1

**Потенциальные рыбохозяйственные ущербы
и последствия при разработке морских нефтегазовых месторождений**

Этапы работ и виды деятельности	Эффекты, ущербы, последствия
Сейсмические съемки	Помехи рыболовству. Гибель личинок и молоди (до 1 % от численности популяций). Рассеяние промысловых скоплений (на расстояниях до 10–20 км)
Бурение разведочных скважин	Ухудшение качества среды. Локальные нарушения кормовой базы промысловых видов
Промысловые работы на платформах	Сокращение промысловых акваторий и помехи рыболовству. Загрязнение морской воды, донных осадков и промысловых организмов. Устойчивые нарушения кормовой базы в бентосе (до 10 км от платформ)
Строительные работы в море (платформы, трубопроводы и др.)	Помехи рыболовству. Нарушения качества среды в водной толще и на дне. Гибель донных организмов и ухудшение кормовой базы в бентосе. Возможные нарушения миграций промысловых видов
Строительство трубопроводов на суше	Временное ухудшение условий воспроизводства и миграции промысловых видов в нерестовых реках
Эксплуатация трубопроводов	Сокращение промысловых акваторий и помехи рыболовству. Возможные препятствия для миграции промысловых беспозвоночных на дне
Танкерные перевозки	Нарушения качества среды. Потенциальная угроза экологических нарушений и катастроф за счет инвазии (вселения) чужеродных видов
Нефтяные разливы	Сильное нефтяное загрязнение прибрежной зоны. Гибель или утрата товарных качеств объектов промысла и марикультуры. Прекращение рыболовства со значительными экономическими потерями (до сотен миллионов долларов)
Отработанные сооружения, материалы и конструкции на дне	Сокращение промысловых акваторий и помехи рыболовству
Ликвидационные работы	Сильные локальные воздействия при взрывных работах

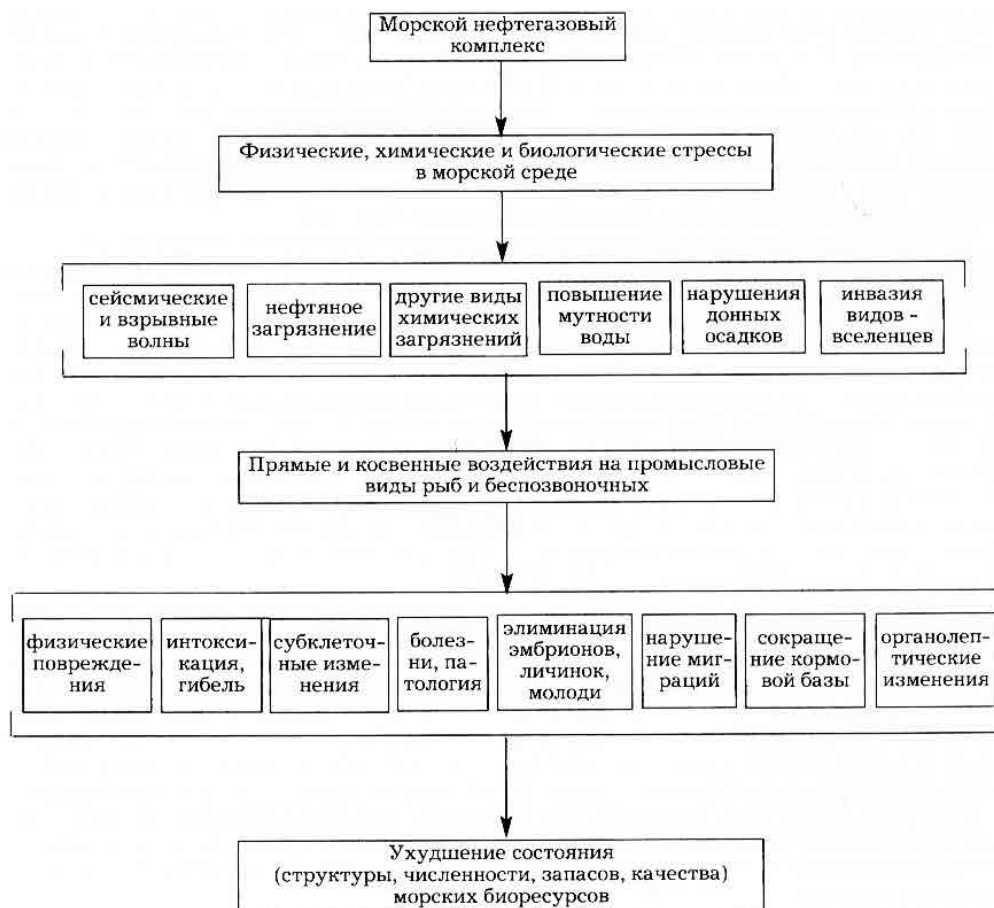


Рис. 4.1. Схема комплексного воздействия на морские биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе

косвенным потерям, ущербам и помехам. Вполне очевидно также, что это воздействие будет существенно расширяться и усиливаться по мере реализации проектов освоения нефтегазовых ресурсов на шельфе многих стран. Суть проблемы заключается в конечном счете в масштабе таких процессов и их сопоставимости с масштабом соответствующих природных изменений морской среды и биоресурсов на фоне всех других факторов антропогенного воздействия на экосистемы морей.

Наиболее серьезные последствия следует ожидать в прибрежных и внутренних морских водах, которые, как известно, отличаются повышенной биологической продуктивностью и играют ключевую роль в процессах воспроизводства большинства промысловых видов. Кроме того именно здесь также сосредоточена наиболее сильная антропогенная нагрузка в результате других видов деятельности в море и на берегу.

4.1.2. Последствия для популяций и запасов промысловых видов

Рассмотренные выше материалы (см. гл. 2 и 3) показывают, что большинство видов работ и операций в рамках МНГК приводят к локальным, кратковременным и обратимым биологическим эффектам и последствиям *в толще воды*. Уже поэтому есть основания для вывода об отсутствии условий, при которых могли бы возникнуть заметные нарушения *популяций промысловых рыб* в районах добычи и транспортировки углеводородов в море.

Расчеты по нормативным методикам [Криксунов, Полонский 1999; Зеленков, Мискевич, 2000; Матишов и др., 2001] также показывают, что потери биомассы промысловых видов при всех возможных ситуациях воздействия МНГК на сырьевую базу рыболовства не превышают обычно нескольких сотен тонн. Такие потери составляют ничтожно малые доли (обычно менее 10^{-3} %) от запасов и уловов соответствующих промысловых видов и не могут быть различимы на региональном уровне даже при самых пессимистических сценариях (например, полная гибель рыбы в зоне сброса буровых отходов). Именно поэтому до сих пор отсутствуют какие-либо свидетельства воздействия МНГК на состояние (запасы, численность, видовая структура) и уловы промысловых биоресурсов во многих районах Мирового океана, где рыболовство десятилетиями соседствует с нефтяными вышками.

К аналогичному выводу приводят более строгие и сложные расчеты с учетом популяционных эффектов и нарушения кормовой базы на примере ихтиофауны сахалинского шельфа [Криксунов и др., 1999], а также результаты наблюдений за состоянием запасов и численности промысловых видов в районах буровых работ на шельфе Сахалина [Саматов, 1999]. В случае осуществления проекта освоения Штокмановского месторождения в Баренцевом море максимально возможный прямой ущерб для рыбных ресурсов региона за счет сокращения кормовой базы и возможной гибели рыб на ранних стадиях развития составит сотые-тысячные доли процента от общего популяционного запаса [Матишов, Никитин, 1997]. Многолетние поисково-разведочные работы (бурение скважин, сейсморазведка) в Обской и Тазовской губах не выявили каких-либо заметных нарушений запаса и распределения местной ихтиофауны [Сочнев и др., 2012].

Эти и другие известные данные такого рода согласуются с мнением многих специалистов, международных организаций и групп независимых экспертов о том, что воздействие МНГК на морскую среду и биоресурсы уступает по тяжести последствий ряду других видов морской деятельности (рыболовство, судоходство, урбанизация побережий и др.) [Cairns, 1992; GESAMP, 1993; Gray et al., 1999; ITOPI, 2004; OSPAR, 2000; Матишов, 2004; UNEP, 2006; GESAMP, 2009; OSPAR, 2010; Couilletquer et al., 2014].

В этой связи трудно согласиться с некоторыми авторами, которые связывают временные снижения запасов рыб на фоне *многолетней динамики их природной изменчивости* с последствиями разработки нефтегазовых месторождений в том или ином регионе и на основе этого прогнозируют «подрыв сырьевой базы» или гигантские экономические ущербы за счет «утраты биологических ресурсов». Так, в одной из таких работ [Аникеев, Рыбина, 2014] утверждается, что «экономичес-

кий ущерб от деятельности нефтегазовых компаний за счет утраты биологических ресурсов Охотского моря в период 1995–2015 гг. составил 12,3 млрд долларов США, а к 2015 г. этот ущерб достигнет 29 млрд долларов США» (!). Здесь уместно напомнить, что в долговременном плане динамика запасов промысловых популяций в море определяется двумя ключевыми факторами — изменениями климата и промысловыми изъятиями. Напомним также, что за 50-летнюю историю добычи углеводородов на шельфе многих стран, где воздвигнуты сотни и тысячи платформ (Северное и Норвежское моря, Мексиканский и Персидский заливы и др.) не были получены доказательства ухудшения и тем более — «подрыва» сырьевой базы рыболовства на региональном уровне.

Сказанное выше проиллюстрировано на рис. 4.2, где дано упрощенное схематическое отображение условных величин промыслового запаса рыб, степени их изъятия промыслом, пределы колебаний этих показателей, а также возможное снижение биомассы промысловых видов за счет общего загрязнения прибрежной зоны и воздействия МНГК. Основой для такой схематизации и сопоставления послужили известные материалы о динамике запасов и уловов рыб в морях России, а также оценки влияния на эти запасы общего загрязнения морской прибрежной зоны [Patin, 1982; Patin, 1995; Патин, 2015] и деятельности МНГК [Patin, 1999; Патин, 2015].

Как показано на рис. 4.2 и подтверждено обширными массивами фактических данных, максимально возможные потери биомассы рыб и других организмов при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе существенно (на несколько порядков величин) ниже порога нарушения стационарного состояния популя-

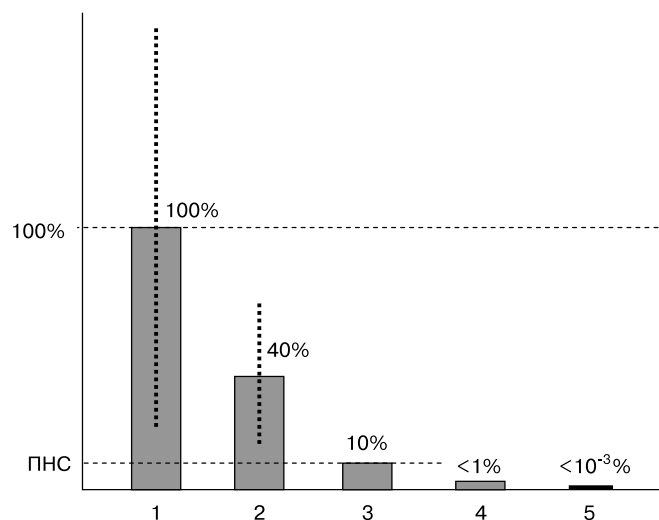


Рис. 4.2. Влияние промысла и других видов антропогенного воздействия на рыбные ресурсы (в % потерь от биомассы промысловых популяций [Патин, 2004]: 1 — общий запас; 2 — улов промысловых рыб; 3 — сброс «нежелательных приловов» по данным мировой статистики; 4 — максимально возможное снижение биомассы рыб за счет загрязнения морской прибрежной зоны; 5 — максимально возможные потери от МНГК (включая нефтяные разливы); ПНС — порог нарушения стационарного состояния популяций (около 10 % от запаса)

ций. Таким образом, в данном случае практически исключена возможность выявления каких-либо заметных нарушений *на уровне популяций морских организмов* в пределах их местных ареалов. Промысловые потери биомассы рыб также не могут быть обнаружены на фоне высокой изменчивости запасов промысловых видов и динамики их уловов.

Вместе с тем, надо отметить несколько ситуаций и факторов воздействия, которые сопряжены с риском локальных (местных) негативных последствий для промысловой ихтиофауны и рыболовства в результате некоторых работ и операций МНГК.

Гидроакустические воздействия. Как показано в гл. 2, наиболее масштабные биологические последствия сейсморазведки связаны с нарушениями поведенческих реакций стайных пелагических рыб, что приводит к рассеянию их промысловых скоплений и снижению эффективности рыболовства в районах, подверженных воздействию ударных сейсмических волн. Известны примеры, когда уловы рыб в таких районах снижались до 50 %, а восстановление промысловых скоплений происходило лишь спустя несколько суток [NOAA, 2000; DNV ENERGY, 2007; Cucknell et al., 2015]. Кроме того сейсмические съемки способны нарушать (блокировать, рассеивать и др.) нерестовые миграции проходных рыб, особенно лососевых, и таким образом наносить ущерб для сырьевой базы рыболовства. Для снижения риска подобных последствий от сейсморазведки в таких районах как, например, шельф Сахалина предлагается введение «радиусов безопасности» в пределах от 1,5 км для исключения патологических воздействий на рыб и не менее 10–15 км для ослабления реакций испуга и рассеяния рыбных косяков [Веденев, 2009]. В ряде стран вводятся ограничения по месту и времени сейсморазведочных работ с учетом распределения и миграции промысловых рыб на разных стадиях их развития. Например, в Норвегии в рамках плана экосистемного управления морскими биоресурсами [Olsen et al., 2007] и на основе многолетних данных о расположении мест нереста основных промысловых видов и скопления их пелагических личинок выделяют биологически значимые районы, где устанавливаются ограничения на сейсморазведочные и другие операции МНГК (рис. 4.3).

Загрязнение объектов промысла. Из рассмотренных выше данных (см. гл. 2) следует, что практически все отходы, сбрасываемые в море при добыче углеводородов с платформ, в той или иной мере содержат вредные (иногда токсичные) компоненты. Это особенно характерно для пластовых вод, объемы сброса которых на региональном уровне могут исчисляться сотнями миллионов тонн в год, а химический состав включает десятки загрязняющих веществ, в т.ч. сырую нефть и ее компоненты. Несмотря на быстрое разбавление таких сбросов в толще морской воды, существует возможность накопления некоторых токсикантов в рыбах и других промысловых видах, обитающих вокруг нефтяных платформ. Одно из обстоятельных исследований по этой теме, выполненное на шельфе Норвегии [Bakke et al., 2013], показало, что зона действующих концентраций пластовых вод обычно не выходит за пределы 2 км от мест их сброса. В рыбах и мидиях, экспонируемых до 30 сут в садках вблизи платформ, были обнаружены повышенные концентрации ПАУ, нафтеновых кислот и алкил-фенолов (до 10 и более раз по сравнению с фоном). При этом наблюдались некоторые физиолого-биохимичес-

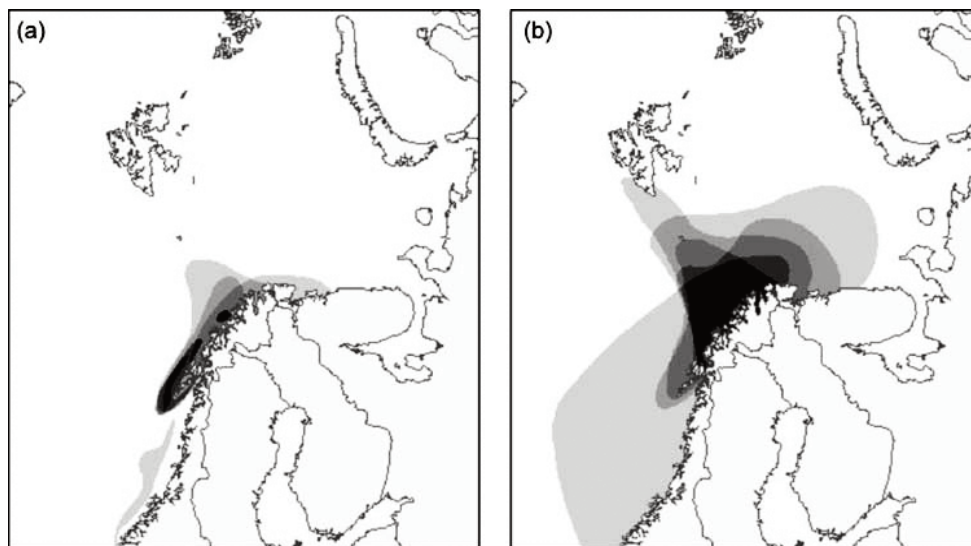


Рис. 4.3. Наложение биологически значимых районов для трески, сельди, пикши, мойвы и сайды (a) и скоплений личинок (b) [Olsen et al., 2007]: районы для всех пяти видов показаны серым цветом, пересечение районов для двух и пяти видов показаны нарастанием темных оттенков серого цвета

кие изменения в тестируемых организмах, которые однако не приводили к их гибели. Отметим, что благодаря высокой подвижности рыб, риск их загрязнения в реальных ситуациях будет существенно ниже по сравнению с ситуациями, когда они удерживаются в садках в зоне влияния сбросов пластовых вод. Наблюдения за состоянием и загрязнением бентоса в районах удаления с платформ буровых отходов выявили признаки слабых нарушений в донных биоценозах на расстояниях до 0,5–1 км от точки сброса. Таким образом речь идет о локальных ситуациях загрязнения промысловой биоты, которые должны быть в фокусе производственного экологического мониторинга (см. гл. 5).

Радионуклиды. Извлекаемые из недр и сбрасываемые в море пластовые воды содержат также природные радионуклиды, в основном дочерние продукты распада урана-228 и тория-232. Наибольшее распространение среди них имеет радий-226 с периодом полураспада 1600 лет, концентрация которого в пластовых водах может в десятки раз превосходить его фоновое содержание в морской воде. Радий обладает способностью отлагаться в виде нерастворимых солей (сульфидов, сульфатов) на стенках труб и в других узлах технологического оборудования на платформах, создавая определенную радиационную угрозу для персонала [GESAMP, 1993; IAOGP, 2005]. Известные данные о распределении и миграции радия-226 в морских экосистемах свидетельствуют о его способности накапливаться в морских организмах, в т.ч. в промысловых рыбах и беспозвоночных. Однако, как показали специальные радиоэкологические исследования [Helting, Van der Steen, 1994; Pillay et al., 2010; Hylland, Eriksen, 2013], вероятность радиационной угрозы для человека как потребителя морепродуктов, а также риск поражения

морских организмов, накапливающих радий-226, на несколько порядков величин ниже порогов допустимого радиационного воздействия.

Барьерные и рифовые эффекты. Напомним, что протяженность подводных трубопроводов для перекачки углеводородов в некоторых регионах исчисляется многими тысячами километров, а диаметр труб, уложенных на дне без заглубления в грунт, может превышать 100 см. Как отмечено выше (см. гл. 2), в таких ситуациях возможны не только изменения биоразнообразия на дне, но и нарушения миграций и воспроизводства бентосных промысловых видов (крабы, омары, иглокожие, мидии и др.). К сожалению, характер, масштаб и последствия таких изменений остаются пока слабо изученными. Это относится и к «рифовому эффекту», который возникает за счет биообрастания подводной инфраструктуры МНГК, включая прежде всего трубопроводы и морские платформы. Для полноты картины стоит обратить внимание на положительный опыт использования отслуживших свой срок платформ в качестве искусственных рифов. Выполненные на шельфе ряда стран исследования показали существенное повышение биопродуктивности и численности промысловых видов вокруг таких конструкций. Более подробный обзор литературы по этой теме представлен в т. 1 (см. гл. 2).

4.1.3. Отчуждение акваторий и помехи рыболовству

Отчуждение рыбопромысловых акваторий и физические помехи для рыбного тралового флота относятся к числу наиболее очевидных и бесспорных последствий разработки нефтегазовых месторождений на шельфе. Такая ситуация складывается в основном в результате следующих действий и событий:

- введения охранных зон, полностью закрытых для судоходства и рыболовства, радиусом до 1 мили вокруг каждой стационарной платформы и других элементов надводной инфраструктуры МНГК;
- ограничения для тралового рыбного промысла путем введения полос отчуждения вдоль трасс магистральных подводных трубопроводов шириной до 5 миль в обе стороны от трубопровода;
- установки на морском дне конструкций для фиксации и оконтуривания устьев законсервированных скважин после завершения разведочного бурения;
- захоронения на дне подводных элементов платформ и других конструкций после ликвидации нефтяных промыслов.

О масштабе такого рода ограничений на региональном уровне можно судить по последним данным для Северного моря, где установлены около 1300 стационарных платформ и уложены на дне более 50 000 км трубопроводов для перекачки нефти и газа [OSPAR, 2013]. К этому надо добавить, что на некоторых месторождениях практикуют объединение нескольких платформ и сателлитных скважин в единую промысловую систему, связанную сетью внутренних трубопроводов, сетевых кабелей, хранилищ и другого оборудования. Ясно, что при такой инфраструктуре нефтепромыслов, площадь отчужденных от рыболовства акваторий будет расширяться. То же самое происходит при использовании якорных систем

полупогружных буровых платформ, которые исключают безопасное судоходство и рыболовство в зоне радиусом до 2000 м.

Точные оценки площади акваторий, полностью или частично утраченных для рыболовства, в подобных случаях обычно отсутствуют. В первом приближении можно предполагать, что речь идет о нескольких процентах акватории региона, где за счет размещения инфраструктуры МНГК рыбный промысел может сталкиваться с определенными затруднениями и потерями. Так, еще в начале 1990-х гг. британские рыбопромышленники в своих апелляциях к правительству оценили площадь морской акватории, *фактически* утраченной для рыболовства, до 5200 км², а размеры ежегодных промысловых потерь за этот счет — до 3 млн фунтов стерлингов [Buchan G., Allan, 1992]. Аналогичные оценки *потенциально возможных* потерь в случае прокладки газопровода при освоении Штокманского мес-торождения в Баренцевом море основаны на величинах «условной стоимости промысловых районов» и площади отчуждаемых участков вдоль трассы газопровода [Борисов и др., 2001]. При протяженности магистрального газопровода 550 км и ширине недоступной для рыболовства зоны 10 миль ежегодные *возможные* потери улова донных рыб составят от 4 до 11 тыс. т, а ущерб — от 14 до 35 млн долл. США в стоимостном выражении при разных вариантах прокладки трассы. Отметим, что результаты подобных оценок сильно зависят от базовых методических подходов и принципов, которые пока не имеют общепринятых трактовок.

К такого рода потерям следует приплюсовать ущербы в результате помех, аварий и утраты орудий промысла, которые достаточно распространены в районах, где рыболовство соседствует с МНГК. По последним данным для Северного моря [ЕРСФ, 2013], с 2000 г. в Рыболовный компенсационный фонд поступили более 500 апелляций от рыбопромышленников по возмещению ущерба в размере от 100 до 50 000 фунтов стерлингов в результате нефтегазодобывающей деятельности. Ущерб возникали за счет утраты орудий промысла (63 %), потери времени (31 %) и повреждения судов (6 %). Общая сумма компенсационных выплат в период с 2000 по 2013 г. составила 1,8 млн фунтов стерлингов.

Серьезные осложнения для рыболовства возникают в результате консервации на дне устьевых окончаний разведочных скважин. Такие места обычно оконтуриваются конструкциями, напоминающими перевернутый стол площадью 3–4 м² с ножками длиной несколько метров и трубой в центре диаметром 0,5 м и высотой до 3–5 м. Количество таких конструкций в некоторых регионах исчисляется сотнями. Нетрудно представить, чем кончаются встречи донных тралов с подобными конструкциями.

Особенно масштабные угрозы для тралового рыбного промысла связаны с системами морских трубопроводов, которые буквально разрастаются по мере освоения месторождения и покрывают морское дно на обширных пространствах. Донные траления в таких местах сопряжены с риском потери трала или повреждения трубопроводов, особенно когда они открыто залегают на поверхности грунта. Кроме этого, как показано выше, за счет введения отчуждаемых участков вдоль трассы трубопроводов рыбный промысел лишается заметной доли ранее доступных акваторий.

Таким образом, складывается впечатление, что наибольшие фактические ущербы и затруднения для рыбного промысла в районах многолетнего освоения нефтегазовых месторождений возникают не только и не столько от сброса отходов и других негативных воздействий МНГК на промысловые биоресурсы. Прямые и значительные потери складываются прежде всего за счет сокращения доступных для промысла акваторий и физических помех для рыболовства в результате сооружения нефтяных платформ, трубопроводов и других объектов инфраструктуры МНГК.

4.2. УГРОЗЫ И УЩЕРБЫ ОТ НЕФТЯНЫХ РАЗЛИВОВ

Как и в предыдущем разделе, будем различать две группы рыбохозяйственных последствий от нефтяных разливов: негативные эффекты для сырьевой базы рыболовства (популяции промысловых видов) и экономические ущербы и потери для самого рыболовства как вида морской деятельности. Основой для рассмотрения этой темы послужили многочисленные публикации, в т.ч. обзорные работы автора [Patin, 2004; Патин, 2008; Патин, 2015].

4.2.1. Воздействие на сырьевую базу рыболовства

При оценке последствий нефтяных разливов для промысловых видов надо учитывать как особенности их экологии, так и характерные черты поведения и биологического действия нефти в морской среде. Как показано на рис. 4.4, к чис-

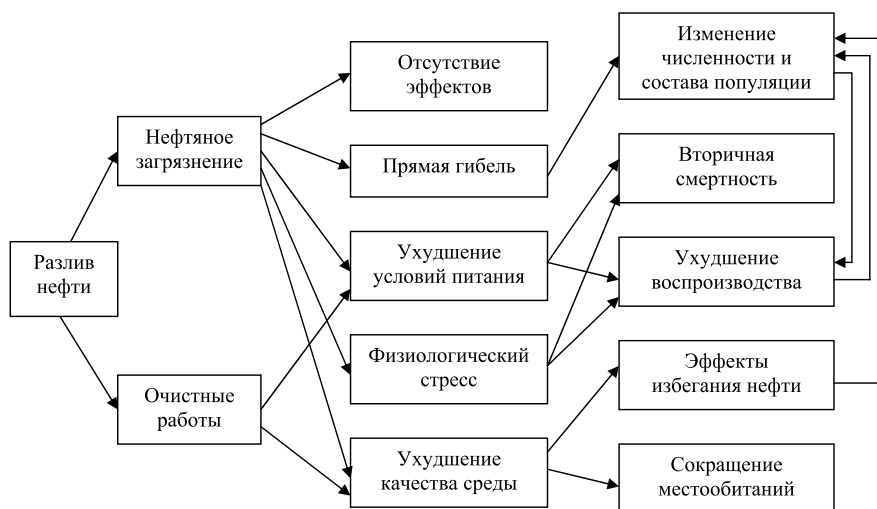


Рис. 4.4. Схема воздействия нефтяных разливов на популяции промысловых морских организмов (по [Wiens et al., 1999] с изменениями)

лу главных механизмов и процессов, от которых зависят в конечном счете рыбохозяйственные последствия нефтяных разливов, следует отнести:

- вредное (стрессовое, токсическое, летальное) воздействие нефти на промысловые организмы на разных стадиях их жизненного цикла (икра, личинки, молодь, взрослые особи);
- аналогичное воздействие нефти на организмы планктона и бентоса, которые составляют кормовую базу для промысловых видов;
- возможные нарушения условий размножения промысловых видов, включая нарушения нагульных и нерестовых миграций проходных рыб;
- нефтяное загрязнение объектов промысла и утрата товарных качеств морепродуктов.

Главный вопрос, вокруг которого чаще всего возникают разногласия и дискуссии относительно тяжести последствий нефтяных разливов, сводится к возможности ухудшения состояния промысловых биоресурсов за счет снижения популяционной численности и запасов объектов промысла, что в свою очередь может быть чревато падением уловов.

Итак, могут ли нефтяные разливы (прежде всего крупные и катастрофические) привести к «подрыву» сырьевой базы рыболовства? Сформулируем этот вопрос более корректно, а именно: есть ли основания предполагать возможность долговременных нарушений состояния промысловых популяций, которые можно было бы надежно идентифицировать как последствия нефтяных разливов на фоне природных колебаний биоресурсов и воздействия на них промысла?

Ответ на поставленный вопрос может быть найден в рамках двух принципиально разных подходов, один из которых носит эколого-токсикологический, а второй — ретроспективно-аналитический характер. Эколого-токсикологический подход основан на анализе данных о биологическом действии нефти на морские организмы и популяции с учетом особенностей экологии промысловых видов. Ретроспективный подход предполагает анализ рыбохозяйственных последствий уже имевших место фактических нефтяных разливов в разных регионах и ситуациях.

Эколого-токсикологическая оценка. Как следует из многочисленных данных (в т.ч. рассмотренных в гл. 1 и 3), гибель рыб и других промысловых организмов возможна лишь в ситуациях, когда они находятся в водной среде с концентрацией нефти не менее 1 мг/л и в течение времени не менее 24 ч. Только *при одновременном выполнении* этих двух условий в толще морской воды есть основания говорить о возможном поражении некоторой части популяций промысловых видов (прежде всего их личинок и молоди), обитающих в пелагиали. Игнорирование этого фундаментального положения экотоксикологии является главной причиной многих ошибочных (иногда — спекулятивных) оценок и мнений по поводу последствий нефтяных разливов в море для биоресурсов.

Как показано ранее [Патин, 2008], предельная глубина проникновения в толщу воды растворенной и диспергированной нефти после разливов на поверхности моря обычно не превышает 10 м, а характерные уровни ее содержания в открытых морских водах на глубинах до 5–10 м как правило колеблются в пределах от 0,01 до 1 мг/л. При использовании диспергентов для ликвидации нефтяных пленок концентрация нефти в поверхностном слое воды может несколько возра-

стать. Однако во всех случаях повышенные концентрации нефти после разлива быстро (обычно в течение нескольких часов) снижаются до безопасных уровней и фоновых величин в результате разбавления и разложения углеводородов в водной толще. Ясно, что при таких условиях нет оснований ожидать здесь какие-либо летальные эффекты для организмов планктона и рыб. Надо учесть также локальный характер таких событий и то обстоятельство, что площадь нефтяных пятен на поверхности моря даже после катастрофических разливов составляет обычно незначительную долю от площади ареалов обитания и размножения популяций рыб. Таким образом, нефтяные разливы на открытых акваториях не представляют угрозы для запасов промысловых рыб и беспозвоночных в толще морской воды.

Ретроспективный анализ. Прежде всего надо отметить, что до сих пор отсутствуют какие-либо факты и прямые доказательства массовой гибели рыб, которая приводила бы к снижению их популяционной численности, промысловых запасов и уловов после нефтяных разливов в *открытых водах*. Аналогичный вывод следует также из результатов моделирования и расчетов возможных потерь биомассы промысловых рыб и беспозвоночных при разливах пелагического типа [Зеленков, Мискевич, 2000; Chen, Neumann, 2001; Патин, 2008]. Такие расчеты показывают, что потери биомассы промысловых видов даже при самых пессимистических сценариях разливов составляют десятки и сотни тонн. Величины такого порядка не могут быть различимы на фоне естественной смертности и промысловых изъятий, исчисляемых обычно десятками и сотнями тысяч тонн. Например, при гипотетической катастрофе с разливом нефти объемом 400 тыс. т в Северном море максимальная гибель промысловых рыб при всех возможных механизмах поражения ихтиофауны в море и на побережье будет составлять лишь 0,3 % от ежегодного улова [Baker, 1999]. Ясно, что такую потерю невозможно зафиксировать на фоне изменчивой динамики уловов, межгодовые различия которых обычно исчисляются десятками процентов от средних (многолетних) показателей.

Это было показано, в частности, в работе, посвященной анализу рыбопромысловой ситуации во время и после крупнейшего аварийного разлива нефти в проливе Санта-Барбара в 1969 г. у берегов Калифорнии [Squire, 1992]. Здесь в результате длительного открытого фонтанирования морской скважины и разлива около 0,5 млн т нефти обширная и богатая рыбными ресурсами акватория в течение нескольких месяцев была покрыта плотными нефтяными пленками. Детальные наблюдения за распределением, миграцией и численностью местных пелагических рыб в период сильного нефтяного загрязнения, до него и в последующие годы не выявили каких-либо тенденций к сокращению их запасов и уловов на фоне многолетней динамики этих показателей.

Практически такие же выводы были получены в 1977 г. при исследовании последствий разлива 1000 т мазута после аварии танкера «Tsesis» у берегов Швеции в 1977 г. [Elmgren et al., 1983; IPIECA, 2003]. В течение месяца после разлива наблюдался свободный ход косяков сельди через загрязненные нефтью акватории. Накопление в рыбах нефтяных углеводородов не было отмечено. Запасы и уловы промысловых видов колебались в тех же пределах, что были в этом районе до разлива.

Аналогичные данные были получены по материалам других, в т.ч. более поздних исследований, относящихся к катастрофическим разливам у атлантических берегов Европы, включая разливы при авариях танкеров «Braer» (1993 г.), «Sea Empress» (1996 г.), «Erika» (1999 г.) и «Prestige» (2002 г.).

Вместе с тем, при некоторых разливах прибрежного (литорального) типа, когда нефть выносится в мелководные участки побережья, возможны локальные ситуации массовой гибели промысловых видов, в первую очередь обитающих на дне рыб и беспозвоночных. К числу таких эпизодов с экстремально высокими потерями промысловых организмов следует отнести:

- массовую гибель (в объеме до нескольких тонн) некоторых видов литоральных и бентосных рыб (в т.ч. сеголеток камбалы и морского языка) на наиболее загрязненных участках прибрежной зоны Бретани (Франция) после крушения супертанкера «Amoco Cadiz» в 1978 г. [Baker et al., 1990];
- существенное (до 25 %) снижение запаса промысловой креветки в Персидском заливе после катастрофических выбросов нефти (более 1 млн т) во время военных действий в регионе в 1991 г. [Matthews et al., 1993];
- массовую гибель промысловых беспозвоночных и придонных рыб (миллионы особей) в условиях сильного нефтяного загрязнения мелководной литорали и лагунного побережья после аварии танкерной баржи «North Cape» у берегов Род-Айленда (северо-восточное побережье США) в 1996 г. [Michel et al., 1997].

Аналогичные события, хотя и в меньших масштабах, наблюдались также после некоторых других крупных нефтяных разливов. Тем не менее во всех подобных ситуациях не были зафиксированы какие-либо признаки снижения запасов или уловов промысловых рыб. Более того, в результате временных запретов на промысел во время разливов отмечены случаи повышения уловов некоторых видов в последующие промысловые сезоны [Martinelli et al., 1995; Edwards, White, 1999].

Воздействие на анадромные миграции рыб. Особую тревогу вызывает возможность нарушения анадромных миграций рыб в период их массового нерестового хода к берегу, а также при скате молоди из рек в море. В этой связи следует напомнить, что уровни нефтяного загрязнения под пленкой нефти в открытом море резко падают с глубиной и на горизонтах нескольких метров приближаются к фоновым величинам. Многолетние исследования такого рода явлений после сильных нефтяных разливов у берегов Аляски и в других районах размножения лососевых рыб показали, что все основные параметры состояния популяций лососей и других объектов промысла (запасы, численность, возврат, уловы) остаются в пределах их естественной динамики [McGurk et al., 1994; Page et al., 1999; Wiens et al., 1999; Edwards, White, 1999]. Это можно видеть, в частности, на примере показанных на рис. 4.5 многолетних данных о возврате горбуши в нерестовые реки одного из заливов Аляски, где в марте 1989 г. потерпел аварию танкер «Echon Valdez» и произошел катастрофический разлив нефти. Отсутствие каких-либо нарушений, выходящих за пределы естественных флюктуаций, было отмечено также в отношении запасов и уловов тихоокеанской сельди до и после нефтяного разлива в этом же районе [Maki et al., 1997].

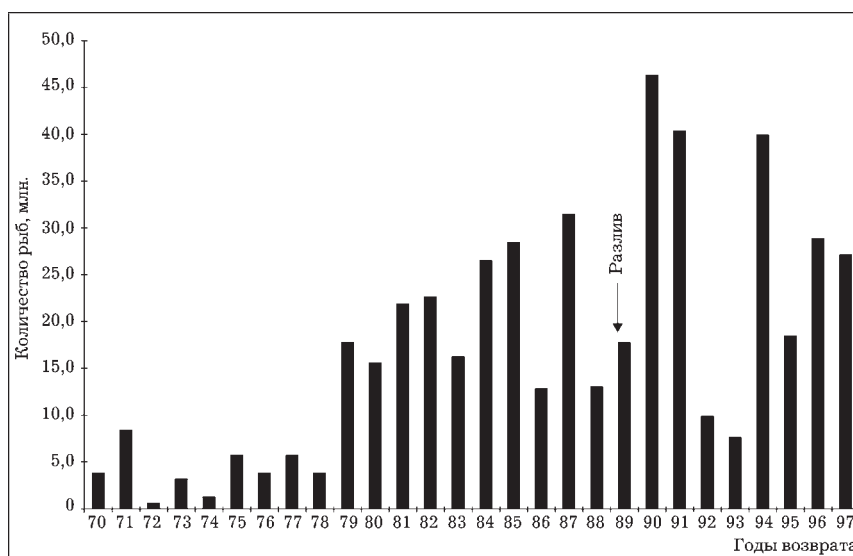


Рис.4.5. Многолетняя динамика заходов горбуши (в млн экз.) в залив Принца Вильяма (Аляска) до и после нефтяного разлива в результате аварии танкера «Exxon Valdez» в марте 1989 г. [Page, Gilfillan, 2004]

Специальные наблюдения за возвратом лососей в их нерестовые реки в районах, подверженных сильному нефтяному загрязнению, не выявили каких-либо различий в возврате лососей в чистые реки и в реки, устья и низовья которых находились в зоне нефтяного разлива [Maki et al., 1995]. Аналогичный вывод был получен по результатам экспериментальной работы, в которой показано отсутствие нарушений в возврате меченой молодежи лососей, выдержанных перед выпуском в течение 10 сут в загрязненных нефтью водах [Birtwell et al., 1999].

Таким образом, ретроспективный анализ известных литературных материалов относительно вредного воздействия нефтяных разливов на запасы и уловы промысловых видов дает основания для вывода о том, что в большинстве ситуаций это воздействие чрезвычайно трудно либо невозможно оценить на фоне природной динамики морских биоресурсов и влияния на них промысла.

4.2.2. Последствия для рыбного промысла и марикультуры

Изложенное выше отнюдь не означает, что нефтяные разливы не оказывают негативного воздействия на рыбную отрасль как вид хозяйственной деятельности в море. Многие, в т.ч. специально посвященные этой теме работы [Buchan, Allan, 1992; Патин, 1997; Law, Kelly, 1999; Moller et al., 1999; Lord, Michel, 2003; Yender, 2003; ИТОРФ, 2004; Pedersen, Midtgar, 2004], показывают, что реальные потери и ущербы для морской рыбной отрасли обычно возникают в результате:

- временных ограничений (в т.ч. запретов) на рыболовство и марикультуру во время и после нефтяных разливов;

- утраты (порчи) товарных качеств объектов рыбного промысла и марикультуры;
- ухудшения условий для выращивания морских организмов;
- нефтяного загрязнения орудий рыболовства и установок марикультуры.

Общее представление о ситуациях такого рода можно получить по сводным данным в табл. 4.2. Остановимся подробнее на этих вопросах с учетом опыта и знаний, накопленных в разных странах, регионах и ситуациях.

Временные запреты и ограничения. Наиболее серьезные экономические потери для рыболовства возникают за счет прекращения промысла в условиях нефтяного загрязнения морских акваторий и морепродуктов после разливов нефти. То же самое относится и к выращиванию морских организмов в прибрежных хозяйствах марикультуры. Введение такого рода запретов и ограничений (по месту и времени) давно практикуется как общепринятая мера реагирования на нефтяные разливы во многих странах мира.

Как можно видеть из приведенных в табл. 4.2 (далеко не полных) данных, сроки действия запретов на промысел и культивирование отдельных видов могут быть весьма продолжительными — от одного сезона до нескольких лет. Как правило, введение таких ограничений диктуется конкретной ситуацией с учетом объема и обстоятельств разлива, направления дрейфа разлитой нефти, расположения районов промысла и марикультуры, вероятности загрязнения промысловых организмов и т.д. Принятие обоснованных решений об отмене введенных запретов обычно сопряжено с более значительными трудностями. Для этого требуется некоторый объем информации и знаний о поведении нефти в прибрежных экосистемах и особенностях ее накопления в промысловых организмах. Рассмотрим эти вопросы на примере нескольких известных и частично описанных ранее прецедентов крупных нефтяных разливов.

Один из них относится к разливу более 80 тыс. т легкой нефти после крушения танкера «Braer» у берегов Шетландских островов в январе 1993 г. [Davies, Topping, 1997; Whittle et al., 1997; Kingston, 2003]. Оперативная оценка обстоятельств и масштаба катастрофы позволила правительству Великобритании быстро обозначить и ввести запретную для рыболовства зону. Последующие мониторинговые наблюдения показали, что в течение трех недель после разлива почти все отобранные в запретной зоне промысловые рыбы и беспозвоночные имели повышенные концентрации ПАУ. Однако эти концентрации в рыбах быстро снижались: уже через 2 мес после разлива они не отличались от фоновых уровней, что позволило снять запрет на рыболовство. Аналогичная картина наблюдалась по результатам мониторинга загрязнения промысловых беспозвоночных (крабы, омары, морские гребешки, мидии), хотя скорость их самоочищения от ПАУ была существенно ниже по сравнению с рыбами. Запрет на промысел большинства видов ракообразных и моллюсков был снят лишь спустя 12 мес после разлива, а для одного из видов омаров запрет сохранялся в течение 6 лет. В наиболее тяжелом положении оказались прибрежные фермерские хозяйства по садковому выращиванию лососей. Нефтяное загрязнение рыб в садках достигало аномально высоких уровней, однако это приводило не к гибели рыб, а к появлению в них устойчивых нефтяных запахов и привкусов. Из-за утраты товарных качеств более 5500 т выращенных

Таблица 4.2

**Сводные данные о временных запретах на рыболовство и марикультуру
и о загрязнении промысловых видов после некоторых нефтяных разливов**
[Moller et al., 1999; Wiens et al., 1999; Lord, Michel, 2003; IPIECA, 2003; NAS, 2003;
USCG, 2005; Sumaila et al., 2012; NRDC, 2015]

Источник разлива и основные данные	Объекты лова и выращивания (срок запрета)	Наличие (+) или отсутствие (-) порчи* морепродуктов	Организм (уровни ПАУ в мкг/кг, период наблюдений)
Танкер «Exxon Valdez», Аляска (США), март 1989 г., 40 тыс. т сырой нефти	Лососи и сельдь (промысловый сезон)	Горбуша (-), сельдь (-), двустворчатые моллюски (+)	Двустворчатые моллюски (>100, 1 год)
Танкер «Braer», Шетландские о-ва, (Великобритания), январь 1993 г., 85 тыс. т сырой нефти легкого типа	Рыбы (2 мес); лососи в садках (12 мес); крабы и моллюски (2–12 мес); норвежский омар (6 лет)	Пикша (+), треска (-), лиманда (+), камбала (+), морской язык (-), гребешки (+), крабы (-), лососи в садках (+)	Рыбы (1–2650, 2 мес); лососи в садках (до 14000, 5 мес); ракообразные (19–1390, 2–12 мес); моллюски (45–3580, 12–17 мес)
Танкер «North Cape», Род-Айленд (США), январь 1996 г., 3 тыс. т сырой нефти легкого типа	Рыбы и моллюски (73 сут); омары (75–155 сут)	Рыбы (-), омары (+), моллюски (-)	Рыбы (5–1100, 12 мес); омары (0–150, 2–5 мес); моллюски (1400–24300, 3 мес)
Танкер «Sea Empress», побережье Уэллса (Великобритания), февраль 1996 г., 72 тыс. т сырой нефти легкого типа	Рыбы (82 сут); ракообразные (183 сут); мидии (8–19 мес)	Мидии (+), лососи (-) и др. рыбы (-), крабы (-), омары (-)	Лососи (18–186, 1 мес); мидии и др. моллюски (50–19500, 5 мес)
Танкер «Erika», побережье Бретани (Франция), декабрь 1999 г., 19 тыс. т мазута	Промысловые беспозвоночные (около 1 года)	Двустворчатые моллюски (+)	Двустворчатые моллюски (>5 мг/кг)
Танкер «Prestige», 200 км от берегов Испании, 2002 г., 70 тыс. т мазута	Прибрежные виды рыб и беспозвоночных (около 1 сезона)	Отсутствие данных	Отсутствие данных
Буровая платформа «Deerwater Horizon», 2010 г., более 500 тыс. т нефти	Рыбы и беспозвоночные как объекты промысла и марикультуры	Двустворчатые моллюски (+), ракообразные (+)	Объекты промысла и марикультуры (превышение фоновых уровней)

* Под «порчей» морепродуктов имеется в виду появление нефтяных запахов и привкусов.

в садках лососей стоимостью 32 млн долл. США были уничтожены. Снижение уровней содержания ПАУ до фоновых величин в рыбах всех 20 садковых хозяйств, пораженных разливом, было отмечено через несколько месяцев после разлива, однако запрет на продажу продукции этих хозяйств был продлен до 12 мес. Это позволило гарантировать товарное качество выращиваемых лососей, но привело к значительным экономическим потерям для хозяйств марикультуры.

Другой хорошо документированный эпизод такого рода относится к разливу 72 тыс. т легкой нефти в результате крушения танкера «Sea Empress» у юго-западного побережья Великобритании в феврале 1996 г. [SEEEC, 1998; Edwards, White, 1999; Law, Kelly, 2004]. Район разлива и прилегающие эстуарные побережья отличаются исключительно высокой биологической и рыбохозяйственной ценностью. Прибрежное рыболовство обеспечивает здесь ежегодные уловы около 2000 т рыб и 4000 т моллюсков и ракообразных на сумму более 4,5 млн фунтов стерлингов. Сразу же после объявления о катастрофе местные рыбаки приняли добровольное решение об отказе от всех видов промысла. Спустя 15 сут был введен официальный запрет на промышленный и любительский промысел в зоне реального и потенциально возможного воздействия разлива. Площадь этой зоны составляла 2100 км² прибрежной акватории с включением устьев и низовьев местных рек и ручьев. Границы запретной зоны были определены по данным оперативных (судовых и авиационных) наблюдений за распространением нефти и с учетом результатов моделирования разлива. В дальнейшем проводился регулярный мониторинг за уровнями нефтяного загрязнения морской среды, рыб и других промысловых организмов в районе разлива. Примеры представления результатов такого мониторинга показаны на рис. 4.6 и 4.7. Эти и другие данные полевых

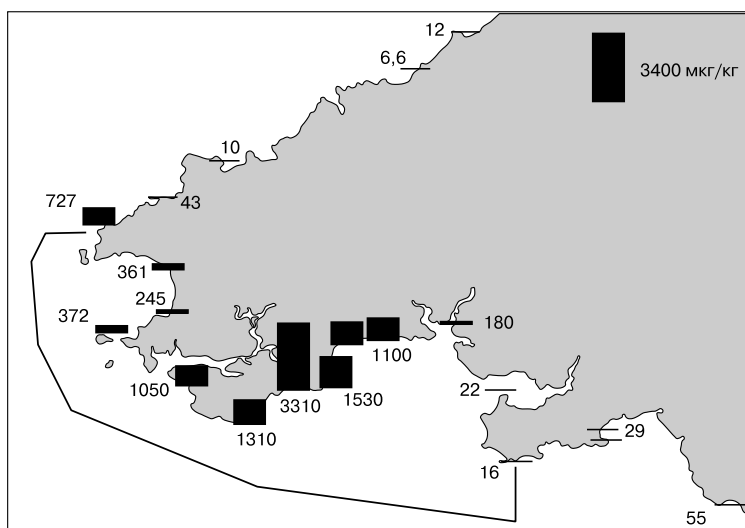


Рис. 4.6. Содержание нефтяных углеводородов в мидиях (мг/кг сырого веса) в запретной для рыболовства зоне спустя 3-4 недели после разлива нефти при аварии танкера «Sea Empress» у побережья Южного Уэллса (Великобритания) в феврале 1996 г. [Law et al., 1997]: ломанная линия ограничивает внешнюю границу запретной зоны

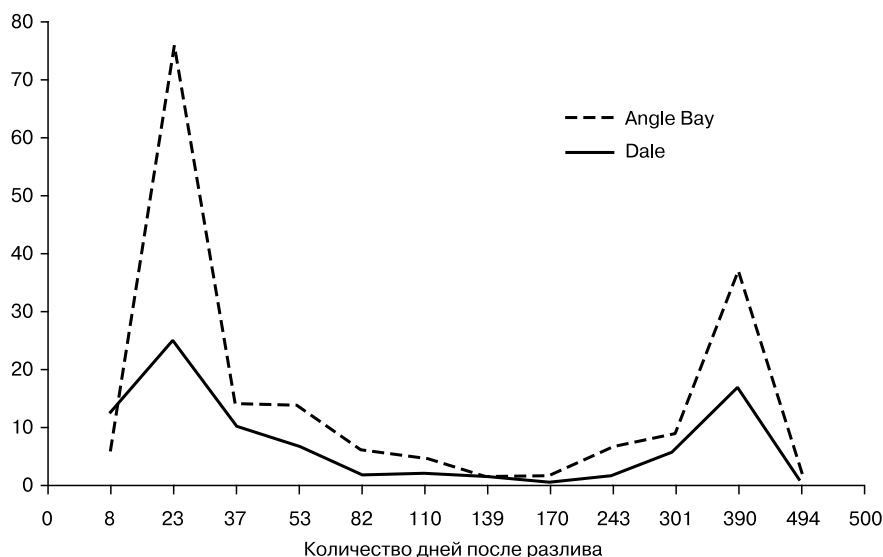


Рис. 4.7. Концентрация бенз(а)пирена в тканях мидий (мкг/кг сырого веса) в двух пунктах побережья Южного Уэллса (Великобритания) в запретной для промысла зоне в зависимости от времени после нефтяного разлива при крушении танкера «Sea Empress» в феврале 1996 г. [Law, Kelly, 2004]

наблюдений в сочетании с результатами органолептических испытаний (дегустации) морепродуктов явились основанием для поэтапного снятия запретов на промысел тех или иных видов в разных участках запретной зоны. Рыбный промысел был полностью восстановлен через 3 мес после разлива, промысел крабов и омаров — через 6 мес, а добыча мидий началась в полном объеме лишь спустя 8–19 мес после разлива. Потери рыбаков, оцененные по сумме исков для выплаты компенсаций, составили около 40 млн фунтов стерлингов [ИРЕСА, 2001].

Примерно так же развивались события и после других крупных нефтяных разливов у берегов Европы и Северной Америки. Во всех этих эпизодах местное рыболовство и прибрежные хозяйства марикультуры понесли значительные экономические потери. В некоторых случаях, как это было, например, во время крушения танкера «Exxon Valdez» у берегов Аляски, ущерб для рыболовства и хозяйств по выращиванию лососей был оценен суммами в десятки миллионов долларов, выплаченных в виде компенсаций по судебным постановлениям в США за временные ограничения на лов рыбы и падение цен на рыбную продукцию [Helton, Penn, 1999].

Чрезвычайно высокие экономические потери для рыболовства и марикультуры были получены в результате катастрофического разлива более 500 тыс. т нефти при аварии на платформе «Deepwater Horizon» в Мексиканском заливе в 2010 г. [McCreastub et al., 2011; Sumaila et al., 2012; NRDC, 2015]. Запреты на промысел рыбы и беспозвоночных охватывали более 40 % акватории залива, что привело к потере более 20 % общего ежегодного улова в регионе. Суммарный экономический

ущерб для рыбной отрасли (включая прибрежную марикультуру) спустя 7 лет после разлива оценен в пределах от 2,5 до 8,7 млрд долл. США.

Нефтяное загрязнение и порча морепродуктов. Главная причина введения запретов на рыбохозяйственную деятельность после нефтяных разливов связана с накоплением в промысловых организмах нефтяных углеводородов, особенно легких ароматических фракций. Обычно это не приводит к интоксикации рыб и беспозвоночных, но влечет за собой появление в них легко определяемых нефтяных запахов и привкусов, что означает, естественно, утрату товарных качеств морепродуктов и соответствующие экономические потери. Такого рода угрозы особенно велики в регионах, где традиционно развитое прибрежное рыболовство и марикультура соседствуют с интенсивным судоходством, добычей и транспортировкой нефти на шельфе. Даже сравнительно небольшой разлив объемом несколько тонн может обернуться катастрофой для рыбного промысла и прибрежных ферм по выращиванию морских рыб и беспозвоночных.

Условия, при которых возникают органолептические признаки присутствия нефтяных углеводородов в морских организмах, весьма изменчивы и до сих пор слабо изучены. Однако известно, что эти признаки могут появиться даже при кратковременном контакте рыб и беспозвоночных с нефтью на поверхности и в толще воды или в придонном слое. Остановимся подробнее на этой проблеме, опираясь на известные публикации, в т.ч. работы обзорного характера [Патин, 1997; Moller et al., 1999; Yender et al., 2002; Lord, Michel, 2003; Pedersen, Midtgard, 2004].

Экспериментальные исследования показывают, что рыбы и беспозвоночные способны накапливать в значительных количествах нефтяные углеводороды, которые легко определяются органолептически (по запаху и вкусу) без каких-либо явных признаков интоксикации. До сих пор не вполне ясно, какие фракции нефти ответственны за появление в гидробионтах нефтяных запахов и привкусов. Чаще всего такие эффекты возникают в ситуациях, когда в среде присутствуют легкие типы нефти и нефтепродуктов с повышенным содержанием моноциклических углеводородов. Нижний порог возникновения подобных эффектов весьма изменчив, однако они четко регистрируются в организмах после их пребывания в морской среде с относительно низкими уровнями содержания нефти — в пределах от 0,01 до 1,0 мг/л.

Скорость накопления углеводородов в промысловых организмах достаточно велика: равновесные концентрации обычно устанавливаются в течение нескольких часов и суток. Особенно быстро эти процессы развиваются в рыбах и крупных ракообразных (крабы, омары), тогда как в двусторчатых моллюсках (мидии, устрицы) скорость таких процессов заметно падает. В качестве общего правила можно принять, что с увеличением молекулярного веса ПАУ скорость их накопления в гидробионтах снижается. Однако в практическом плане важна не столько скорость накопления углеводородов, сколько скорость их выведения (элиминации) из живых организмов, что проиллюстрировано частично экспериментальными данными на рис. 4.8. Здесь возможен широкий спектр вариантов в зависимости от состава, содержания и формы нахождения нефти в среде, а также от вида и экологии организма, сезона, температуры и других факторов среды. На-

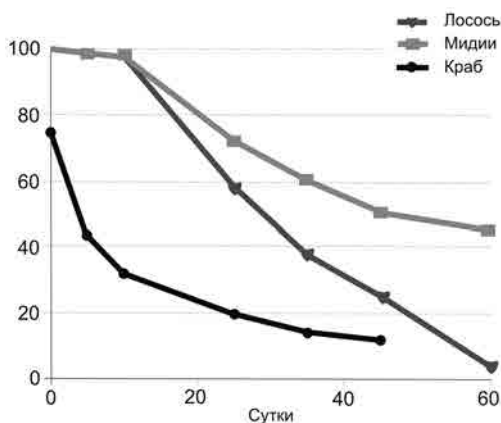


Рис. 4.8. Скорость элиминации нефтяных запахов и привкусов (% от начального уровня) из промысловых организмов, загрязненных в экспериментальных условиях сырой нефтью [ТОРФ, 2006]

выведения из организма. Это связано, во-первых, с низкой метаболической активностью моллюсков и менее развитыми (по сравнению с рыбами) ферментными системами и, во-вторых, с высокой фильтрационной активностью и обитанием на дне, где возможна длительная локализация нефти. Именно поэтому прикрепленные и малоподвижные бентосные организмы, в частности, мидии и устрицы, чаще всего используются наряду с донными осадками в качестве стандартных объектов мониторинга нефтяного загрязнения морской среды

Известные, в т.ч. отраженные в табл. 4.2, результаты полевых наблюдений за нефтяным загрязнением промысловых видов после крупных разливов показывают, что свободно обитающие рыбы редко приобретают нефтяные запахи и привкусы. Вероятно, они способны избегать зоны повышенного нефтяного загрязнения в отличие от обитающих на дне беспозвоночных, а также выращиваемых в садковых хозяйствах рыб. Из приведенных в табл. 4.3 данных, относящихся к ситуации в прибрежных водах после аварии танкера «Braer» у побережья Шетландских островов, следует, что пелагические и придонные промысловые рыбы с повышенными уровнями содержания ПАУ и органолептическими признаками нефтяного загрязнения сравнительно быстро (в течение 20–40 дней) возвращались к исходному (фоновому) состоянию. В то же время лососи в садках в зоне воздействия разлива накапливали аномально высокие концентрации ПАУ (до 10000 мг/кг) и оставались загрязненными более 6 месяцев. При этом основная масса ПАУ была элиминирована рыбами в первые 25 суток, что подтверждает двухфазный характер выведения углеводородов из гидробионтов [Lord, Michel, 2003].

Как отмечено выше, среди всех видов морской фауны наибольшей способностью накапливать нефтяные углеводороды отличаются прикрепленные или малоподвижные бентосные организмы, особенно двустворчатые моллюски-филь-

пример, период 50 % элиминации нафталина из двустворчатых моллюсков составляет 1,6 сут, тогда как аналогичный показатель для бенз(а)пирена равен 12,3 сут [Meador et al., 1995]. Отметим, что содержание высокомолекулярных ПАУ в сырой нефти очень мало, и потому вероятность значительного загрязнения морепродуктов наиболее устойчивыми и опасными ПАУ (типа бенз(а)пирена) после нефтяных разливов, в принципе, не должна быть высокой.

Среди всех разновидностей промысловой биоты бентосные беспозвоночные (особенно двустворчатые моллюски) отличаются повышенной способностью к накоплению нефтяных веществ и замедленной скоростью их

траторы. Время выведения ПАУ из таких организмов при кратковременном воздействии нефти обычно не превышает одного месяца, однако в условиях длительного загрязнения донных осадков повышенные концентрации ПАУ в двусторчатых моллюсках могут сохраняться в течение нескольких лет. Один из примеров такого рода показан на рис. 4.9, из которого видно, что при аварии танкера «Eхxon Valdez» статистически достоверное превышение над фоном средних уровней

Таблица 4.3

Среднее содержание суммы ПАУ (мкг/кг сырого веса) в тканях промысловых рыб и лососей в садковых хозяйствах в зоне влияния нефтяного разлива после аварии танкера «Braer» (Шетландские острова, январь 1993 г.) по сравнению с рыбами из чистых вод (контрольные образцы) [Whittle et al., 1997]

Рыбы	Контрольные образцы	Время отбора образцов		
		Январь (разлив)	Март	Июль
Треска	3,2	23	–	–
Пикша	3,8	61 П*	5,8	–
Камбала	11,1	79 П*	5,8	–
Мерланг	4,5	384 П*	4,4	–
Морской язык	7,1	453	11,8	–
Лиманда	19,5	794 П*	11,4	–
Лососи в садках	29,1	10 396 ПП**	197 ПП**	10,5

* П — не все образцы имели органолептические признаки порчи (нефтяные запахи и привкусы).

** ПП — все образцы имели органолептические признаки порчи.

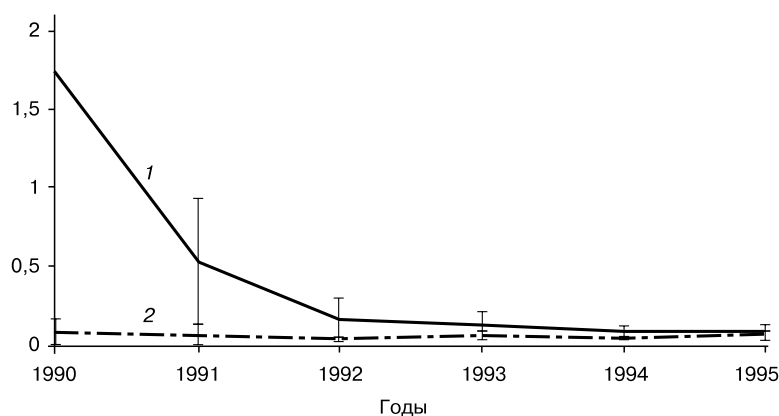


Рис. 4.9. Снижение уровней содержания ПАУ в тканях мидий (мг/кг сырого веса) после нефтяного разлива у берегов Аляски в результате аварии танкера «Eхxon Valdez» в марте 1989 г. [Hoff, Shigenaka, 1999]: 1 — в загрязненных местах; 2 — в чистых (контрольных) точках

ней содержания ПАУ в тканях мидий сохранялось около трех лет после разлива. Вместе с тем возможно более быстрое выведение ПАУ из двустворчатых моллюсков. Так, мониторинг нефтяного загрязнения после аварии танкера «Braer» показал, что повышенные уровни содержания ПАУ в тканях морского гребешка сохранялись менее четырех месяцев после разлива, а затем спадали до фоновых величин (10–300 мкг/кг) в течение последующих 9 мес. Все запреты на добычу промысловых беспозвоночных в этом случае были сняты спустя 12 мес после разлива [Kingston, 2003].

Отметим, что химико-аналитические методы контроля морепродуктов обычно не в состоянии обнаружить признаки ухудшения их качества за счет накопления нефтяных соединений. Эта задача чаще всего решается традиционными методами дегустации запахов и привкусов [Moller et al., 1999].

Нефтяное загрязнение орудий рыболовства и марикультуры. Кроме перечисленных выше основных экономических ущербов, рыболовство может нести определенные потери за счет нефтяного загрязнения орудий рыбного промысла. Степень риска в этом случае будет распределяться между тремя градациями (высокая, умеренная, низкая) следующим образом [GESAMP, 1993]:

- ставные сети, ловушки и другие стационарные системы — высокая;
- подъемные и закладные сети — умеренная;
- дрейфовые сети — умеренная;
- кошельковые невода, сети и снасти для лова с берега — умеренная;
- придонные ярусы, переметы — низкая;
- донные тралы и невода, устричные сети — низкая.

Аналогичные оценки риска для марикультуры при разных формах и условиях ее ведения даны в табл. 4.4.

Таблица 4.4

**Степень риска негативного воздействия
на марикультуру при разливах нефти в прибрежной зоне [IPRCSA, 2003]**

Методы, условия и места культивирования	Объекты культивирования	Степень риска
Литоральная зона	Моллюски	Высокая
Канатные поплавковые носители на поверхности моря	Моллюски, водоросли	Высокая
Береговые установки	Рыбы, ракообразные, моллюски, водоросли	Умеренная
Отгороженные участки моря на побережье	Креветки, рыбы	Умеренная
Садки и носители в толще воды	Лососи, мидии, устрицы, морские гребешки, водоросли	Умеренная
Морское дно	Беспозвоночные	Низкая
Донные садки	Крабы, омары	Низкая

4.2.3. Рыбохозяйственные ущербы и их компенсация

Среди всех видов хозяйственной деятельности в море и на побережье рыболовство и марикультура несомненно относятся к наиболее уязвимым отраслям в ситуациях нефтяных разливов. Как показано выше, в структуре рыбохозяйственных потерь в таких случаях преобладают ущербы, вызванные двумя главными обстоятельствами:

- невозможностью вести промысел за счет временных запретов для рыболовства на акваториях в зоне реального или потенциально возможного воздействия разлива;
- ограничениями и запретами на реализацию загрязненных нефтью объектов промысла и марикультуры.

Напомним еще раз, что натуральный ущерб в виде биомассы погибших промысловых организмов или снижения их запасов обычно незначителен. Как правило (за исключением катастрофических разливов на побережье), его невозможно оценить на фоне влияния всех других факторов, определяющих динамику популяционной численности промысловых видов.

Экономические ущербы. Мы уже отмечали (см. гл. 1) методические трудности и неопределенности, которые сопровождают любые количественные оценки последствий нефтяных разливов. Напомним, что здесь возможны два подхода. Один из них основан на оценке удельного ущерба, наносимого экономике и природным ресурсам при разливе на морской акватории единицы объема или массы (например, 1 т) нефти. Другой подход предполагает расчеты натуральных потерь и их последующий перерасчет в виде экономического ущерба для каждого из видов хозяйственной деятельности и природных ресурсов. Под общим экономическим ущербом в этом случае понимаются все издержки, потери и убытки в денежном выражении, нанесенные обществу вследствие загрязнения нефтью морской акватории и побережья.

Известны немногие работы, посвященные анализу структуры экономических и экологических (в т.ч. рыбохозяйственных) ущербов от нефтяных разливов. Обычно в таких случаях принято выделять следующие составляющие общего ущерба:

- затраты на оперативные работы по ликвидации последствий разлива на государственном, региональном и местном уровнях;
- затраты на оценку воздействия на окружающую среду (исследования, оперативные наблюдения, мониторинг и др.);
- стоимость ущерба природным ресурсам, включая промысловые биоресурсы;
- возмещение ущербов и потерь, понесенных третьими сторонами, например местными рыбаками;
- штрафы и таксы за загрязнение, уничтожение объектов животного мира и др.;
- другие затраты, включая стоимость работ по спасению и ремонту судов, потери или повреждение перевозимого груза и т.д.

Как отмечено выше, прямые экономические потери рыбной отрасли только за счет прекращения промысла и порчи товарных качеств морепродуктов могут

колебаться в очень широких пределах и оцениваются иногда сотнями миллионов и даже миллиардами долларов США. Кроме того, возможны и иногда наблюдаются долговременные негативные последствия для экономики рыбной отрасли за счет падения цен и потребительского спроса на морепродукты. Такие спады не поддаются рациональному контролю, поскольку они основаны, как правило, на эмоциональных реакциях и опасениях населения в результате сенсационно-драматического освещения каждого крупного разлива в средствах массовой информации. Так было, например, после катастрофического разлива нефти в результате крушения в 2002 г. у берегов Испании танкера «Prestige», когда оптовые цены на рыбу, поставляемую в порты Галисии, продолжали оставаться на 30–40 % ниже прежнего уровня (до разлива), хотя эта рыба (в основном хек) была выловлена испанскими рыбаками в Ирландском море, где она ни при каких обстоятельствах не могла быть затронута разлитой у берегов Испании нефтью [Pedersen, Midtgar, 2004].

Компенсация ущерба. Сложившийся к настоящему времени международно-правовой режим компенсации ущерба от нефтяного загрязнения при аварийных разливах нефти основан на двух международных Конвенциях:

- «О гражданской ответственности за ущерб от загрязнения нефтью» (Брюссель, 1969 г.);
- «О создании международного фонда для компенсации ущерба от загрязнения нефтью» (Брюссель, 1971 г.).

После обновления этих конвенций в 1992 г. и их ратификации в 1996 г. большинством морских стран (в т.ч. Россией) они стали достаточно эффективным инструментом для защиты интересов тех секторов экономики, которые терпят убытки во время нефтяных разливов. Многие сотни миллионов долларов были выплачены организациям и лицам (в т.ч. в рыбной отрасли), пострадавшим от разливов нефти, причем в большинстве случаев не было необходимости прибегать к судебным процедурам [Dicks, 1998; Jacobson, 1999].

В руководстве по составлению запросов на компенсацию ущерба от разливов [IOPCF, 2006] предусмотрены выплаты за экономические потери в результате запретов и ограничений на рыболовство и марикультуру. При этом предполагается, что общественные выгоды за счет таких ограничительных мер, направленных на поддержание качества морепродуктов, стабильности рыбного рынка и охрану здоровья населения, превышают компенсационные суммы, выплачиваемые рыбакам и хозяйствам по выращиванию морепродуктов. В то же время запросы на компенсацию ущерба, адресованные Международному фонду, должны содержать научно обоснованные аргументы относительно районов и сроков действия ограничений, целесообразности уничтожения загрязненных морепродуктов и других мер, определяющих объем запрашиваемых компенсаций [Moller et al., 1999]. Принятый в рамках конвенций универсальный принцип компенсации требует также, чтобы ее получатель оставался в таком же финансовом положении, в каком он должен был находиться, если бы не случился разлив.

Помимо покрытия прямых экономических ущербов для рыболовства и марикультуры конвенции предусматривают также возможность компенсации ущерба природным ресурсам с помощью мер восстановительного характера [Dicks,

1998]. К их числу могут относиться, например, мелиоративные работы на побережье с целью улучшения условий воспроизводства отдельных видов, строительства новых или расширение действующих рыбоводных предприятий (например, по выращиванию молоди лососей). При этом должны быть представлены доказательства того, что планируемые меры будут более эффективными по сравнению с природными процессами самоочищения и восстановления прибрежных экосистем и популяций.

4.3. НЕФТЯНЫЕ ПЛАТФОРМЫ КАК ИСКУССТВЕННЫЕ РИФЫ

Как показано ранее (см. т. 1, гл. 2), в рыбохозяйственном плане особенно интересны проекты и работы, нацеленные на использование стационарных сооружений в море в качестве искусственных рифов. Последние, как известно, служат одним из эффективных способов повышения биопродуктивности прибрежных вод и широко используются сейчас на шельфах многих стран мира. Попытки рыбохозяйственного использования оставленных нефтяных платформ как рифовых сооружений и для выращивания морских организмов были предприняты в бывшем СССР на Каспийском море [Лапшин и др., 1990], однако по ряду причин они так и не вышли за пределы опытных разработок. Такого рода исследования и крупные проекты ведутся сейчас на шельфе многих стран (США, Великобритания, Норвегия, Италия, Мексика и др.), где рыболовство и марикультура вынуждены сосуществовать с морским нефтегазовым промыслом и испытывать их воздействие и после завершения добычи углеводородов в той или иной акватории.

Эффект привлечения рыб к нефтяным платформам давно известен. Установлено, в частности, что численность и биомасса ихтиофауны в радиусе до 100 м от платформ может в десятки и сотни раз превышать аналогичные показатели для прилегающих открытых вод [Pickering, 1999]. Многолетние наблюдения в Мексиканском заливе, где количество стационарных платформ исчисляется тысячами, показали четкую динамику нарастания промысловых уловов рыб по мере увеличения количества нефтяных платформ [Side, 1992].

Проблема использования искусственных рифов (в т.ч. отработанных нефтяных платформ) для повышения биопродукционного потенциала морских вод достаточно сложна и может быть успешно решена лишь с учетом местных условий. Здесь требуется точная и обоснованная привязка рифовых конструкций к конкретной экологической ситуации. Экологические и ихтиологические исследования в районах оставленных нефтяных платформ должны быть нацелены на поиски ответа на вопрос о том, являются ли эти сооружения лишь местом привлечения и убежища промысловых видов, либо они способны влиять на популяционную структуру рыб и повышать их воспроизводство и численность. Решение именно этого вопроса будет определять масштабы и эффективность вторичного использования нефтепромысловых стационарных сооружений.

Обнадеживающие результаты были получены в Северном море, где норвежские специалисты провели комплексные ихтиологические исследования в районах

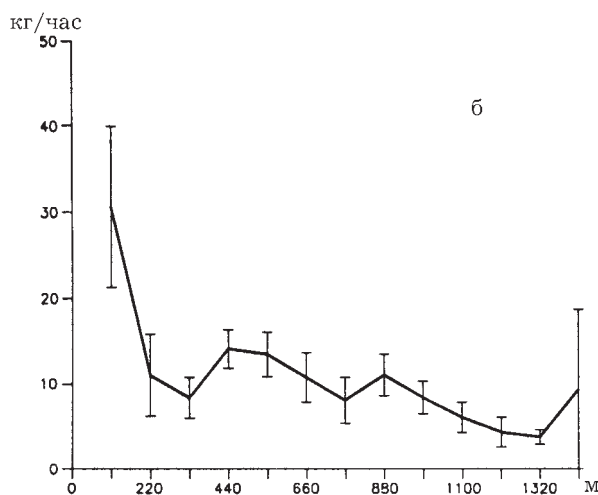
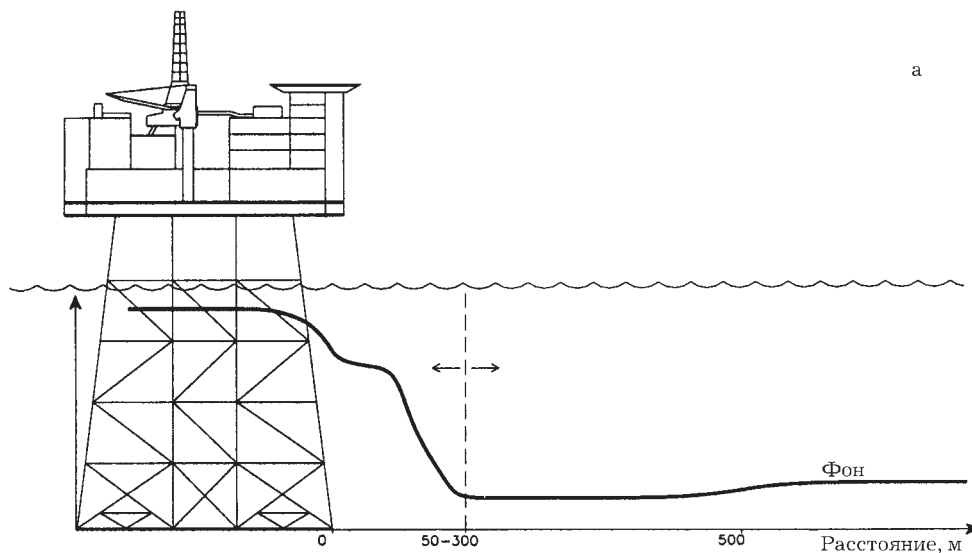


Рис. 4.10. Схема распределения плотности промысловых видов рыб (а) и интенсивности уловов (б) в зависимости от расстояния от отработанной нефтяной платформы в норвежском секторе Северного моря [Soldal et al., 1999]: контрольные уловы выполнялись с помощью ярусом в мае 1998 г.

расположения двух крупных нефтяных платформ, одна из которых работает в промышленном режиме [Soldal et al., 1999]. Результаты этих исследований, основанных на мечении рыб, подводных наблюдениях, а также акустических и траловых съемках, отражены частично на рис. 4.10. Эти результаты показали четкую тенденцию к нарастанию плотности запасов и уловов рыб (особенно трески) по мере приближения к платформам. Авторы полагают, что отработанные нефтяные платформы уже сейчас позволяют повысить эффективность рыбного промысла за счет формирования более плотных скоплений рыб. В ряде публикаций отмечена также возможность положительного влияния этих

платформ на состояние запасов промысловых рыб в Северном и Норвежском морях, Мексиканском заливе, на шельфе Австралии и других регионах [Pope et al., 1993; Bull, Kendall, 1994; Stanley, Wilson, 1997; Pickering, Whitmarsh, 1997; Soldal et al., 2001; Pradella et al., 2013].

4.4. ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ ТРЕБОВАНИЯ К МНГК

Охрана биологических ресурсов моря и рыбохозяйственные требования к морепользованию имеют ключевое значение во всей системе морских природоохранных мер. Это связано с тем, что морские биоресурсы, т.е. популяции промысловых организмов (рыбы, беспозвоночные, млекопитающие, водоросли), являются неотъемлемым компонентом и индикатором состояния морских экосистем, и потому всякие нарушения в морской среде неизбежно влекут за собой те или иные изменения состава, численности и распределения объектов промысла.

В дополнение к изложенным ниже (см. гл. 6) общим природоохранным положениям, в табл. 4.5 сведены наиболее важные рыбохозяйственные требования к морской нефтегазовой индустрии. Эти требования носят комплексный характер в силу сложности и многоплановости возможных воздействий и негативных последствий для рыбной отрасли.

Наиболее жесткие из перечисленных в табл. 4.5 требований, включая требование «нулевого» сброса, должны быть применены к любым видам деятельности МНГК в прибрежных водах и внутренних морских водоемах (Каспийское, Азовское, Черное, Балтийское и другие моря).

Охрана от загрязнения обеспечивается главным образом с помощью нормативов качества водной среды (ПДК), которые устанавливаются по эколого-рыбохозяйственным критериям и методам [ВНИРО, 2013]. Эти же нормативы используются для расчетов ущербов морским биоресурсам от загрязнения, хотя методические вопросы таких оценок остаются до сих пор предметом дискуссий. Далека от совершенства и методология аналогичных оценок, связанных со строительными работами и с другими видами вредных воздействий на биоресурсы шельфа.

Определенные возможности учета интересов рыбной отрасли при освоении нефтегазовых ресурсов шельфа открываются на основе таксации рыбохозяйственных водных объектов. Такого рода подход позволяет относить некоторые акватории шельфа к водным объектам высшей (особой) или первой категории и с учетом их повышенной рыбохозяйственной значимости (районы массового нереста, нагула и др.) выделять эти участки в обособленное или преимущественное пользование для рыбохозяйственных целей. Эти же вопросы могут быть решены путем эколого-рыбохозяйственного районирования шельфа, однако практическое применение этих идей и подходов до сих пор сдерживается из-за отсутствия методических основ и конкретной нормативной базы в этой области.

Практическая и эффективная реализация рыбохозяйственных требований предполагает как корректировку существующей сейчас законодательной и нормативной базы, так и совершенствование научно-методических основ контроля и регулирования деятельности в рамках МНГК, включая:

- подготовку проектов законодательных поправок и нормативных документов, учитывающих мировой опыт и специфику техногенных воздействий МНГК;
- разработку методических правил и руководств по эколого-рыбохозяйственному районированию и таксации морских водоемов, экологическому

Таблица 4.5

**Основные рыбохозяйственные требования
к разработке морских нефтегазовых месторождений**

Этапы и вид деятельности	Характер и содержание требований
Лицензирование пользования нефтегазоносными участками шельфа	Участие рыбохозяйственных органов в принятии решений и согласовании районов нефтегазовых разработок. Ограничения деятельности в районах особой рыбохозяйственной ценности
Предпроектные и проектные разработки	Включение в ТЭО и ОВОС раздела «Влияние на биоресурсы и промысел». Участие рыбной отрасли в экспертизе проектов и подготовке рыбохозяйственных разделов
Геофизические изыскания	Согласование районов и сроков изысканий. Контроль за проведением сейсморазведки
Буровые и промысловые работы	Применение нетоксичных буровых растворов. Обеспечение качества морской среды в районах работ в соответствии с нормативными требованиями. «Нулевой» сброс в экологически уязвимых районах и в районах особой рыбохозяйственной ценности. Регулярный токсикологический контроль отработанных буровых растворов и пластовых вод. Экологический и рыбохозяйственный мониторинг в районах разработки месторождений
Строительные работы в море (платформы, трубопроводы и др.)	Согласование районов, сроков и характера грунтовых работ
Прокладка трубопроводов на суше	Применение новейших технологий пересечения нерестовых рек (бестраншейный метод укладки труб, использование труб из полимерных материалов и др.)
Танкерные перевозки	Обеспечение экологической безопасности танкерных перевозок и операций с балластными водами в соответствии с современными международными требованиями
Аварийные ситуации	Участие рыбохозяйственных организаций в разработке планов ликвидации нефтяных разливов. Правовое обеспечение ответственности за нефтяные разливы и компенсации рыбохозяйственных потерь. Создание фонда по предотвращению, контролю и борьбе с разливами нефти
Ликвидационные работы	Включение в проектные разработки планов по удалению отработанных конструкций и сооружений. Согласование сроков, районов и характера ликвидационных работ

мониторингу, оценки кумулятивных воздействий, расчету рыбохозяйственных ущербов, компенсаций и др.

Особое внимание следует обратить на правовую защиту интересов рыбной отрасли в ситуациях крупных нефтяных разливов, когда ущербы и негативные последствия могут быть особенно значительными и масштабными.

Выводы

1. Потенциальные угрозы со стороны МНГК для рыбной отрасли весьма разнообразны и включают в себя как прямые, так и косвенные потери и ущербы. Характер, масштабы и тяжесть такого рода последствий могут изменяться в очень широких пределах в зависимости от сочетания множества конкретных условий и ситуаций.

2. Среди возможных рыбохозяйственных последствий работ и операций МНГК следует различать две основные группы негативных эффектов:

- вредное воздействие на сырьевую базу рыболовства (промысловые биоресурсы);
- экономические ущербы, потери и помехи для самого рыболовства как вида морской хозяйственной деятельности.

3. Снижение численности популяций и запасов биоресурсов на региональном уровне в результате добычи и транспортировки углеводородов в море обычно не может быть обнаружено из-за сильной природной изменчивости популяционных параметров промысловых видов.

4. К числу наиболее серьезных и долговременных рыбохозяйственных угроз со стороны МНГК следует отнести:

- значительные экономические ущербы для регионального рыболовства и марикультуры при аварийных нефтяных разливах в прибрежной зоне;
- сокращение доступных для промысла акваторий из-за введения охранных зон вокруг платформ и других элементов инфраструктуры МНГК;
- физические помехи для промысловых операций за счет присутствия на дне подводных трубопроводов и других конструкций и материалов.

5. Реальные экономические ущербы для рыбной отрасли в результате аварийных разливов нефти возникают в основном за счет временных запретов на рыболовство и марикультуру. Главная причина введения таких запретов связана с риском загрязнения морепродуктов и утраты их товарных качеств из-за появления нефтяных запахов и привкусов. Сроки действия запретов при крупных разливах колеблются от нескольких месяцев до нескольких лет, а прямые ущербы для рыбной отрасли могут исчисляться сотнями миллионов долларов.

6. Наиболее серьезные эколого-рыбохозяйственные требования должны быть применены к деятельности МНГК в прибрежных и внутренних морских водах, которые играют ключевую роль в процессах воспроизводства промысловых видов.

7. Использование отработанных нефтяных платформ в качестве искусственных рифов представляет интерес как в плане повышения общей биопродуктив-

ности шельфовых вод, так и возможности положительного влияния на состояние запасов промысловых видов.

ЛИТЕРАТУРА

- Аникеев В.В., Рыбина У.С.* Концепция оценки экологического ущерба, обусловленного антропогенной деятельностью в рамках проектов «Сахалин 1» и «Сахалин 2» // Стратегия гражданской защиты: проблемы и исследования. — 2014. — Т. 1, № 1. — С. 289–309.
- Борисов В.М., Осетрова Н.В., Пономаренко В.П., Семенов В.Н., Сочнев О.Я.* Влияние разработки морских месторождений нефти и газа на биоресурсы Баренцева моря. — М.: Экономика и информатика, 2001. — 272 с.
- Веденев А.И.* Анализ влияния морской и прибрежной сейсморазведки и бурения скважин на миграцию лосося на о. Сахалин. — М.: Всемирный фонд охраны дикой природы (WWF), 2010. — 19 с.
- ВНИРО.* Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. — М.: ВНИРО, 2013.
- Зеленков В.М., Мискевич И.В.* Оценка возможного воздействия добычи нефти на морские арктические экосистемы на примере Приразломного месторождения в Печорском море // Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ». М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 48–59.
- Криксунов Е.А., Павлов Д.С., Бобырев А.Е., Полонский Ю.М.* Расчетные процедуры оценок ущербов биоресурсам в свете современных научных данных // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. М.: РАН, 1999. — С. 62–70.
- Криксунов Е.А., Полонский Ю.М.* Об обоснованности нормативно-расчетных приемов, относящихся к воспроизводству рыбных запасов // Материалы международного семинара по проблеме нормативно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 71–74.
- Лапшин О.М., Карпенко Е.А., Настюков А.Б.* Мировой опыт вторичного использования морских стационарных платформ Каспийского бассейна в условиях марикультуры. — М.: ВНИРО, 1990. — 97 с.
- Матишов Г.Г.* (ред.). Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна. — Апатиты: Изд-во КНЦ, 2004. — 557 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А.* (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия газонедобывчи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения). — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. — 393 с.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А., Сочнев О.Я.* Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе. М.: Газоил Пресс, 2001. — 232 с.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 350 с.
- Патин С.А.* Методология оценки техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // Водные ресурсы. — 2004. — Т. 31, № 4. — С. 451–460.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Патин С.А.* Морской нефтегазовый комплекс: источники и факторы экологического риска // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. — 2015. — № 4. — С. 2–15.
- Патин С.А.* Рыболовство и добыча углеводородов на шельфе: потенциальные угрозы и баланс интересов // Рыбное хозяйство — 2015. — № 1. — С. 16–22.
- Патин С.А.* Антропогенное воздействие на морские экосистемы и биоресурсы: источники, последствия, проблемы // Тр. ВНИРО. — 2015. — Т. 154. — С. 85–104.
- Саматов А.Д.* Проблемы оценки воздействия процесса освоения нефтегазовых месторождений шельфовой зоны Северо-Восточного Сахалина на морские биоресурсы // Материалы между-

- народного семинара по проблеме научно-методического обеспечения оценок ущербов рыбному хозяйству от разработки нефтегазовых месторождений на морском шельфе. — М.: РАН, 1999. — С. 24–28.
- Сочнев О.Я., Сочнева И.О., Хистяев А.А. Экологическая безопасность и экологический мониторинг поисково-оценочных работ на газ в Обской и Тазовской губах в 2000–2009 годах // Арктика: экология и экономика. — 2012. — Т. 7, № 3. — С. 44–53.
- Baker J.M. Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: how clean is clean? // *Pure Applied Chemistry*. — 1999. — Vol. 71, No. 1. — P. 136–151.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F., Jenkins R.H. Natural recovery of cold water marine environment after an oil spill // *Proceedings of the Thirteenth Annual Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar* (June 1990, Ottawa). — Environment Canada, 1990. — 111 p.
- Bakke T., Klungsoyr J., Sanni S. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // *Marine Environmental Research*. — 2013. — Vol. 92. — P. 154–169.
- Birtwell I.K., Fink R., Brand D., Alexander R., McAllister C.D. Survival of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) fry to adulthood following a 10-day exposure to the aromatic hydrocarbon water-soluble fraction of crude oil and release to the Pacific Ocean // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* — 1999. — Vol. 56. — P. 2087–2098.
- Buchan G., Allan R. The impact on the fishing industry // *North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses*. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 459–480.
- Bull A.S., Kendall J.J. An indication of the process: Offshore platforms as artificial reefs in the Gulf of Mexico // *Bull. Mar. Sci.* — 1994. — Vol. 55, No. 2–3. — P. 1086–1098.
- Cairns W.J. (ed.). *North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses*. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — 722 p.
- Chen C., Neumann R. Assessing environmental impacts from a Puget oil spill // *Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference*. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 783–787.
- Coulette P., Gross P., Boeuf G., Weber J. *Biodiversity in the marine environment*. — Springer, 2014. — 198 p.
- Cucknell A.C., Boisseau O., Moscrop A. A review of the impact of seismic survey noise on narwhal & other Arctic cetaceans. — Report prepared for Greenpeace Nordic by Marine Conservation Research Ltd. — 2015. — 146 p.
- Davies J.M., Topping G. (editors). *The impact of an oil spill in turbulent waters: The Braer. Proceedings of a symposium held at the Royal Society of Edinburgh, 7–8 September 1995*. — Edinburgh, UK: Stationery Office, 1997.
- Dicks B. *The environmental impact of marine oil spills. Effects, recovery and compensation*. — The International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF), 1999. — 8 p.
- DNV ENERGY. *Effects of seismic surveys on fish, fish catches and sea mammals* // *Fishery Industry and Petroleum Industry Report No.: 2007-0512*. — Hovik, Norway: DNV ENERGY, 2007. — 28 p.
- Edwards R., White I. The Sea Empress oil spill: environmental impact and recovery // *Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference*. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Elmgren R., Hansson S., Larsson U., Sundelin B., Boehm P.D. The Tsesis oil spill: Acute and long-term impact on the benthos // *Marine Biology*. — 1983. — Vol. 73, No. 1. — P. 51–65.
- Engas A., Lokkeborg S., Ona E., Soldal A.V. Effects of seismic shooting on catch-availability of cod and haddock // *Fisken og Havet*. — 1993. — No. 9. — 117 p.
- Engås A., Løkkeborg S., Ona E., Soldal A.V. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* — Vol. 53. — 1996. — P. 2238–2249.
- EPCF (European Parliament's Committee on Fisheries). *The impact of oil and gas drilling accidents on EU fisheries*. — Brussels: European Union, 2013. — 52 p.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). *Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment* // *GESAMP Reports and Studies*. — 1993. — No. 50. — 180 p.

- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Pollution of the open ocean: a review of assessments and related studies // GESAMP Reports and Studies. — 2009. — No. 79. — 64 p.
- GIWA (Global International Waters Assessment). GIWA Regional assessment. — University of Kalmar, Sweden, 2006. — 110 p.
- Gray J.S., Bakke T., Beck H.J., Nilsson I. Managing the environmental effects of the Norwegian oil and gas industry: From conflict to consensus // Mar. Pollut. Bull. — 1999. — Vol. 38. — P. 525–530.
- Heling R., Van der Steen J. Risks of discharges of naturally occurring radioactive matter by oil and gas production platforms on the Dutch part of the continental shelf. — KEMA Report 40287-NUC. — 1994.
- Helton D., Penn T. Putting response and natural resource damage in perspective // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 9 p.
- Hoff R.Z., Shigenaka G. Lessons from ten years of post-Exxon Valdez monitoring on intertidal shorelines // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 9 p.
- Hylland K., Eriksen D.O. Naturally occurring radioactive material (NORM) in North Sea produced water: environmental consequences. — Norsk Olje og Gass, 2013. — 24 p.
- IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers). Fate and effects of naturally occurring substances in produced water on marine environment // IAOGP Report No. 364, 2005. — 57 p.
- IOPCF (International Oil Pollution Compensation Fund). Annual Report. — 2006. — 80 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Biological impacts of oil pollution: fisheries. — London: IPIECA, 2003. — 28 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Oil spill effects on fisheries. Technical Information Paper No. 3. — London: ITOPF, 2004. — 8 p.
- Jacobson M. The International Oil Pollution Compensation Funds 1971 and 1992 // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999. — 7 p.
- Karlsen H.E., Piddington R.W., Enger P.S., Sand O. Infrasound initiates directional fast-start escape responses in juvenile roach *Rutilus rutilus* // J. Exp. Biol. — 2004. — Vol. 207. — P. 4185–4193.
- Kingston P. Recovery of the marine environment following the Braer spill, Shetland // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Law R.J., Kelly C.A. The Sea Empress oil spill: fisheries closure and removal of restrictions // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Lokkeborg S., Soldal A.V. The influence of seismic exploration with airguns on cod (*Gadus morhua*) // ICES Marine Science Symposium. — 1993. — P. 62–67.
- Lord Ch., Michel Ch. Conceptual model for assessing the risk of seafood tainting during oil spills // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Maki A.W., Brannon E.L., Moulton L.L., Gilbertson L.G., Skalski J.R. An assessment of oil-spill effects on pink salmon populations following the Exxon Valdez oil spill. Part 2: Adults and escapement // Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters. — Special technical publication 1219, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA. — 1995.
- Maki A.W., Brannon E.L., Neff J.M., Pearson W.D., Stubblefield W.A. Application of ecological risk assessment principles to natural resources damage assessment // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — 1997. — P. 1025–1026.
- Martinelli M., Luise A., Tromellini E., Sauer Th.C., Neff J.M., Douglas G.S. The M/C Haven oil spill: environmental assessment of exposure pathways and resource injury // Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1995. — 15 p.
- Matthews C.P., Kedidi S., Fita N.I., Al-Yahya A., Al-Rasheed K. Preliminary assessment of the effects of the 1991 Gulf War on Saudi Arabian prawn stock // Mar. Pollut. Bull. — 1993. — Vol. 27. — P. 251–271.
- McCreastrub A., Kleisner K., Sumaila U.R. et al. Potential impact of the Deepwater Horizon oil spill on commercial fisheries in the Gulf of Mexico // Fisheries — 2011. — Vol. 36(7). — P. 332–336.
- McGurk M.D., Warbuton H.D., Parker T.B., Litke M., Marliave J.B. Effects of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring eggs and viability of their larvae // Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. — 1994. — No. 1924. — P. 255–257.
- Meador J.P., Stein R., Varanasi U. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms // Review of Environmental Contamination and Toxicology. — 1995. — Vol. 143. — P. 79–165.

- Michel J., French D., Csulak F., Sperduto M. Natural resource impacts from the *North Cape* oil spill // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 841–850.
- Moller T.H., Dicks B., Whittle K.J., Girin M. Fishing and harvesting bans in oil spill response // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Anthropogenic noise in the marine environment. — Marine Conservation Biology Institute, 2000. — 94 p.
- NRDC (National Resources Defense Council). Summary of information concerning the ecological and economic impacts of the BP Deepwater Horizon oil spill disaster. — NRDC Issue Paper, 2015 (www.nrdc.org).
- Olsen E., Gjosæter H., Røttingen I., Dommasnes A., Fossum P., Sandberg P. The Norwegian ecosystem-based management plan for the Barents Sea // ICES Journal of Marine Science — 2007. — Vol. 64. — P. 599–602.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2010.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Update of the inventory of oil and gas offshore installations in the OSPAR maritime area. — London: OSPAR Commission, 2013. — 11 p.
- Page D.S., Gilfillan E.S. Shoreline conditions in the *Exxon Valdez*. Prince William Sound, Alaska (1989–2003). — Valdez Science, 2004 — 12 p. (www.valdezscience.com).
- Page D.S., Gilfillan E.S., Neff J.N., Stoker S.W., Boehm P.D. A 1998 shoreline conditions in the *Exxon Valdez* oil spill zone in Prince William Sound // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Patin S.A. Pollution and biological resources of the oceans. — London: Butterworth Scientific, 1982. — 320 p.
- Patin S.A. Global pollution and biological resources of the World Ocean // World Fisheries Congress Proceedings. New Delhi: Oxford and IBH Publ. Co., 1995. — P. 69–85.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry. — New York: EcoMonitor Publ., 1999. — 435 p.
- Patin S.A. Environmental impact of crude oil spills // Encyclopedia of Energy. — New York: Elsevier Science, 2004. — Vol. 1. — P. 737–748.
- Payne J.R., Driskell W.B., Short J.W., Larsen M.L. Long term monitoring of oil in the Exxon Valdez spill region // Marine Pollution Bulletin. — 2008. — Vol. 56. — 2067–2081.
- Pedersen G., Midtgard M.R. Major oil spills — possible consequences for the fish market // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 414. — Trondheim (Norway), 2004. — 18 p.
- Pickering H. A new era for the offshore oil and gas industry on UKCS // Marine Policy. — 1999. — Vol. 23. — No. 4–5. — P. 329–346.
- Pickering H., Whitmarsh D. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the «attraction versus production» debate, the influence of design and its significance for policy // Fish. Res. — 1997. — Vol. 31. — P. 39–59.
- Pillay A.E., Salih F.M., Maleek M.I. Radioactivity in oily sludge and produced waste water from oil: environmental concerns and potential remedial measures // Sustainability. — 2010. — Vol. 2, No. 4. — P. 890–901.
- Pope D.L., Moslow T.F., Wagner J.B. Geological and technological assessment of artificial reef site, Louisiana outer continental shelf // Ocean Coastal Management — 1993. — Vol. 20, No. 2. — P. 121–145.
- Pradella N., Fowler A.M., Booth D.J., Macreadie P.I. Fish assemblages associated with oil industry structures on the continental shelf of north-western Australia // Journal of Fish Biology. — 2013 (wileyonlinelibrary.com).
- SEEEC (Sea Empress Environmental Evaluation Committee). The environmental impact of the *Sea Empress* oil spill. Final report of the SEEEC. — London: The Stationery Office.
- Side J.S. Decommissioning and abandonment of offshore installations // North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 523–552.

- Soldal A.V., Humborstad O.-B., Løkkeborg S. Etterlatte oljeplattformer som kunstige fiskery // Fisken og Havet. — 1999. — No. 1. — 85 p. (in Norwegian).
- Soldal A.V., Svellingen L., Jørgensen T., Løkkeborg S. Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a “semi-cold” platform // ICES Journal of Marine Science. — 2001. — Vol. 59. — P. S281–S287.
- Squire J.L. Effects of the Santa Barbara, Calif., oil spill on the apparent abundance of pelagic fisheries resources // Mar. Fish. Rev. — 1992. — Vol. 54, No. 1. — P. 7–14.
- Stanley D.R., Wilson C.A. Seasonal and spatial variation in the abundance and size distribution of fish associated with a petroleum platform in the northern Gulf of Mexico // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. — 1997. — Vol. 54 — P. 1166–1176.
- Sumaila U.R., Cisneros-Montemayor A.M., Dyck A et al. Impact of the *Deepwater Horizon* well blowout on the economics of U.S. Gulf fisheries // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. — 2012. — Vol. 69(3). — P. 499–510.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C. (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. — Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. — 696 p.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Challenges to International Waters — Regional Assessments in a Global Perspective. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- USCG (United States Coastal Guard). Vessel and Facility Response Plans for oil: 2003 removal equipment requirements and alternative technology revisions. Chapter 4. Environmental consequences. — USCG, 2005. — 478 p.
- Whittle K.J., Anderson D.A., Mackie P.R., Moffat C.F., Shepherd N.J., McVicar A.H. The impact of the *BRAER* oil on caged salmon // The impact of an oil spill in turbulent waters: the *BRAER*. — The Stationery Office: Edinburgh, 1997. — P. 144–160.
- Wiens J.A., Brannon E.L., Burns J., Day R.H., Garshelis D.L., Hoover-Miller A.A., Johnson Ch.B., Murphy S.M. Fish and wildlife recovery following the *Exxon Valdez* oil spill // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1999.
- Yender R., Michel J., Lord C. Managing seafood safety after an oil spill. — Seattle: Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration, 2002. — 72 p.
- Yender R.A. Involving seafood safety management after an oil spill // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.

Экологический мониторинг в районах освоения морских нефтегазовых месторождений

5.1. ОБЩАЯ СТРУКТУРА, ЦЕЛИ И ЗАДАЧИ МОНИТОРИНГОВЫХ НАБЛЮДЕНИЙ

Экологический мониторинг как система регулярных наблюдений за состоянием окружающей среды в условиях антропогенного воздействия отличается широким набором различных вариантов его реализации в зависимости от конкретных задач, ситуаций, сроков, масштабов, интенсивности воздействия и т.д. Общая схема и структура морского экологического мониторинга, а также его роль и место в системе природоохранного контроля и управления отражены на рис. 5.1 и 5.2.

Если исходить из традиционных определений [Израэль, 1990; Кимстач и др., 1992], то экологический мониторинг представляет собой систему «регламентированных» и «регулярных» наблюдений по «заданной» программе с целью оценки и прогнозирования состояния окружающей среды и ее изменений под влиянием человеческой деятельности. Однако в настоящее время такая трактовка не вполне удачна, поскольку она не учитывает многочисленные научные и прикладные программы, в рамках которых также выполняются разнообразные наблюдения мониторингового типа, хотя часто их трудно назвать «регулярными» и «регламентированными». Кроме того, в настоящее время приоритетом становятся не наблюдения сами по себе, как это было во времена плановой экономики и науки, а удовлетворение текущего спроса на информацию об окружающей среде.

По этим причинам резонно согласиться с одним из современных определений экологического мониторинга [Дженюк, 2001] как «системы сбора, обработки, интерпретации и распространения данных о текущем и ожидаемом состоянии окружающей среды, организованной в соответствии с запросами потребителей». Такому «расширительному» определению вполне соответствуют многие виды природоохранной и исследовательской деятельности по сбору и анализу эколо-

гических данных, в т.ч. в связи с оценкой последствий добычи и транспортировки углеводородов в море.

Существуют многочисленные классификации экологического мониторинга исходя из объектов и масштаба наблюдений, организационной структуры, целевых установок, и т.д. Мы не будем углубляться в эту тему, тем более что она под-



Рис. 5.1. Структура экологического мониторинга в системе контроля и управления качеством морской среды



Рис. 5.2. Роль и место экологического мониторинга в системе природоохранного контроля и управления

робно освещена в специальных публикациях [Zhulidov et al., 2000; Васильев, 2000; Дженюк, 2001; Матишов и др., 2001; AMSA, 2003; Айбулатов, 2005; Лобковский и др., 2005]. Применительно к мониторингу ситуаций в районах освоения морских нефтегазовых месторождений целесообразно различать четыре основных типа экологического мониторинга в зависимости от назначения, масштаба и длительности наблюдений.

Мониторинг локальных воздействий. В данном случае имеется в виду наблюдения и оценки экологической ситуации в ограниченных по площади районах, подверженных прямому техногенному воздействию, например при установке на шельфе платформ, прокладке трубопроводов, буровых и промысловых работах на платформах и др. Такого рода наблюдения, выполняемые оператором того или иного проекта, обычно трактуют как «производственный мониторинг». Главное назначение таких работ — выявление зон нарушения биотических и абиотических характеристик морской среды в зависимости от факторов локального воздействия, а также контроль за соблюдением природоохранных правил, норм и требований.

Мониторинг аварийных воздействий. Речь идет прежде всего о наблюдениях и оценках последствий аварийных нефтяных разливов. Работы такого рода выполняются в оперативном режиме (иногда в условиях чрезвычайных ситуаций) и нацелены на срочные меры реагирования на нефтяные разливы, включая оценку и прогноз нефтяного загрязнения, введение ограничений на рыбный промысел, рекомендации по сбору нефти и другие меры в рамках планов ликвидации аварийных разливов нефти (ЛАРН).

Региональный мониторинг. Программы регионального мониторинга включают в себя периодические крупномасштабные наблюдения путем выполнения съемок по стандартной схеме с целью выявления долговременных трендов изменения основных параметров обширных экосистем регионального или субрегионального ранга под влиянием природных и антропогенных факторов. К этому типу наблюдений можно отнести, например, мониторинг морской прибрежной зоны в условиях воздействия на эту зону всех видов хозяйственной деятельности на берегу и в море, включая морской нефтегазовый комплекс (МНГК). По своим целям, задачам и методологии региональный мониторинг приближается к долгосрочным исследовательским программам экосистемного характера [Израэль, Цыбань, 1992; Сапожников, 1997].

Фоновый мониторинг интактных районов. Этот тип мониторинга предполагает периодические долговременные наблюдения в районах, где хозяйственная деятельность запрещена или сведена к минимуму (заповедники, заказники, места обитания редких и исчезающих видов, пелагические области океана). Такой мониторинг ориентирован обычно на получение информации о фоновых (глобальных) характеристиках качества морской среды или о состоянии популяций уязвимых видов, например морских млекопитающих.

Каждый из перечисленных выше типов мониторинга имеет свои цели и задачи, наборы объектов и методов, этапы и стадии выполнения. Вместе с тем они взаимно дополняют друг друга и ориентированы на решение общей стратегической задачи — охрану морской среды и биологических ресурсов морского шельфа в условиях антропогенного воздействия.

Если исходить из главных целевых установок, то следует различать два основных типа экологического мониторинга. Первый и наиболее распространенный из них может быть условно назван мониторингом «*обзорно-диагностического*» типа. Его цель заключается в попытке выявить кумулятивные экологические эффекты и последствия, обычно медленно нарастающие (и потому трудно уловимые) и постепенно охватывающие обширные акватории на субрегиональном, региональном и даже глобальном уровнях. К этому типу мониторинга можно отнести, например, долгосрочные региональные наблюдения за состоянием биоресурсов и их реакцией на климатические и промышленные воздействия, оценку экологической ситуации в прибрежной зоне в результате хронического загрязнения и эвтрофикации отдельных морей и другие подобные наблюдения экосистемного порядка, основанные на сборе и анализе результатов регулярных исследований и больших массивов накопленной экологической информации.

Другой вариант мониторинговых наблюдений может быть назван *мониторингом «соответствия»*. Он ведется с целью обнаружения отклонений от заранее установленных критериев (например, стандартов и норм качества среды или лимитов на сброс отходов) либо для оценки достоверности прогностических сценариев развития экологической ситуации (например, после аварийных разливов нефти). Мониторинг «соответствия» чаще всего ограничен локальными и местными масштабами. Его результаты служат основой для принятия либо корректировки соответствующих регулирующих мер природоохранного или рыбохозяйственного характера применительно к конкретному (как правило, локальному) источнику воздействия.

Процесс реализации экологического мониторинга предусматривает последовательное прохождение ряда обязательных этапов, которые включают:

- идентификацию реальных или потенциально возможных факторов (источников) воздействия в районе мониторинга с учетом аналогичных прецедентов в других местах;
- периодические наблюдения за морской средой и биотой с целью выявления и количественной регистрации изменений среды и биологических нарушений (стрессов) в организмах, популяциях и сообществах;
- установление причинно-следственных связей между зафиксированными биологическими эффектами (откликами) и факторами воздействия;
- оценку воздействия на морскую среду и биоту, в т.ч. на промышленные виды и биоресурсы;
- принятие решений и мер регулирующего характера, включая изменения в производственно-технологической сфере, корректировку норм и критериев на удаление отходов, обоснование законодательных и других ограничительных и превентивных мер.

Таким образом, в структуре мониторинга мы видим два основных направления исследовательской деятельности, ориентированных, соответственно, на получение информации (экспедиционные работы, литературный поиск, создание баз данных) и ее обработку и интерпретацию (статистический анализ, моделирование, экспертные оценки, рекомендации и пр.).

5.2. МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ

Несмотря на давнюю историю экологических исследований в районах освоения углеводородных месторождений на шельфе многих стран и регионов, методология экологического мониторинга применительно к оценке последствий деятельности МНГК до сих пор разработана явно недостаточно. В свою очередь это ведет к низкой эффективности мониторинговых наблюдений и напрасной трате усилий и денег, что характерно для многих программ мониторинга как в России, так и за рубежом. К числу главных причин, снижающих качество и эффективность таких программ, следует отнести:

- отсутствие четко сформулированных конечных целей и задач программ;
- недостаточную обоснованность выбора регистрируемых показателей и преобладание в их наборе тех характеристик, изменение которых в природных условиях не связано с факторами техногенного воздействия;
- игнорирование либо недостаточный учет высокой динамичности и сильной пространственно-временной изменчивости большинства процессов в морских экосистемах;
- низкую «разрешающую способность» многих аналитических и биологических методов и трудности выделения антропогенных эффектов в морской среде и биоте на фоне природной динамики экосистемных процессов;
- отсутствие адекватных методов и подходов к обобщенной интерпретации результатов мониторинга с позиций целостного описания состояния экосистемы и интегрированной количественной оценки воздействия.

Следует выделить ряд характерных особенностей и тенденций, которые проявляют себя в последнее время во многих национальных и международных программах морского мониторинга [GESAMP, 1995; ICES, 2000; AMSA, 2003; OSPAR, 2010; АМАР, 2010] и которые необходимо иметь в виду при планировании и реализации конкретных программ для оценки последствий морской нефтегазодобывающей деятельности. К числу таких особенностей можно отнести:

- использование мониторинга в качестве главного звена в системах контроля и регулирования источников экологической опасности;
- применение комплекса (триады) химических, биологических и экспериментальных методов для оценки состояния морских экосистем;
- использование индикаторных методов и подходов для ранней диагностики стрессовых проявлений в морских организмах и экосистемах с акцентом на регистрацию эффектов в бентосных популяциях и сообществах;
- включение в общую схему мониторинга эколого-токсикологических методов биотестирования с целью контроля качества жидких и твердых отходов перед их сбросом в море;
- моделирование поведения сбрасываемых в море отходов для количественной оценки воздействия и прогноза последствий;
- использование аппаратных методов и средств для регистрации показателей качества морской среды *in situ*, а также дистанционных методов контроля загрязнения поверхностных вод моря.

Подробный анализ химических, биологических и токсикологических показателей, наиболее часто регистрируемых при выполнении многих программ морского экологического мониторинга в различных регионах и ситуациях, в т.ч. в районах разработки нефтегазовых месторождений, был сделан ранее [Патин, 1997]. Конечно, использование всех возможных наборов показателей состояния морской среды и биоты было бы нереальным в рамках какой-либо одной конкретной программы. В то же время стремление к интеграции химических, биологических и аппаратных методов и к охвату основных биотопов и групп морских организмов четко просматривается во многих известных работах, посвященных теории и практике морского экологического мониторинга [Olsgard, Gray, 1995; Лукьянова, 1997; Сочнев, 1998; Матишов и др., 2000; Дженюк, 2001; Шавыкин, 2009; CPA, 2011; Law et al., 2011; Монахов, 2012; RCN, 2012].

Как следует из ряда публикаций, при мониторинге и оценке экологической ситуации в районах морских нефтепромыслов чаще всего предпочтение отдается комплексному анализу донных осадков и бентосных сообществ с помощью химических, биологических и токсикологических методов. При таком подходе удастся выделить и оценить градиентные изменения в зонах влияния промысловых, буровых и других работ на шельфе. Для этих целей используют преимущественно наблюдения за видовой структурой бентосных сообществ [Olsgard, Gray, 1995; Daan, Mulder, 1996]. В качестве дополнения иногда выполняют оценку гистологических показателей и репродуктивных функций донных беспозвоночных [Ellis, Wilson-Ormond, 1994], биотестирование донных осадков и поровых вод [MacDonald, 1993; Peterson et al., 1996] и другие измерения достаточно тонких и специфических нарушений в организмах на клеточном и молекулярном уровнях с использованием биомаркеров [Лукьянова, 1997; ICES, 2000].

Разумеется, какой-либо строго унифицированной и универсальной методической схемы проведения экологического мониторинга, пригодной для всех регионов и ситуаций, не существует. Все зависит от конкретной обстановки и конечных целей мониторинговых наблюдений. В качестве общей рекомендации для планирования программ мониторинга целесообразно предусматривать в их структуре следующие стандартные блоки.

- Виды воздействия и возможные последствия.
- Цели и задачи работ.
- Районы, этапы и сроки.
- Регистрируемые показатели.
- Схемы отбора проб.
- Ожидаемые результаты.

При формировании набора регистрируемых показателей для каждого конкретного случая следует выделять три основные группы:

- *ключевые показатели*, существенное изменение которых в результате техногенных воздействий и надежная регистрация на фоне природной изменчивости не вызывают сомнений;
- *дополнительные показатели*, изменение которых под влиянием воздействий возможно, однако выявление и надежная регистрация таких изменений вызывают сомнения;

- *фоновые (сопутствующие) показатели*, изменение которых под влиянием техногенных воздействий исключено либо не поддается регистрации.

Оптимальная методология мониторинговых наблюдений должна включать сочетание комплекса химико-аналитических, биологических и экспериментальных методов. При кратковременных (разовых) воздействиях акцент следует делать на регистрации быстрых обратимых изменений в толще воды и в планктоне, тогда как в ситуациях длительных (хронических) воздействий упор должен быть сделан на оценке устойчивых нарушений в донных осадках и бентосных организмах и сообществах. Последние, как известно, отличаются относительной стабильностью своих характеристик по сравнению с планктонными формами.

Рекомендуемые наборы показателей для отбора проб и измерений в процессе мониторинга экологической ситуации на основных этапах освоения шельфовых месторождений даны в табл. 5.1. При этом были учтены как известные нормативные документы, относящиеся к морским экологическим исследованиям и контролю качества морской среды, так и опыт выполнения таких наблюдений в районах буровых, промысловых и инженерно-строительных работ на шельфе в России и за рубежом.

Таблица 5.1

Перечень ключевых (+++), дополнительных (++) и фоновых (+) показателей для мониторинга экологической ситуации в районах буровых (БР), промысловых (ПР) и строительных (СР) работ при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе

Объекты, биотопы, группы биоты	Регистрируемые показатели	БР	ПР	СР	
Удаляемые отходы:	буровые растворы	Химический состав, объемы сброса, токсичность (LC ₅₀ за 96 ч)	+++*	–	–
	шламы	Объемы сброса, содержание нефти	+++*	–	–
	пластовые воды	Химический состав, объемы сброса, токсичность (LC ₅₀ за 96 ч)	–	+++*	–
Водная толща	Нефтяные пленки	++*	+++*	++	
	Прозрачность	+++*	+++*	+++*	
	Взвешенное вещество	+++*	+++*	+++*	
	Температура, соленость, течения	+*	+*	+*	
	рН	+	+*	+	
	Растворенный кислород	++*	++*	++	
	БПК	++*	++*	++*	
	Биогенные элементы	+	+	+	
	Органическое вещество	+	++*	++	
	Хлорофилл	+	+	+	
	Углеводороды нефти	++*	++*	++*	
	Тяжелые металлы	+	++*	+	
	Барий	+	+	+	
Хлорорганические вещества	+	+	+		
Поверхностный микрослой	Нефть, НУ, ПАУ, тяжелые металлы, токсичность (биотестирование)	+	++*	+	

Окончание табл. 5.1

Объекты, биотопы, группы биоты	Регистрируемые показатели	БР	ПР	СР
Донные осадки	Морфология дна, динамика наносов	+++*	+++*	+++*
	Гранулометрический состав	++*	+++*	++
	Органическое вещество	+	++*	++
	Углеводороды нефти	++*	+++*	++*
	Тяжелые металлы	+	++*	++*
	Барий	++*	+++*	+
	Радионуклиды	+	++	+
	Токсичность (биотестирование)	+	++*	+
Планктон:				
бактериопланктон	Биомасса, численность, показатели нефтеокисляющих бактерий	+	++*	+
фитопланктон	Биомасса, численность, видовой состав, видовое разнообразие, доминирование	+	+	+
зоопланктон	Биомасса, численность, видовой состав, видовое разнообразие, доминирование	+	++*	+
ихтиопланктон	Видовой состав, биомасса, численность, морфологические аномалии	+*	++*	+
Нектон:				
молодь рыб	Видовой состав, численность, физиологическое состояние	+	+	+
промысловая ихтиофауна	Численность, биомасса, видовой состав, распределение, миграции	+	++*	++
Бентос				
макробентос	Биомасса, численность, видовой состав, индикаторные виды и др.	++*	+++*	++*
двустворчатые моллюски	Накопление ПАУ и тяжелых металлов, признаки стресса и патологии	++*	++*	+
донные рыбы	Сублетальные эффекты, накопление ПАУ и тяжелых металлов, нефтяные запахи и привкусы	+	++*	+
Морские млекопитающие	Численность, структура популяций, поведение, миграции	+	++*	++
Орнитофауна	Видовой состав, численность, миграции, состояние гнездовых и др.	+	++	+

Примечания:

+++ — ключевые показатели, существенное изменение которых в результате техногенных воздействий и их надежная регистрация на фоне природной изменчивости не вызывают сомнений;

++ — дополнительные показатели, изменение которых под влиянием воздействий возможно, однако выявление и надежная регистрация таких изменений вызывают сомнения;

+ — фоновые (сопутствующие) показатели, изменение которых под влиянием техногенных воздействий исключено либо не поддается регистрации.

* Показатели, рекомендуемые для включения в программы мониторинга.

5.3. МОНИТОРИНГ ЛОКАЛЬНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ

Как уже отмечалось (см. гл. 2 и 3), характерной особенностью экологической обстановки в районах разработки нефтегазовых месторождений на шельфе является локальность источников воздействия и резкая градиентность изменения в пространстве и во времени показателей качества среды и состояния биоты. Такого рода ситуации возникают при удалении в море отходов буровых и промышленных работ, в процессе установки стационарных платформ, при прокладке подводных трубопроводов, строительстве береговых терминалов и при других инженерных работах на шельфе и в прибрежной полосе, а также в результате аварийных разливов нефти.

В табл. 5.2 отражены основные этапы, задачи и методы решения экологических проблем в условиях локальных (точечных) источников загрязнения морской среды. Как можно видеть, в таких случаях экологический мониторинг сопрягается и с контролем стоков в технологической сфере и с принятием управленческих решений.

Таблица 5.2

Этапы, задачи и методы экологического контроля и мониторинга в ситуациях локального загрязнения морской среды (составлено по материалам группы экспертов [GESAMP, 1995])

Этапы и задачи	Методы (индикаторы)
<p>Этап 1. После разрешения на сброс от точечного источника могут возникнуть вопросы</p> <p>Соблюдаются ли установленные нормы и условия сброса? Распространяются ли предполагаемые воздействия на акватории более обширные, чем ожидалось? Имеются ли непредвиденные эффекты?</p>	<p>Использование биотестов для оценки токсичности стоков Химико-аналитические определения. Тесты на биodeградацию отдельных компонентов. Анализ прецедентов</p>
<p>Этап 2. Подробная характеристика проблемы</p> <p>Анализ токсикологических данных Анализ пространственного распределения выявленных эффектов Оценка других потенциальных эффектов</p>	<p>Оценка интенсивности и характера воздействия и эффектов методами биотестирования Полевые исследования сообществ и ключевых видов</p>
<p>Этап 3. Управленческая деятельность</p> <p>Дополнительный контроль и другие условия для продолжения сбросов Новые программы мониторинга</p>	<p>Мониторинг с использованием оптимальных методов и индикаторов (выбранных на этапе 2) в сочетании с химическим анализом видов-мишеней и проверкой «нулевой» гипотезы отсутствия эффектов в районах, прилегающих к зоне воздействия</p>

5.3.1. Бурение разведочных скважин

Виды воздействий и возможные последствия. Главным фактором воздействия на морскую среду в данном случае является сброс отходов бурения в виде буровых растворов и шламов. Уместно отметить, что в настоящее время в России действует запрет на все виды сбросов с буровых платформ («нулевой сброс»). Вместе с тем во многих странах и регионах подобные сбросы продолжают (в основном при использовании буровых растворов на водной основе), и потому есть смысл рассмотреть вопросы мониторинга таких ситуаций.

Как следует из опыта работ на шельфе Сахалина в 1990-е гг. (см. т. 1, гл. 2), объемы сбросов на одну скважину составляют обычно 500–1000 м³ растворов и 200–500 м³ шлама в зависимости от продолжительности бурения (1–2 мес) и глубины скважины (2000–5000 м). Сброс шлама производится обычно непрерывно со средней интенсивностью не более 10–20 м³/сутки, а сбросы бурового раствора — ежедневно в низкоинтенсивном режиме (до 20–30 м³ в течение часа) и 2–3 раза за весь период бурения в высокоинтенсивном или залповом режиме с объемами до 50–150 м³ при смене растворов и после завершения бурения.

Экологические последствия от сбросов таких отходов в открытом море при использовании буровых растворов *на водной основе* ограничиваются незначительными (кратковременными, локальными, обратимыми) нарушениями в планктоне и бентосе, аналогичными тем, что возникают при взмучивании донных осадков во время штормов. Эти нарушения могут быть обнаружены лишь в период выполнения буровых работ и в непосредственной близости (обычно до 200–500 м) от точки сброса. В некоторых случаях шлейфы мелкодисперсной взвеси дрейфуют по течению на расстояния до 1 км от платформ. При прохождении продуктивных горизонтов в буровых отходах возможно появление нефтяных углеводородов. Более подробное описание и анализ подобных ситуаций даны в гл. 2.

Цели и задачи мониторинга. Основной целью мониторинга в районах буровых работ является получение информации об интенсивности, масштабе и динамике экологических нарушений в морской среде. Эта информация является основой для контроля соблюдения нормативных требований к качеству среды, оценки рыбохозяйственных и других ущербов и для принятия в случае необходимости соответствующих природоохранных мер (технологических, организационных и др.) и предусмотренных законом санкций. К числу научных и прикладных задач, решаемых в процессе достижения этой цели, следует отнести:

- дополнение и детализация полученных ранее данных о фоновых характеристиках морской среды и биоты;
- накопление информации о свойствах и поведении буровых отходов и их компонентов в зависимости от гидрологических и других условий в шельфовой и прибрежной зоне;
- проверка и уточнение моделей поведения жидких и твердых отходов в морской среде.

Районы, этапы и сроки. Полевые работы выполняются на акватории, где планируется бурение скважин, и обычно включают в себя три этапа: фоновая съем-

ка до начала буровых работ (этап 1), несколько съемок во время сброса буровых отходов (этап 2) и съемка после прекращения сбросов (этап 3).

В районе полевых работ обычно выделяют несколько полигонов. Один из них располагают в зоне прямого воздействия сбросов с крайней границей на расстоянии до 1–2 км от точки сброса по направлению преобладающего течения, другой (или несколько) — за пределами зоны воздействия для оценки фоновых характеристик на достаточном удалении (обычно 5–10 км) от источника загрязнения в направлении, противоположном придонному течению.

Регистрируемые показатели. Как показано в табл. 5.1, ключевыми показателями, изменение и регистрация которых в данном случае не вызывают сомнений, являются кратковременные повышения содержания взвешенного вещества (мутности воды) во время сбросов буровых отходов и локальные нарушения морфологии и структуры донных осадков в непосредственной близости от точки сброса. При отнесении остальных приведенных в табл. 5.1 показателей к категории дополнительных или фоновых принимались во внимание следующие обстоятельства:

- эти показатели изменяются только под влиянием природных факторов (соленость, температура, биогены и др.);
- их изменения практически невозможно связать с воздействием буровых сбросов из-за сильной флуктуации и широких пределов естественных колебаний этих показателей (характеристики планктона, содержание металлов и др.).

Вместе с тем многие из этих показателей могут служить в качестве важных фоновых характеристик экологической ситуации в районе работ, и потому их включение в систему наблюдений в качестве дополнительных (сопутствующих) показателей вполне оправданно.

Принципиально важным и относительно новым элементом данного мониторинга является оценка токсичности (биотестирование) отработанных буровых растворов. Методики такой оценки достаточно хорошо апробированы и часто используются в международных и национальных программах экологического контроля при удалении в море отходов буровых работ [Swan et al., 1994; Peterson et al., 1996; Патин, 1997; OSPAR, 2010].

Схема отбора проб. В связи с большим разнообразием возможных ситуаций и природных условий в районах буровых работ практически бессмысленно устанавливать какие-либо жесткие правила в отношении количества, частоты и схем расположения точек отбора проб. Это относится как к фоновым съемкам до начала и после завершения буровых работ, так и к системе наблюдений во время бурения и удаления отходов. Так, при мониторинге в районах буровых работ на шельфе Сахалина в 1996–1999 гг. были применены радиальные и ортогональные схемы расположения точек отбора проб вокруг буровой платформы, а контрольные полигоны располагались на расстояниях до 5–10 км от места бурения [Проект «Сахалин 1», 1999; СМНГ-Шельф, 1999]. Количество станций в процессе каждой фоновой съемки обычно составляет не менее 20–30, что достаточно для обеспечения репрезентативности результатов.

В связи с сильным разбавлением буровых отходов в толще воды и их быстрым переносом по течению заранее спланировать жесткую схему отбора проб в по-

добных ситуациях практически невозможно. Такие отборы в толще воды должны проводиться в оперативном режиме при интенсивных сбросах бурового раствора непосредственно в визуально наблюдаемом шлейфе взвеси вдоль направления преобладающего течения. Отборы проб грунта следует выполнять как по начальному следу шельфа, так и в прилегающих к платформе участках дна, где оседает основная масса твердой фазы буровых растворов и шлама. Целесообразно отбирать пробы с большей частотой на более близких расстояниях от точки сброса (например, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 м). Помимо основной оси сетки станций вдоль преобладающего течения, следует предусмотреть отбор проб на нескольких станциях, расположенных на дополнительных осях, перпендикулярных главной трассе переноса отходов.

Периодические полевые съемки вокруг платформы, как правило, дополняются регулярными или непрерывными измерениями океанографических и метеорологических параметров непосредственно с платформы. Набор стандартных приборов и их расположение на плавучей буровой установке показаны на рис. 5.3, а одна из возможных схем размещения точек отбора проб при полигонных съемках в районе буровых работ изображена на рис. 5.4.

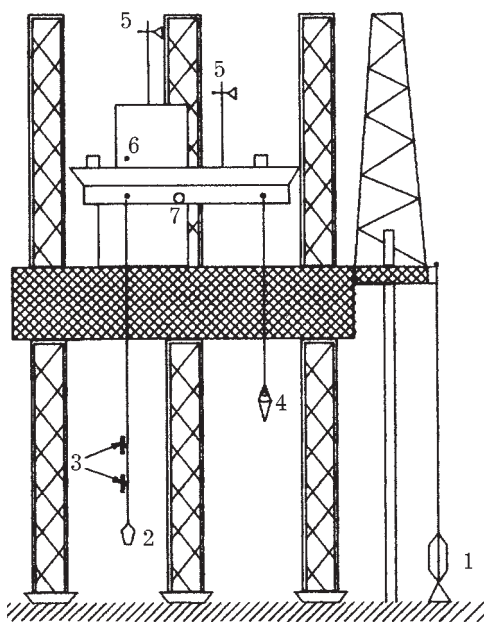


Рис. 5.3. Схема расположения океанографических и метеорологических приборов и пунктов наблюдения на самоподъемной буровой установке [Проект «Сахалин 1», 1999]:
1 — измеритель течений; 2 — океанографический зонд; 3 — батометры; 4 — сети Джели; 5 — метеодатчики; 6 — батометр-анероид; 7 — психрометр

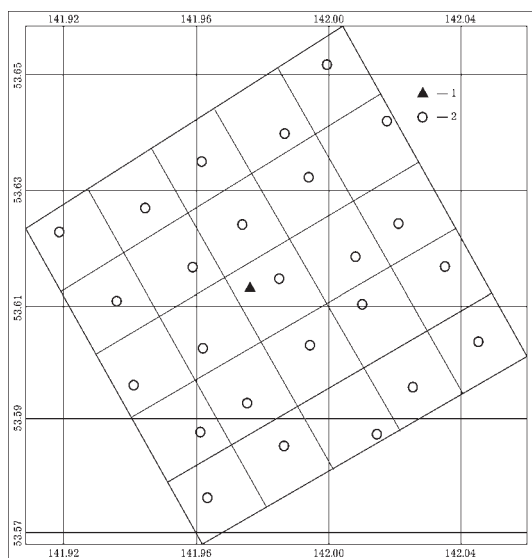


Рис. 5.4. Схема размещения точек отбора проб и измерений по методу ограниченно рандомизированного отбора при полигонных съемках в районе бурения разведочных скважин [СМНГ-Шельф, 1999]: 1 — точка установки СПБУ (самоподъемной буровой установки); 2 — станции отбора проб

Ожидаемые результаты. Получаемая в результате проведения мониторинга информация позволяет сделать комплексную оценку экологических последствий сброса буровых отходов при бурении разведочных скважин. Кроме того, эта информация может быть использована для уточнения известных моделей поведения и рассеяния отходов буровых работ в зависимости от конкретных океанологических условий. В свою очередь это закладывает основу для повышения надежности прогнозирования эффектов и последствий буровых работ в море.

В заключение надо отметить, что экологическая ситуация в районах бурения разведочных скважин достаточно хорошо изучена в самых разных морских регионах. Реально наблюдаемые эффекты и последствия от сброса буровых растворов на водной основе и сопутствующих им шламов сводятся практически к точечному, кратковременному и обратимому повышению мутности воды во время сбросов и к нарушениям геоморфологии дна и состава донных осадков в непосредственной близости от места сброса (см. гл. 2). В этой связи выполнение полных программ мониторинга вокруг каждой буровой установки в одном и том же районе едва ли оправданно. В большинстве ситуаций можно ограничиться системой наблюдений и отбором проб непосредственно с буровых платформ, как это принято в мировой практике.

5.3.2. Строительные работы на шельфе

В данном случае имеются в виду различные виды деятельности на стадии подготовки и обустройства месторождений. Наиболее распространенные из них включают в себя установку и монтаж стационарных платформ, прокладку подводных трубопроводов, дноуглубительные и другие работы на морском грунте.

Виды воздействия и возможные последствия. При всем разнообразии такого рода работ они сводятся в конечном счете к изъятию с морского дна и перемещению (перераспределению, сбросу) больших количеств донного грунта. С экологических позиций главным фактором воздействия на морскую среду в данном случае будет временное повышение содержания взвеси в толще воды и сопутствующие нарушения на дне и в бентосных сообществах. Объемы работ и масштабы воздействий могут, естественно, сильно варьировать в зависимости от конкретной ситуации. Например, при установке в 1998 г. на шельфе Сахалина стационарной промысловой платформы «Моликпак» было изъято и перемещено более 600 тыс. м³ грунта, а объемы грунтовых работ на трех участках выхода на берег газопровода по проекту «Сахалин 1» превышали 5 млн м³.

Во время изъятия грунта со дна во взвесь переходит около 2% изымаемых объемов. Примерно такое же количество грунта остается во взвешенном состоянии при сбросах в районах дампинга. При этом образуются шлейфы замутненной воды с концентрацией взвеси до 250 мг/л, которые сохраняются до 10 ч и дрейфуют по течению на расстояния до 4–5 км от места работ.

Подробная эколого-токсикологическая характеристика взвеси и анализ экологических последствий при строительных (грунтовых) работах даны в гл. 2, а также в т. 1 (гл. 2 и 6).

Цели и задачи мониторинга. Как и в случае буровых работ, основной целью мониторинга в период инженерно-строительного обустройства месторождений на шельфе является сбор информации, необходимой для объективной оценки интенсивности и масштабов нарушений в морской среде и биоте. Кроме того по результатам фоновых полевых съемок до начала таких работ могут быть подготовлены рекомендации относительно способов обращения с изымаемыми со дна грунтами. Если, например, будет установлено, что такие грунты сильно загрязнены нефтью (вполне вероятный вариант при дноуглубительных работах в портах и гаванях), то может встать вопрос об их захоронении в глубоководных районах в море или о транспортировке и захоронении на суше.

Районы, этапы и сроки. Обычная практика и логика экологических наблюдений диктуют необходимость выполнения трех этапов мониторинга: фоновые съемки до начала строительных работ, наблюдения во время таких работ и съемки после их завершения. Кроме съемок и наблюдений в зоне воздействия должны быть также предусмотрены аналогичные исследования на контрольных полигонах для получения надежных фоновых характеристик района.

Регистрируемые показатели. Изложенные выше доводы и подходы к выбору измеряемых в процессе мониторинга показателей в районах буровых работ вполне приемлемы и для данного случая. Вместе с тем при строительных работах, связанных с изъятием и перемещением загрязненных грунтов в портах, зонах промышленных сбросов и интенсивного прибрежного судоходства, список регистрируемых показателей должен быть расширен. Наборы типов наблюдений и показателей на разных этапах мониторинга могут меняться. Рекомендуемые варианты приведены в табл. 5.1.

Схема отбора проб. Из опыта мониторинговых наблюдений в разных регионах следует, что наиболее предпочтительны в таких случаях два варианта проведения полевых съемок. Один из них предусматривает отбор проб по четырем радиальным направлениям (север, юг, запад, восток) на расстоянии до 3 км от места работ по изъятию или сбросу грунта. Другой вариант включает отбор проб по неориентированной сетке 3×3 км, центрированной по месту работ. И в том, и в другом случае выполняется также отбор проб на контрольном полигоне или в реперных точках на расстоянии 5–10 км от места работ. На каждой станции отбираются по 2–4 дночерпательные пробы донных отложений и проводятся выборочные стандартные зондирования водной толщи с помощью СТД-зонда, а также выборочные отборы проб воды (поверхностный, промежуточный и придонный горизонты) с частотой, достаточной для обеспечения статистической достоверности результатов и сопоставления средних значений.

При проведении наблюдений во время строительных и других работ, приводящих к замутнению воды, целесообразно применять гибкие оперативные системы отбора проб, аналогичные тем, что были описаны выше для ситуаций при удалении буровых отходов. При этом должны учитываться (по результатам визуальных наблюдений) направление и скорость фактического переноса шлейфов взмученных осадков для получения максимально полной информации о динамике происходящих процессов (градиентные изменения концентрации взвеси, время восстановления исходных уровней и др.). В оперативном режиме отсле-

живания шлейфов замутненной воды объемы полевых сборов обычно ограничивают и делают акцент на измерениях прозрачности воды при одновременном отборе проб взвеси.

5.3.3. Промысловые работы на платформах

Изложенное выше по поводу характера и содержания мониторинга при буровых и строительных работах на шельфе в значительной мере может быть отнесено и к ситуациям добычи углеводородов со стационарных платформ, тем более что эта деятельность включает также и бурение скважин. Вместе с тем масштабы и длительность этих работ, объемы удаляемых отходов и, следовательно, степень воздействия во многих регионах намного превосходят аналогичные показатели для всех остальных видов работ при освоении шельфовых месторождений. К буровым растворам и шламам здесь добавляются большие объемы удаляемых в море пластовых и технологических вод. Их состав весьма сложен, изменчив и, как правило, включает в себя нефть и широкий набор природных и технологических микропримесей.

Неотъемлемым элементом мониторинговых наблюдений в данном случае является технологический контроль состава и свойств материалов, предназначенных к сбросу в море, что предусмотрено как национальными системами и правилами, так и в рамках некоторых международных соглашений (см. гл. 6). При этом наряду с традиционными химико-аналитическими методами для этих целей сейчас широко используют методы токсикологического контроля (биотестирование) отходов для проверки их соответствия установленным стандартам допустимой токсичности.

Из-за быстрого и сильного разбавления пластовых вод и других отходов после их удаления в морскую среду химико-аналитическое определение в толще воды большинства компонентов этих сбросов (кроме взвешенного вещества) весьма затруднено и потому обычно не входит в систему регулярных наблюдений вокруг платформ в открытых водах шельфа. Для преодоления этих трудностей иногда используют метод экспонирования *in situ* организмов-фильтраторов (обычно мидий) на специальных носителях или в садках, расположенных на разном удалении от платформ [Zhou et al., 1996; Patin, 1999; Bakker et al., 2013]. Это позволяет затем обнаружить аккумулированные в тканях индикаторных организмов некоторые компоненты загрязнения (обычно нефтяные углеводороды). Другой возможный прием основан на отборе и анализе тонкого поверхностного микрослоя воды, где содержание многих микропримесей в десятки и сотни раз превышает их содержание в водной толще [Патин, 1997].

Попытки обнаружить какие-либо устойчивые нарушения в планктоне в районах нефтепромысловых работ, как правило, обречены на неудачу из-за сильной природной изменчивости планктонных сообществ, и потому такие наблюдения, если и выполняются, то обычно лишь в качестве сопутствующих. Основное внимание всех известных программ мониторинга в районах морской нефтедобычи фокусируется на оценке экологических эффектов и последствий на дне и в донных

сообществах. Для этих целей используют широкий набор аналитических и гидробиологических методов и показателей, включая анализ состава донных осадков, видовой структуры и обилия бентоса и др. Главные из этих показателей перечислены в табл. 5.1.

Что касается периодичности наблюдений и схем отбора проб во время съемок, то сказанное выше по аналогичному поводу для ситуаций в районах буровых и строительных работ в значительной мере применимо и к данному случаю. Вместе с тем надо добавить, что какой-либо универсальной и строго унифицированной методической схемы проведения экологического мониторинга, пригодной для всех регионов и ситуаций не существует, да и не может существовать. Все зависит от конкретной обстановки и конечных целей мониторинговых наблюдений.

5.4. МОНИТОРИНГ НЕФТЯНЫХ РАЗЛИВОВ

5.4.1. Типы наблюдений

В зависимости от назначения и характера решаемых задач мониторинговые наблюдения в ситуациях нефтяных разливов в море представляется логичным разделить на два основных типа.

1. *Оперативный мониторинг* выполняется на первых стадиях разлива во время дрейфа и трансформации нефти на поверхности моря. Он предназначен для отслеживания траектории переноса и поведения нефтяных пятен, особенно в связи с возможностью их выноса на берег. Получаемые при этом результаты и данные служат основой для принятия решений по оперативным мерам реагирования на разлив, а также для оценки эффективности применения этих мер и их корректировки.

2. *Мониторинг последствий* разворачивается на последующих стадиях разлива после завершения достаточно быстрого распределения нефти в прибрежной акватории и ее локализации в пределах литорали и узкой береговой полосы. Результаты таких наблюдений используются для решения разных задач, включая:

- выбор методов и средств очистки побережья;
- оценку биологических и рыбохозяйственных последствий;
- принятие решений по ограничениям для рыболовства и марикультуры;
- обоснование санкций и компенсаций за ущерб;
- оценку и прогноз скорости восстановления природных экосистем и ресурсов.

При планировании и выполнении мониторинговых наблюдений следует разграничивать *мониторинг среды* и *мониторинг выделенных объектов* [Дженюк, 2001]. В первом случае наблюдения проводятся в фиксированных координатах и по обезличенным показателям состояния среды и биоты (концентрация нефти, биомасса отдельных видов, биопродуктивность и др.). Во втором случае выделенные объекты представляют собой физическое тело или совокупность тел, сох-

раняющих свою индивидуальность (нефтяное пятно, популяция птиц, млекопитающих и др.). В таких случаях необходим мониторинг пространственных координат объекта и в случае необходимости — параметров его состояния. Именно такие задачи решаются в рамках оперативного мониторинга при отслеживании траектории и поведения нефтяного разлива в море и на побережье.

Разработка стандартных (унифицированных) методов и руководств по мониторинговым наблюдениям в ситуациях нефтяных разливов вызывает определенные затруднения, что вполне понятно, если учесть многообразие и неординарность таких ситуаций. И все-таки попытки выделения некоторых общих положений в данном случае представляются вполне уместными. В частности, известны предложения дифференцировать типы мониторинга по набору решаемых задач в зависимости от уровня (объема) разлива [Trudel, 2003].

Мониторинг 1 уровня предназначен для наблюдений за малыми разливами, которые начинаются и завершаются непосредственно возле точки разлива. В таких случаях выполняются простые наблюдения за состоянием нефтяной пленки и возможными локальными, кратковременными последствиями для уязвимых видов (например, для птиц или млекопитающих) в зоне воздействия.

Мониторинг 2 уровня проводится в ситуациях более крупных разливов, которые выходят за пределы места инцидента и могут нанести заметный экологический ущерб. В подобных ситуациях выполняются те же действия, что и при мониторинге 1 уровня, и кроме того производят измерения нефтяного загрязнения среды и оценку возможных нарушений в биоте.

Мониторинг 3 уровня разворачивается в ситуациях, когда ущерб для среды и природных ресурсов значителен и очевиден. При этом, кроме наблюдений в рамках мониторинга 1 и 2 уровней, выполняются дополнительные долговременные программы и обследования с применением более широкого набора средств и методов мониторинга. Их назначение состоит в том, чтобы выявить пространственные и временные масштабы экологических и рыбохозяйственных последствий, оценить их характер и проследить за скоростью восстановления природных систем и биоресурсов на фоне их природных флуктуаций.

В рамках этой классификации понятие «малые разливы» не связано прямо с объемом разлитой нефти, а отражает лишь факт отсутствия либо незначительности экологических и биологических последствий. Как показано в гл. 3, эти последствия определяются, помимо объема нефти, множеством других факторов, включая ее тип, погодные и океанографические условия, характер береговой линии и т.д.

5.4.2. Оперативный мониторинг

Первоочередные задачи, возникающие сразу же после любого нефтяного разлива, вполне очевидны:

- оценить тип и характер разлива, в первую очередь количество выделившейся нефти, ее свойства и режим поступления в море (разовый, непрерывный, пульсирующий);

- проследить за поведением и движением нефтяного пятна от места разлива в зависимости от текущей гидрометеорологической обстановки;
- дать прогноз возможного дрейфа нефти в море и оценить вероятность ее выноса в прибрежную зону и на берег.

Ясно, что от своевременности и качества решения этих задач прямо зависит успех всех мер по реагированию на разлив. Набор применяемых в таких случаях методов и средств достаточно широк и включает как простые визуальные наблюдения, так и сложные аппаратно-технические системы и дистанционные методы зондирования поверхности моря.

Визуальная оценка. Одна из первых задач, которую приходится решать сразу после разлива, заключается в том, чтобы определить количество разлитой нефти. В тех случаях, когда информация на этот счет отсутствует или вызывает сомнения, приходится прибегать к косвенным методам оценки, основанным на визуальных или оптических наблюдениях за поведением и цветовой гаммой нефтяных пятен на водной поверхности. В табл. 5.3 и 5.4 приведены соответст-

Таблица 5.3

Принятые в Европе параметры (коды) для оценок нефтяного загрязнения при визуальном мониторинге поверхности моря [Schallier et al., 2004]

Код	Описание нефтяной пленки	Толщина слоя нефти, мкм	Объем нефти на 1 км ²
1	Блестящий (серебристо-серый) цвет	0,04–0,30	40–300 л
2	Радужная пленка	0,30–5,0	0,3–5 м ³
3	Металлический оттенок	5,0–50	5–50 м ³
4	Прерывистый цвет разлитой нефти	50–200	50–200 м ³
5	Сплошной цвет разлитой нефти	> 200	> 200 м ³

Таблица 5.4

Принятая в России шкала для определения массы нефти на водной поверхности [Минтопэнерго, 1995]

Внешние признаки нефтяной пленки	Удельная масса нефти, г/м ²
Чистая водная поверхность без признаков опалесценции	0
Отсутствие пленки и пятен; отдельные радужные полосы, наблюдаемые при спокойной воде и хорошем освещении	0,1
Отдельные пятна и серые пленки с серебристым налетом, наблюдаемые при спокойной воде; появление первых признаков цветности	0,2
Пятна и пленки с яркими цветными полосами, наблюдаемые при слабом волнении	0,4
Нефть в виде устойчивых пятен и пленок на значительных площадях акватории, появление тусклой, мутно-коричневой окраски	1,2
Сплошной слой нефти темной и темно-коричневой окраски, хорошо видимый при волнении водной поверхности	2,4

вующие шкалы, которые показывают приближенную связь объема разлитой нефти и толщины нефтяных пленок с их внешними признаками.

Надо подчеркнуть ориентировочный характер визуальной идентификации нефтяных пятен и оценок количества нефти на поверхности моря, даже если такие оценки выполняются с применением наиболее совершенных в техническом плане средств цифровой фото- или видеосъемки с точной привязкой к географическим координатам с борта самолета. Их результаты могут различаться в десятки раз в зависимости от типа нефти и хода процессов ее выветривания, конфигурации нефтяных пятен, гидрометеорологических условий, состояния моря, степени мутности воды, облачности, освещенности и т.д. Напомним, что решающую роль в процессах переноса пятен нефти на поверхности моря играет ветер, сила и направление которого чаще всего определяют судьбу нефтяных полей и вероятность их выноса на побережье. Для приближенных оценок можно считать, что на начальном этапе разлива около 90 % разлитой нефти сосредоточено на площади, которая занимает около 10 % от площади акватории со следами нефтяного загрязнения [NAS, 2005].

Измерения в водной толще. В дополнение к визуальным наблюдениям за нефтью на поверхности моря, в программы оперативного мониторинга в последнее время все чаще включают прямые (непрерывные) измерения содержания нефти под нефтяной пленкой с помощью проточных флуориметров, буксируемых за судном [Lunel et al., 1997; Schallier et al., 2004]. Цель таких измерений — проконтролировать и оценить степень диспергирования нефти в поверхностных морских водах под действием волнового перемешивания или за счет применения диспергентов. Это особенно необходимо в ситуациях, когда только визуальные наблюдения не позволяют судить о масштабах и скорости таких процессов.

Пример воспроизведения результатов прямых флуориметрических измерений содержания нефти (в основном в форме ароматических углеводородов) во время ликвидации нефтяного пятна с помощью диспергентов после аварии танкера «Sea Empress» показан на рис. 5.5. Как можно видеть, диспергированная нефть с концентрацией более 1 мг/л была сосредоточена в основном в поверхностном слое воды глубиной 1 м. Спустя несколько часов уровни нефтяного загрязнения в таких ситуациях обычно снижаются до фоновых величин. Подобные измерения существенно повышают эффективность применения диспергирующих препаратов при ликвидации нефтяных пятен на поверхности моря, и потому в некоторых странах (США, Великобритания, Австралия) они являются обязательным элементом при проведении операций реагирования на разливы [NAS, 2005].

Дистанционные методы и средства. К настоящему времени сформирован достаточно широкий набор дистанционных методов и средств, позволяющих обнаруживать нефтяные разливы и идентифицировать нефтяные пятна на поверхности моря, а также отслеживать их перемещение и картографировать такие явления с помощью современных геоинформационных технологий [Bonn Agreement, 2002; Brown, Fingas, 2003; European Commission, 2004; Иванов и др., 2005; Лобковский и др., 2005; Brekke, Solberg, 2005; ИТЦ СканЭкс, 2007]. Соответствующая аппаратура и сенсоры монтируются как на борту воздушных и морских судов, так и на искусственных спутниках Земли. Известны также попытки установки аналогич-

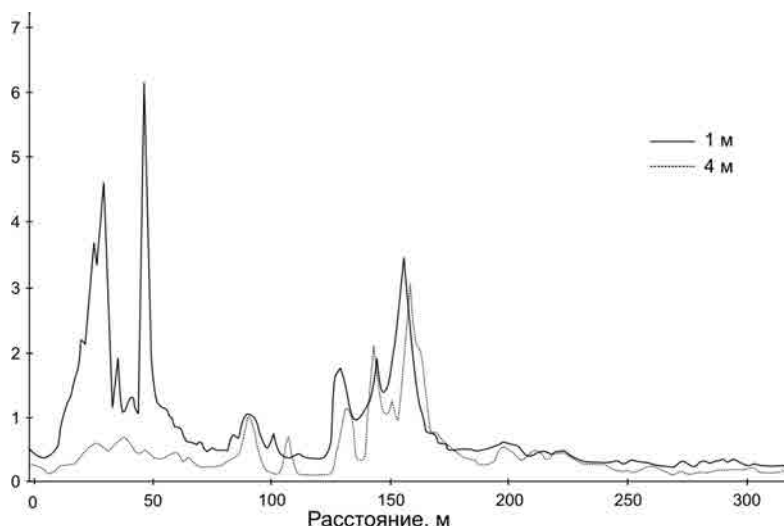


Рис. 5.5. Результаты измерения концентрации нефти с помощью проточных флуориметров на глубинах 1 и 4 м после обработки нефтяного пятна диспергентом при операциях реагирования на разлив после аварии танкера «Sea Empress» у побережья Великобритании в 1996 г. [Lunel et al., 1997]

ных сенсоров на морских платформах с целью обнаружения и дистанционного мониторинга возможных нефтяных разливов при буровых и промысловых работах в море [Holst, 2004].

Радиолокационное зондирование. Наибольшее распространение в настоящее время получили радиолокационные методы, основанные на различиях в степени отражения радиоволн от чистой поверхности моря и от тех ее участков, которые покрыты нефтяными пленками. Последние, как известно, обладают способностью гасить (сглаживать) короткие волны на водной поверхности. Для фиксации этих различий используют два основных типа радара: авиационный радар бокового обзора (SLAR) и радар с синтезированной апертурой (SAR), который обычно монтируется на борту спутников. Достоинства радиолокационных методов определяются большой широтой охвата (до 25 тыс. км²) при зондировании акваторий и возможностью работы в любое время суток и при любой погоде. В то же время надежность идентификация нефтяных пятен сильно зависит от скорости приводного ветра и состояния моря. Наибольшая эффективность достигается в диапазоне скоростей ветра 3–10 м/с [Иванов, Затыгалова, 2007]. К недостаткам следует отнести также неизбежность помех за счет ложных сигналов, которые возникают в силу чисто природных процессов на границе раздела моря и атмосферы.

Инфракрасное (ИК) зондирование. Как известно, нефть способна поглощать и затем испускать ИК-излучение с параметрами спектра, отличными от тех, что характерны для аналогичного спектра при отражении ИК-излучения от чистой поверхности воды. За счет поверхностно-активных свойств нефтяной пленки она быстрее охлаждается и приобретает более низкую температуру, чем чистая поверхность воды. На этом температурном контрасте (обычно около 1,5 °С) основан

принцип действия ИК-камер, сканеров и других приборов такого типа, которые используются для идентификации и картирования нефтяных пятен в море. Применение ИК-датчиков ограничивается погодными условиями, в частности низкой облачностью, а также помехами, которые возникают при любых процессах, изменяющих температуру на морской поверхности.

Ультрафиолетовое (УФ) зондирование. Нефть способна отражать УФ-излучение даже при ее нахождении в виде очень тонкой пленки. Это позволяет с помощью УФ-аппаратуры (камеры, сканеры) обнаруживать с высокой чувствительностью и наносить на карту нефтяные пятна на поверхности моря. К числу недостатков метода относится невозможность его применения в ночное время, а также большое количество помех от солнечных бликов, волн, планктона и природных органических пленок. Для повышения надежности результатов целесообразно сочетать УФ-приборы и методы с радиолокационным и ИК-зондированием.

Лазерная флуоресценция. Этот метод основан на том, что нефть способна поглощать лазерное излучение в ультрафиолетовой области и затем излучать часть поглощенной энергии в видимой части спектра. Метод уникален тем, что избирательно реагирует на нефть и позволяет надежно обнаруживать ее в любое время суток не только на воде, но и на битом льду и на сплошном ледяном покрове. Имеются сведения о возможности использования лазерной флуоресценции для идентификации на морской поверхности трех групп нефти — легких нефтепродуктов, сырой нефти и тяжелых нефтепродуктов [Brown, Fingas, 2003]. К недостаткам метода относятся его высокая стоимость и необходимость базирования аппаратуры на специально оборудованном самолете.

Авиационные наблюдения. Во многих странах и регионах давно практикуется система зондирования (мониторинга) морской поверхности с помощью авиационных средств. Например, в Балтийском море с 1988 г. выполняется международный авиамониторинг за разливами и нелегальными сбросами нефти с судов, причем продолжительность авиационных наблюдений в последнее время превышает 5000 часов в год [HELCOM, 2007].

На рис. 5.6 отражены многолетние данные по количеству обнаружений нефтяных пленок с самолетов на шельфе ФРГ. Эти данные и аналогичные материалы, полученные в других странах, показали аномально высокий уровень нефтяного загрязнения акватории европейских морей, что вероятнее всего связано с малыми разливами, утечками и нелегальными сбросами нефти и нефтепродуктов с судов (см. т. 1, гл. 2). В связи с серьезностью такой ситуации в рамках ЕС и региональных конвенций намечен ряд мер по усилению международного контроля и ограничению нефтяного загрязнения моря с судов [UNEP, 2006].

Спутниковые наблюдения. В последние годы мониторинг нефтяного загрязнения морей все чаще выполняется с помощью методов и средств зондирования морской поверхности со спутников. При этом наибольшее распространение получила космическая радиолокация, возможности и ограничения которой кратко описаны выше. За счет того, что нефтяные пятна гасят мелкомасштабное ветровое волнение, они фиксируются на радиолокационных изображениях в виде темных областей на фоне окружающей воды, как это можно видеть на рис. 5.7. На этом основаны известные системы и программы космического мониторинга неф-



Рис. 5.6. Количество обнаружений нефтяных пленок с помощью авиации (за 1 ч полета) на шельфе ФРГ с 1986 по 2002 г. [European Commission, 2004]

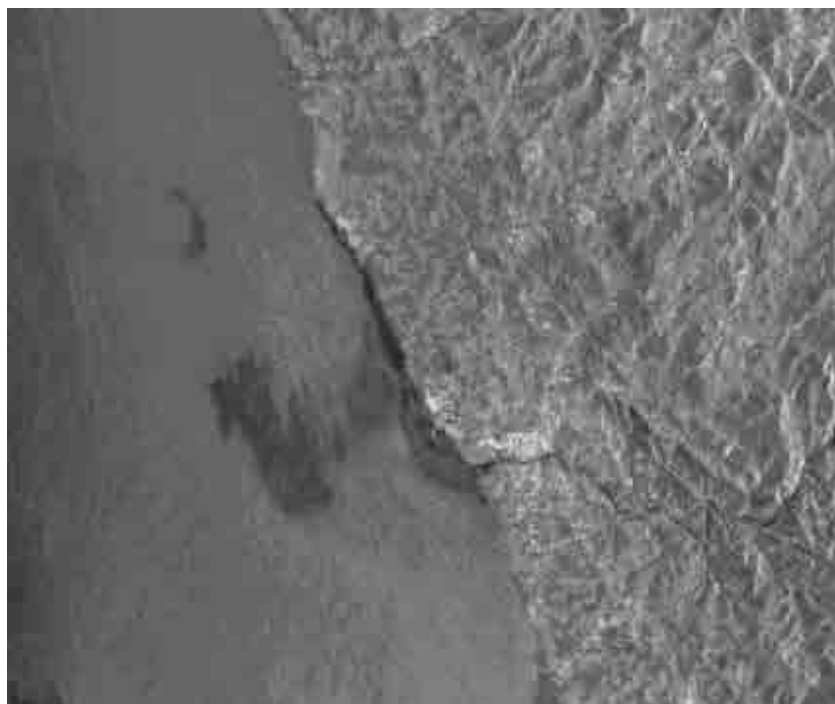


Рис. 5.7. Радиолокационное спутниковое изображение нефтяного пятна спустя два дня после разлива 1000 т нефти в октябре 1994 г. у берегов Португалии [Gade, Redondo, 1999]

тяного загрязнения морей, в т.ч. в ситуациях нефтяных разливов [European Commission, 2004; ЛУКОЙЛ, 2004; Brekke, Solberg, 2005; Лобковский и др., 2005; UNEP, 2006; HELCOM, 2007; ИТЦ СканЭкс, 2007].

В качестве примера можно привести результаты выполнения второго этапа Европейской системы спутниковых наблюдений (Second European Remote Sensing Satellite, ERS-2) для оценки состояния морского загрязнения и других сопутствующих явлений [Gade, Alpers, 1999]. Анализ около 700 спутниковых радиолокационных изображений показал, что наибольшее загрязнение наблюдается вдоль основных судоходных трасс. Размеры обнаруженных нефтяных разливов с судов варьировали по площади от менее 0,1 км² до более 56 км². Масштабы этих разливов изменялись в зависимости от времени получения изображения, причем наибольшие размеры нефтяного покрытия были характерны для утренних часов, поскольку основные сбросы с судов происходят в ночное время. В летние месяцы (апрель–сентябрь) степень нефтяного загрязнения была больше, чем в зимний период (октябрь–март), что связано с более активной ветровой активностью зимой. Наблюдения в Северном море показали, что состояние загрязнения после нефтяных разливов сильно зависит от скорости ветра.

Геоинформационные технологии. Особый интерес представляет геоинформационный подход к идентификации и картографированию нефтяных пленок (сликов) на поверхности моря [Иванов, Затягалова, 2007]. Речь идет о сочетании данных космической радиолокации широкого обзора с современными географическими информационными системами (ГИС). При таком подходе существенно повышается надежность результатов мониторинга и появляется возможность их представления в виде оперативных либо интегрированных карт распределения пленочной нефти. Такие карты были составлены недавно для южных морей России и для некоторых других регионов, где удалось выявить тесную корреляцию расположения нефтяных пятен с трассами интенсивного судоходства и транспортировки нефти [Иванов и др., 2004; 2005]. В некоторых районах были идентифицированы крупные нефтяные разливы с площадью загрязнения в десятки тысяч квадратных километров. В южной части Каспийского моря обнаружено большое количество нефтяных пятен естественного происхождения и показана их связь с разгрузкой подземных нефтегазовых флюидов в Южно-Каспийской тектонической впадине [Иванов и др., 2007]. В последнее время технология ГИС в сочетании с дистанционным мониторингом и моделированием разливов используется в ряде стран для планирования операций и принятия решений в случаях возможного выноса нефтяных полей на побережье [Fortuny et al., 2004; Gouriou et al., 2004].

Как показано в некоторых работах, радиолокационные станции судового базирования также могут служить важным элементом системы оперативного мониторинга нефтяного загрязнения [Лобковский и др, 2005]. При этом удается обнаруживать нефтяные пятна на расстояниях от 150 м до 5 км от судна при разрешающей способности судового радиолокатора в пределах нескольких десятков метров.

Не углубляясь далее в эту специальную тему, отметим, что дальнейший прогресс в области дистанционного мониторинга будет зависеть прежде всего от повышения надежности идентификации нефти на морской поверхности. Это не

простая задача, если учесть упомянутые выше ограничения и помехи при использовании дистанционных методов, а также очень высокую динамичность и изменчивость нефтяных пятен. Один из способов преодоления указанных трудностей лежит на пути проведения синхронных съемок состояния нефтяного загрязнения морской поверхности с помощью всех имеющихся сейчас методов и средств — от прямых наблюдений и измерений в море до самолетных и спутниковых съемок.

5.4.3. Мониторинг последствий

Как отмечено выше, мониторинг последствий нефтяных разливов начинается сразу после завершения процессов распределения и перераспределения нефти между морем и берегом, когда устанавливается относительно стабильная картина нефтяного загрязнения побережья. Решаемые при этом задачи мониторинга можно условно разделить на две группы.

1. Первоочередные задачи, связанные с обоснованием практических мер по очистке берегов, включают в себя: оценку масштабов и степени загрязнения прибрежной полосы, сбор информации для выбора оптимальных вариантов очистных работ на разных участках береговой линии.

2. Задачи, нацеленные на оценку экологических последствий и ущербов от разливов, включают в себя: регулярные измерения уровней загрязнения среды и биоты, выявление наиболее уязвимых природных объектов и ресурсов, оценку скорости самоочищения берегов и восстановления биотических сообществ, обоснование условий и сроков моратория на рыболовство и марикультуру. Эти же результаты обычно используются для обоснования размеров компенсационных выплат за ущербы для экологии и экономики региона.

Ясно, что задачи по обоснованию мер реагирования имеют приоритет в первое время после разлива, однако в целом все эти задачи взаимосвязаны и дополняют друг друга. Для их решения используются как химико-аналитические, так и биологические методы, возможности и ограничения которых обсуждены ниже.

Химико-аналитические методы. С химико-аналитической точки зрения принято считать, что понятия «нефть» и «нефтепродукты» относятся только к тем компонентам сырой нефти и продуктам ее переработки, которые представляют собой неполярные и малополярные соединения, растворимые в неполярных органических растворителях, например в гексане либо четыреххлористом углероде. При таком подходе нефть рассматривается как сложная смесь алифатических, ароматических и других углеводородов, которые составляют в сумме до 90 % состава сырой нефти. Важно отметить при этом, что в процессе экстракции наряду с нефтяными (петрогенными) углеводородами из анализируемых природных образцов, отобранных в зоне разливов, будут экстрагироваться другие углеводороды и вещества, идентичные или близкие к ним по составу и свойствам, но *не имеющие никакого отношения* к нефтяным разливам. Как показано ниже, это обстоятельство играет решающую роль при интерпретации данных химического мониторинга и при оценке экологической опасности нефтяных разливов.

В программах мониторинга нефти в морских экосистемах, в т.ч. в ситуациях нефтяных разливов, как правило, предусмотрено определение содержания наиболее стабильных и наиболее опасных в экологическом плане полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Для анализа и идентификации индивидуальных ПАУ используют газовую либо высокоэффективную жидкостную хроматографию, а также масс-спектрометрию.

Для валового определения суммы ПАУ обычно пользуются флуоресцентным анализом в ультрафиолетовой области спектра (УФ-спектрофотометрия). Этот интегральный метод был принят как базовый в региональных программах мониторинга нефтяного загрязнения морей в 1980–1990-е годы [GESAMP, 1993]. Для определения общего содержания в воде алифатических углеводородов (АУВ) обычно применяют спектрофотометрический анализ в инфракрасной области спектра (ИК-спектрофотометрия). В России этот метод используется как арбитражный в практике контроля нефтяного загрязнения природных вод.

Сопоставление разных методов [Немировская, 2004] показывает, что данные ИК-спектрофотометрии и флуоресцентного анализа одних и тех же проб могут расходиться в 100 и более раз (!) из-за различий в селективности этих методов. Первый из них определяет в основном АУВ, а второй — ПАУ, концентрация которых в природных образцах существенно (обычно в сотни и тысячи раз) ниже, чем АУВ. Есть основания полагать, что метод ИК-спектрофотометрии значительно завышает показатели нефтяного загрязнения морской среды, поскольку определяемые этим методом АУВ поступают в море не только и не столько с нефтью, сколько за счет природного биосинтеза в процессе жизнедеятельности морских организмов [Charman, Kimstach, 1996; Немировская, 2013].

Разброс опубликованных результатов определения нефти в морской среде усугубляется разнообразием применяемых методов отбора проб и их первичной обработки, а также использованием многочисленных схем экстракции углеводородов с широким набором органических растворителей. Однако даже при методически унифицированных определениях углеводородов в морской среде разброс получаемых данных бывает настолько велик, что их интерпретация (оценка и сопоставление средних, выявление трендов и т.д.) становится крайне затрудненной. В качестве иллюстрации приведем результаты съемок содержания углеводородов на небольшом полигоне (15 × 15 км) в районе планируемого освоения нефтегазовых ресурсов Северного Каспия в 2004 г. [Лобковский, Кучерук, 2005]. Результаты этих съемок показали, что несмотря на почти одновременный отбор проб (квази-моментная съемка) и то обстоятельство, что их анализ выполнялся по одной и той же стандартной методике, разброс концентраций суммы АУВ в морской воде был очень велик — от 1 до 2000 мкг/л.

Эти и многие другие аналогичные результаты мониторинга «нефтяного загрязнения» на самом деле отражают не загрязнение, а многокомпонентный и очень изменчивый во времени и пространстве биогеохимический фон углеводородов природного происхождения, в основном АУВ. По последним данным и балансовым расчетам [Немировская, 2013], ежегодное поступление в Мировой океан АУВ оценивается величиной около 18 млн т. Из этого глобального потока основная часть (около 80 %) продуцируется в море в результате биосинтеза органических

кого вещества морскими организмами и лишь около 10 % поступает в море с нефтяными загрязнениями, в т.ч. за счет нефтяных разливов.

Биологические методы. С теоретической точки зрения, набор показателей состояния морской биоты, по изменению которых можно судить о степени экологического неблагополучия после нефтяных разливов, бесконечен. На практике обычно опираются на традиционные наборы объектов и методов морских гидробиологических исследований, дополняя их системой индикаторных организмов. Под последними имеются в виду организмы с повышенной либо пониженной чувствительностью реагирования на стрессовое воздействие нефти. При достаточно длительном нефтяном стрессе происходят заметные перестройки видового состава биоты в сторону преобладания устойчивых видов и элиминации чувствительных. Регистрируя направленность и скорость таких перестроек и выражая их в виде количественных индексов, можно судить о текущей экологической ситуации и ее динамике по сравнению с тем, что происходит в реперных (контрольных) районах, т.е. в местах за пределами зоны воздействия разливов.

Реакции бентоса. Как показано в гл. 2, сильная пространственно-временная изменчивость планктонных сообществ, а также высокая скорость их воспроизводства практически исключают возможность выявления каких-либо устойчивых нарушений в планктоне после нефтяных разливов. В этом отношении бентосные организмы и сообщества более консервативны по своим параметрам, а их реакции на стрессовые воздействия более устойчивы и могут отражать долговременные (кумулятивные) эффекты. Именно поэтому бентосные организмы являются основными и традиционными объектами мониторинга морских экосистем в ситуациях нефтяных разливов.

Из всех групп донных беспозвоночных в качестве индикатора органического загрязнения чаще всего используются полихеты (многощетинковые черви), среди которых наибольшим распространением и устойчивостью к нефтяному загрязнению отличаются некоторые виды из рода *Capitella* (например, *C. capitata*). К видам с повышенной чувствительностью реагирования на присутствие нефти в морской среде относятся иглокожие и ракообразные, особенно амфиподы (см. гл. 2).

Для оценки состояния донных сообществ в условиях нефтяного стресса используют показатели видового разнообразия и доминирования, биомассы, численности, соотношения видов и вычисляемые на их основе различные индексы. Один из таких индексов, учитывающий соотношение численности и частоты встречаемости в бентосе полихет и амфипод, т.е. наиболее устойчивых и наиболее чувствительных к нефтяному загрязнению видов донной биоты, был рекомендован для использования в практике мониторинга на шельфе европейских стран [Dauvin, Ruelllet, 2007]. Известны многие работы, где этот прием применялся для оценки биологических последствий нефтяных разливов [Baker et al., 1990; Green, Montagna, 1996; Lee, Page, 1997; IPIECA, 2002; Kingston, 2003; Nikitik, Robinson, 2003].

При этом надо учитывать, что биомасса и структура бентоса могут сильно меняться в зависимости от типа береговой линии и грунтов, содержания органического вещества и других природных факторов, которые не имеют никакого отношения к нефтяному загрязнению. Например, биомасса бентоса во время съемки на северо-восточном шельфе Сахалина колебалась от нескольких граммов до не-

скольких килограммов на квадратном метре площади дна [Белан, Олейник, 2000]. Игнорирование этих и других особенностей формирования донных сообществ и их природной изменчивости чревато ошибками при интерпретации результатов мониторинга при оценке последствий нефтяного загрязнения.

Изучение процессов восстановления морских сообществ, механизма и скорости этих процессов является по существу центральной задачей всех программ экологического мониторинга в районах морского побережья, попавших в зону воздействия нефтяных разливов. Мы уже касались этой темы в гл. 3, где было показано, что в зависимости от характеристик и конкретных условий разливов прибрежного типа скорость восстановления литоральных сообществ может колебаться в очень широких пределах — от нескольких недель до нескольких лет.

Наиболее очевидным интегральным проявлением острого (летального) воздействия нефти на сообщества зообентоса является быстрое снижение их общей биомассы и численности за счет гибели наиболее уязвимых видов вскоре после разлива и транспорта нефти на дно. К качеству примера на рис. 5.8 показана динамика суммарной численности бентосных беспозвоночных на двух станциях после аварии танкера «Tsesis» и нефтяного разлива в Балтийском море, где часть нефти (10–15 %) была выведена на дно в процессе седиментации с минеральной взвесью. При этом было установлено, что через 16 сут после разлива численность бентосных амфипод из рода *Pontoporeia* в местах максимального нефтяного загрязнения снизилась в 20 раз. Кроме того существенно сократилось обилие других видов мезофауны ракообразных бентоса (размеры от 0,1 до 3,0 мм). В то же время численность других видов беспозвоночных, особенно двусторчатых моллюсков *Masco-*

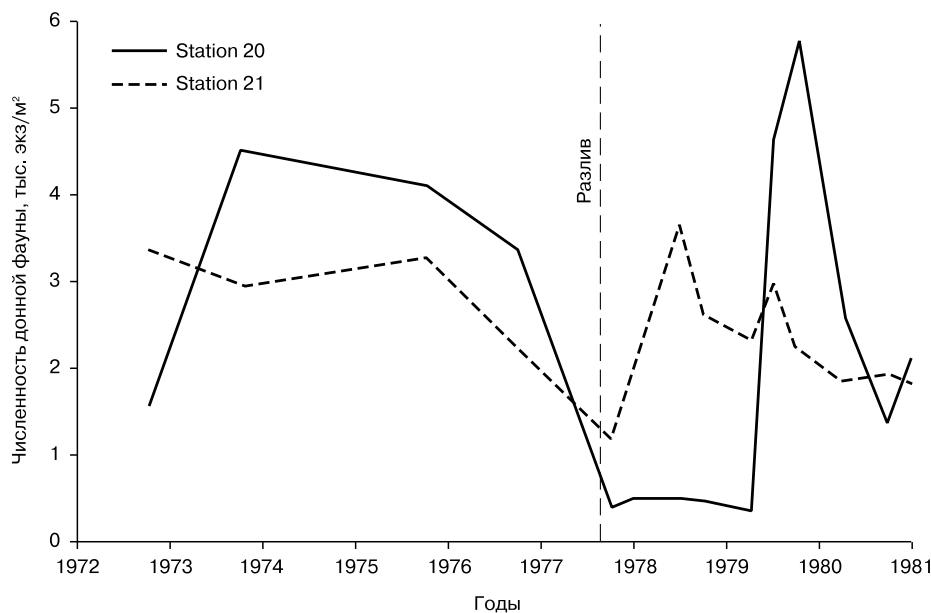


Рис. 5.8. Изменение численности донной фауны (в тыс. экз/м²) на двух станциях в зоне разлива около 1000 т нефти после аварии танкера «Tsesis» в Балтийском море [Elmgren et al., 1983]

ma balthica, практически не изменилась, хотя уровни содержания нефтяных углеводородов были весьма высокими — около 2000 мг/кг [Elmgren et al., 1983]. Как следует из данных на рис. 5.8, примерно через год–два после разлива показатели численности зообентоса повысились и вернулись к картине изменчивости, близкой к той, что была до разлива.

На уровне сообществ критерием «восстановления» может служить индекс видового сходства [Одум, 1986]. Расчет этого индекса по результатам многолетних наблюдений с применением статистических моделей и методов позволяет судить о ходе и скорости восстановления нарушенных сообществ по сравнению с аналогичными сообществами на контрольных участках. Исследования в литоральной зоне на побережье Аляски после разлива при аварии танкера «Eхxon Valdez» показали резкое падение индекса сходства для местных сообществ макрофитов и беспозвоночных вскоре после выноса нефти на побережье и очистки берегов по сравнению с ситуациями, где очистные работы не проводились [Kimura, Steinbeck, 2001]. Однако уже через два года после разлива все показатели восстановились до уровней, характерных для незагрязненных (контрольных) участков, а их межгодовые колебания определялись только климатическими и другими природными факторами.

Примером комплексного подхода к оценке степени и скорости восстановления литоральных экосистем после нефтяного разлива может служить работа [Gilfillan et al., 1995], в которой состояние литорали оценивалось по набору биологических, химических и токсикологических показателей (триада качества донных осадков). Результаты статистической обработки этих показателей (с учетом данных по видовой структуре литоральных сообществ) показали, что уже через год после нефтяного разлива «Eхxon Valdez» от 73 до 91 % береговой линии были восстановлены по основным критериям состояния сообществ и их местообитаний.

Биологические маркеры. Особый интерес представляет использование в практике мониторинга большой группы методов, позволяющих регистрировать сублетальные эффекты в морских организмах в присутствии низких концентраций ПАУ и других загрязняющих веществ в море [Лукьянова, 1997; ICES, 2007]. Речь идет о так называемых биомаркерах, т.е. о широком наборе биохимических, физиологических, гистологических и других реакциях, которые возникают в организмах под действием токсических и других стрессовых факторов среды. Одним из наиболее распространенных биомаркеров (индикаторов) для оценки сублетального действия нефти на морскую фауну является индуцированный синтез специфических ферментов (типа цитохрома P450 1A) в лизосомальных клетках печени, которые разлагают ПАУ на нетоксичные метаболиты и выводят их из организма. Как правило, одновременно повышается содержание ароматических соединений в желчи, что можно зарегистрировать с помощью флуоресцентного анализа.

Известны многочисленные работы, в которых показаны биохимические и другие субклеточные нарушения в морских рыбах, птицах и млекопитающих, попавших в зону воздействия нефтяных разливов [Carls et al., 2001; Peterson et al., 2003; Lee, Anderson, 2005]. Эти и ряд других аналогичных исследований продемонстрировали возможности биомаркеров как чувствительных инструментов для раннего обнаружения компенсаторных сублетальных реакций морских организмов

в присутствии избыточных (по сравнению с фоном) количеств нефти в морской среде.

Надо заметить однако, что методология биомаркеров имеет ряд ограничений. Одно из них связано с ограниченной специфичностью и высокой изменчивостью многих сублетальных реакций. Последние могут проявляться в ответ на присутствие не только ПАУ, но и других органических токсикантов. Они могут также варьировать в зависимости от состояния организма (пол, возраст, уровень метаболизма) и факторов среды (температура, сезон, обеспеченность пищей и др.). Надо учесть также относительно быстрое угасание реакций биомаркеров после снятия стрессового воздействия. Например, индуцированная активность системы цитохрома P450 в рыбах снижается до фонового уровня спустя год после нефтяного разлива [Lee, Anderson, 2005]. Наконец, важным и до сих пор практически не решенным остается вопрос об экологической значимости реакций биомаркеров, т.е. о возможности экстраполировать сублетальные нарушения на организменном и суборганизменном уровнях на состояние популяций и сообществ. В силу этого использование биомаркеров в качестве индикаторов долговременных биологических последствий нефтяного загрязнения в последнее время подвергается сомнению [Huggett et al., 2005; Lee, Anderson, 2005; Hagger et al., 2006]. Нужны дополнительные полевые и лабораторные исследования прежде, чем биомаркеры станут признанными и надежными индикаторами экологического неблагополучия в морской среде в результате нефтяных разливов и других источников поступления нефти в море.

Организмы-биомониторы. Способность морских организмов аккумулировать следовые количества природных и техногенных микрокомпонентов, в т.ч. ПАУ, давно используется в практике морского экологического мониторинга. Наиболее высокие коэффициенты накопления (отношение концентрации примеси в организме к концентрации в среде), достигающие 10^2 – 10^4 единиц, характерны для бентосных беспозвоночных, особенно для двусторчатых моллюсков. Среди них обычно доминируют мидии и устрицы, которые отличаются малоподвижным образом жизни, широким географическим распространением и низким уровнем метаболизма (по сравнению с рыбами), что определяет низкую скорость выведения ПАУ из органов и тканей этих моллюсков. Именно поэтому они часто фигурируют в качестве стандартных организмов-биомониторов во многих национальных и международных программах морского мониторинга. Важное достоинство организмов-мониторов как индикаторов нефтяного загрязнения среды состоит в том, что они дают информацию об уровнях содержания *биологически доступных* ПАУ, а не о валовом содержании углеводородов, которое определяют при химических анализах воды и донных осадков.

В некоторых странах разработаны специальные руководства для принятия решений по поводу возобновления рыболовства после нефтяных разливов [NOAA, 2002; Trudel, 2003]. В их основе лежат результаты мониторинга нефтяного загрязнения морской среды и объектов промысла, в т.ч. и в первую очередь устриц и мидий. Здесь уместно повторить еще раз, что в каждой конкретной ситуации должны быть учтены все природные и антропогенные факторы, которые определяют фон нефтяного загрязнения.

5.5. РЕГИОНАЛЬНЫЙ МОНИТОРИНГ

По мере освоения нефтегазовых месторождений на шельфе обычно происходит расширение видов деятельности и зон локального воздействия, возрастает количество и интенсивность факторов воздействия, повышается вероятность аварийных ситуаций. В таких условиях есть основания говорить о возможности экологических последствий регионального характера и, следовательно, о необходимости региональных мониторинговых наблюдений. Вместе с тем надо напомнить о том, что добыча нефти и газа на шельфе — это лишь фрагмент на фоне всех других видов морской деятельности (судоходство, рыболовство, добыча песка и гравия, дноуглубительные работы и др.). Вполне логично поэтому трактовать региональный мониторинг как инструмент отслеживания эффектов и последствий от всех видов деятельности на шельфе, что, собственно, и заложено в основу известных региональных систем мониторинга, например, Северного и Балтийского морей [HELCOM, 2007; OSPAR, 2010].

Результаты многолетних международных и национальных программ мониторинга используются для составления периодических (каждые 4–5 лет) обзоров экологического состояния морских регионов, на основе которых принимаются соответствующие природоохранные меры и рекомендации регионального уровня. Одним из удачных примеров в этой области может служить подготовка регулярных обзоров экологической ситуации в морях Северо-Восточной Атлантики, где делается анализ всех основных видов морской деятельности (включая добычу и транспортировку углеводородов) и дается оценка экологических последствий этой деятельности для отдельных регионов [OSPAR, 2010].

Региональные программы, одна из возможных схем которых показана на рис. 5.9, обычно относятся к мониторингу «обзорного» типа (определение см. стр. 216) и ориентированы на решение двух главных задач:

- выявление общих черт, особенностей и долговременных трендов экологической ситуации в регионе;
- оценка и анализ состояния биоресурсов с учетом природных и антропогенных факторов изменчивости популяций промысловых видов.

Вполне очевидно, и это отражено на рис. 5.9, что эти две группы задач и способы их решения могут и должны быть взаимно дополняемы, а их результаты предназначены для научно-информационного обеспечения и ориентации природоохранной и рыбохозяйственной деятельности в регионе.

При поиске решения изложенных выше задач надо иметь в виду, что в принципе существуют две основные группы внешних (по отношению к морю) ключевых факторов, прямо и сильно влияющих на состояние морских экосистем и биоресурсов и определяющих в конечном счете их пространственно-временную изменчивость. Первую из этих групп составляют факторы *антропогенного воздействия* (включая рыболовство), тогда как вторая группа включает в себя *климатические изменения* во всем многообразии их проявлений и откликов в ходе физических, химических и биологических процессов в море. Следовательно, мониторинг экосистемного уровня должен не просто описывать те или иные изме-

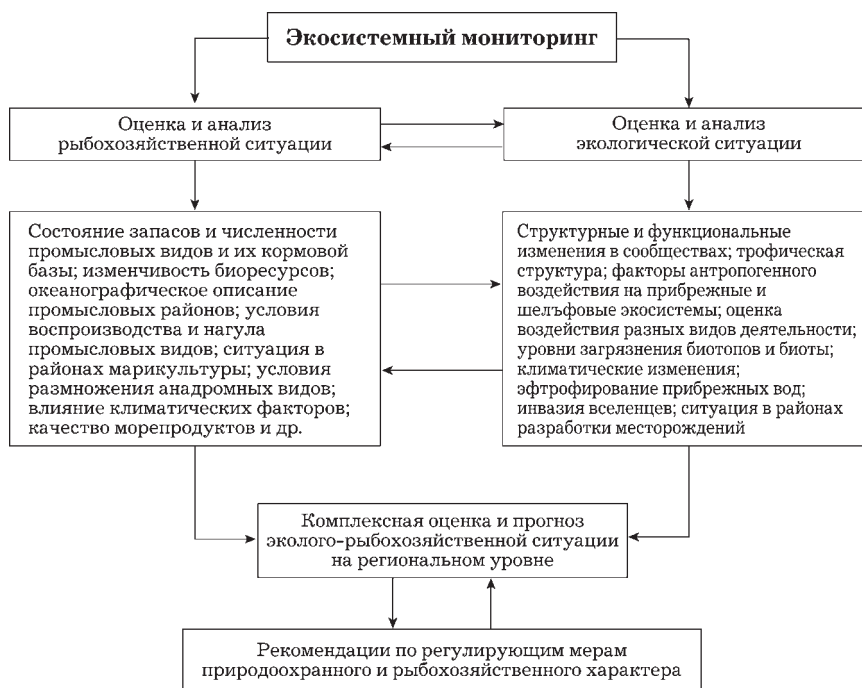


Рис. 5.9. Общая схема и структура морского экосистемного мониторинга регионального уровня

нения в морских экосистемах, а выявлять и отслеживать эти изменения (в первую очередь долговременные) в их причинно-следственной связи с климатом и деятельностью человека, которая, кстати, уже влияет и на сам климат. Без такой целевой установки региональный экологический мониторинг перестает существовать и «растворяется» в традиционных направлениях океанологии, экологии, климатологии и других дисциплин, которые давно изучают океан и биосферу.

Дальнейшее углубление в эту тему выходит за рамки данной работы. Отметим лишь, что вопросы регионального мониторинга в связи с добычей нефти и газа на шельфе в разных странах и ситуациях решаются по-разному в зависимости от природоохранных традиций, нормативно-законодательной базы и реальных возможностей. В большинстве случаев одновременно действуют и иногда дополняют друг друга несколько независимых систем экологического мониторинга. Одна из них носит «ведомственный» характер и осуществляется самими нефтедобывающими компаниями, которые ведут учет удаляемых в море отходов, обеспечивают соблюдение нормативных требований и выполняют комплекс наблюдений за состоянием среды непосредственно с морских объектов и сооружений (производственный контроль и мониторинг). Другие, как правило, более сложные и выполняемые в экспедиционных условиях наблюдения проводятся научными коллективами природоохранных, рыбохозяйственных и других организаций. С точки зрения методологии и регулярности проведения таких исследований и съемок они в разной степени соответствуют современным представлениям о морском

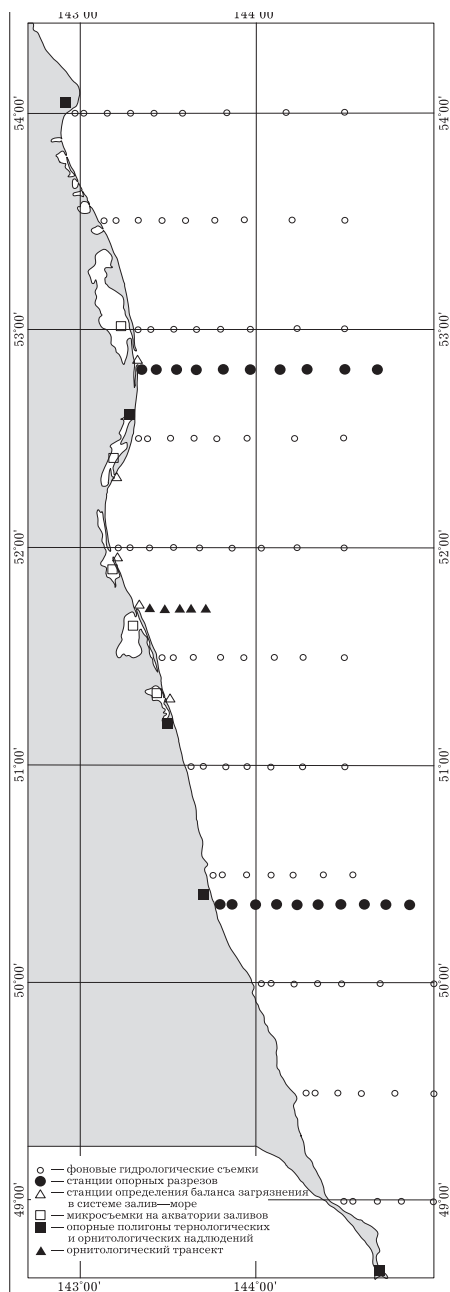


Рис. 5.10. Схема размещения реперных разрезов, полигонов и точек для целей экологического мониторинга в районе восточного шельфа Сахалина [Сахкомприрода, 1996]

экологическом мониторинге. Однако по существу только эти (часто случайные и эпизодические) работы дают сегодня информацию об экологической обстановке в районах морских нефтепромыслов.

Эта проблема приобретает все большую актуальность для российских морей, в частности для шельфа Сахалина, где ведется промышленная добыча углеводородов и где вопрос об охране морских биоресурсов (особенно дальневосточных лососей) и о «сосуществовании» рыболовства и нефтегазового комплекса уже сейчас приобретает обостренный характер. Один из возможных вариантов организации регионального мониторинга на шельфе Восточного Сахалина с использованием стандартных гидролого-гидрохимических разрезов, принятых в системе Гидрометеослужбы, показан на рис. 5.10.

5.6. ИНТЕРПРЕТАЦИЯ РЕЗУЛЬТАТОВ МОНИТОРИНГА

При планировании программ мониторинга и интерпретации их результатов надо учитывать по меньшей мере два принципиально важных обстоятельства. Первое из них связано с сильной пространственно-временной изменчивостью основных биотических и абиотических параметров морских экосистем, которые колеблются в очень широких пределах в зависимости от климатических, океанографических и других условий в том или ином регионе. Второе обстоятельство связано с крайне сложной картиной проявления стрессовых (в т.ч. антропогенных) эф-

фектов на разных уровнях биологической иерархии в море, что подробно рассмотрено в гл. 1 и 2.

На рис. 5.11 дана упрощенная схема изменения параметров экосистемы в пределах естественных колебаний и под воздействием возмущающих (стрессовых) факторов. Вполне очевидно, что измерения любых показателей с целью выявить антропогенные нарушения в морских экосистемах и тот критический порог, за пределами которого отклонения выходят из диапазона природных колебаний, неизбежно сопряжены с неопределенностью и ошибками. Их оценка также входит в задачу мониторинговых наблюдений. Такого рода оценки, основанные на известных приемах и методах статистического анализа, подробно описаны в литературе и используются сейчас как при планировании программ мониторинга, так и при интерпретации их результатов. Напомним, что в таких случаях принято выделять два типа ошибок:

- *ошибки первого рода* предполагают возможность «обнаружить» нарушения (эффекты, стрессы) в ситуациях, когда их на самом деле нет;
- *ошибки второго рода*, напротив, отражают вероятность упустить тот или иной эффект, который фактически существует, но «завуалирован» и трудно различим на фоне природной изменчивости соответствующих показателей.

Между двумя этими типами ошибок существует обратная взаимосвязь: снижение вероятности ошибок первого рода увеличивает риск появления ошибок второго рода и наоборот.

Как отмечалось в гл. 1, надежность регистрации природных изменений экосистемных параметров, особенно состояния биоты, сильно зависит от масштаба и продолжительности наблюдений. При длительных, регулярных и крупномасштабных съемках на региональном (субрегиональном) уровне такие изменения в виде устойчивых отклонений от средних величин могут быть замечены и иногда даже предсказаны. По мере перехода к кратковременным (эпизодическим) наблюдениям и локальным ситуациям нарушения среды и соответствующие биотические отклики становятся крайне изменчивыми, а их оценка, сопоставление и тем более прогноз чрезвычайно затруднены либо вообще невозможны. Это имеет прямое отношение и к анализу результатов экологического мониторинга в районах освоения нефтегазовых месторождений на шельфе. К сожалению, игнорирование изложенных выше особенностей экосистемных процессов и специфики их исследования иногда приводит к обесцениванию больших усилий и денег, затраченных на работы по программам экологического мониторинга. Чаще всего в таких случаях допускаются ошибки первого рода, когда выявляются те или иные «эффекты» на основе корреляционных связей измеренных переменных. При этом

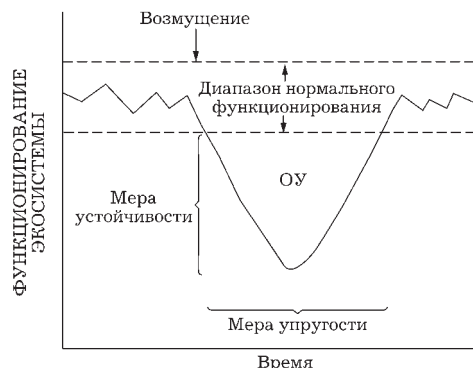


Рис. 5.11. Изменение структурных и функциональных характеристик экосистем в пределах естественных колебаний и под влиянием стрессовых воздействий [Одум, 1986]: область под кривой — относительная мера общей устойчивости (ОУ)

игнорируется тот факт, что корреляция не является доказательством причинно-следственной связи между биотическими и абиотическими компонентами водных экосистем [Максимов и др., 2000].

Один из примеров наблюдений за суточной динамикой зоопланктона в районе буровых работ на шельфе Сахалина показан на рис. 5.12. Из этих и многих других примеров такого рода, относящихся не только к планктону, но и к другим обитателям водной толщи (включая рыб и беспозвоночных), а также к бентосу, следует вывод о крайне изменчивой картине таких показателей. Локальные природные «нарушения» биомассы и численности многих популяций могут происходить в течение нескольких часов. Ясно, что уловить на этом фоне какие-либо антропогенные эффекты чрезвычайно сложно. Это не означает, естественно, что вредного воздействия на биоту и биоресурсы в результате деятельности человека на шельфе (в т.ч. за счет добычи углеводородов) вообще не существует. Речь идет лишь о характере и масштабе таких воздействий и о необходимости взвешенного подхода к планированию и интерпретации результатов морского мониторинга по биологическим показателям.

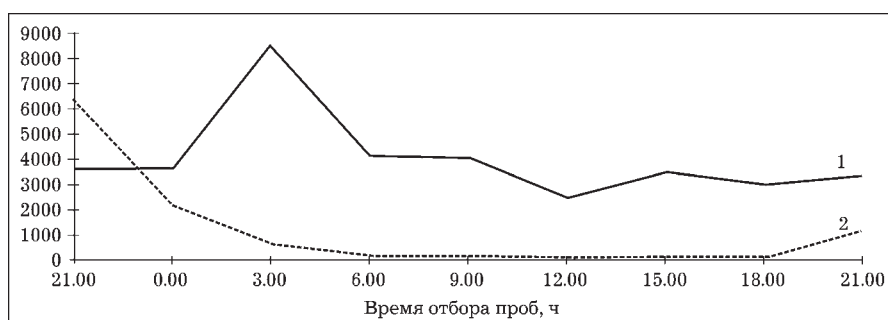


Рис. 5.12. Суточная изменчивость показателей зоопланктона по результатам мониторинга в районе буровых работ на северо-восточном шельфе Сахалина в сентябре 1996 г. [СМНГ-Шельф, 1997]: 1 — численность, экз/м³; 2 — биомасса, мг/м³

При измерениях качества морской среды по химическим показателям прежде всего возникает вопрос о фоновых уровнях содержания загрязняющих вещества. Строго говоря, под фоновыми уровнями надо понимать такие концентрации, которые существовали в природе до того, как человек изменил их в результате той или иной деятельности (рис. 5.13). Если для ксенобиотиков типа хлорорганических препаратов (ДДТ, ПХБ и др.) и искусственных радионуклидов (стронций-90, цезий-137 и др.) эти концентрации равны нулю, то для нефти, нефтяных углеводородов, тяжелых металлов и ряда других природных веществ дело обстоит серьезнее. С помощью современных аналитических методов и средств установлено, что эти микрокомпоненты обнаруживаются сейчас в любой точке Мирового океана, а их концентрации подвержены сильным пространственно-временным колебаниям. В этой связи следует признать значительную неопределенность фоновых уровней ряда природных веществ в морской среде и как следствие — возможность ошибочных трактовок результатов мониторинга загрязнения моря этими же веществами [Патин, 1997]. Такого рода ситуации могут возникать, например, при

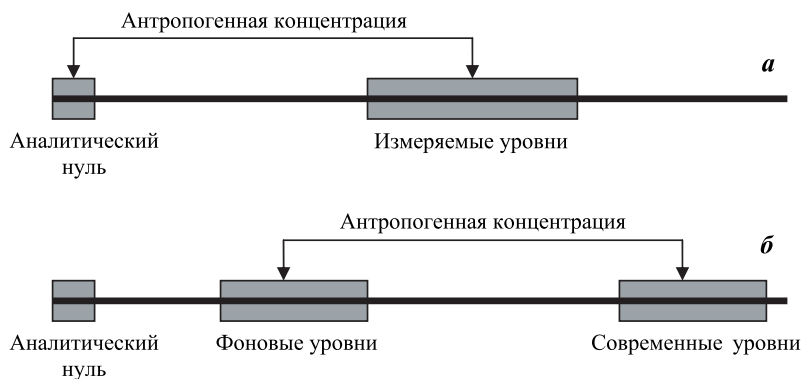


Рис. 5.13. Соотношение антропогенных и фоновых уровней содержания в морской среде: *a* — для ксенобиотиков (ДДТ, ПХБ, стронций-90); *б* — для углеводородов нефти и других веществ, имеющих природные источники поступления в море

контроле загрязнения морской среды в результате удаления с платформ буровых растворов, шламов и пластовых вод.

ВЫВОДЫ

1. В структуре мониторинговых наблюдений в море следует различать четыре разновидности экологического мониторинга: мониторинг локальных воздействий, мониторинг аварийных воздействий, региональный мониторинг и фоновый мониторинг. Каждый из этих типов мониторинга имеет свои цели и задачи, наборы объектов и методов, этапы и стадии выполнения. Вместе с тем они взаимно дополняют друг друга и ориентированы на решение общей стратегической задачи — охрану морской среды и биологических ресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений и других видов деятельности на шельфе.

2. Современные подходы к методологии морских мониторинговых наблюдений в районах добычи и транспортировки углеводородов в море включают:

- использование мониторинга в качестве главного звена в системах контроля и регулирования источников экологической опасности;
- применение комплекса химических, биологических, токсикологических и аппаратурных (в т.ч. дистанционных) методов для оценки состояния морских экосистем;
- использование индикаторных методов для ранней диагностики стрессовых проявлений в морских организмах и экосистемах с акцентом на регистрацию эффектов в бентосных популяциях и сообществах;
- моделирование поведения сбрасываемых в море отходов для количественной оценки воздействия и прогноза последствий.

3. При формировании наборов методов и регистрируемых показателей для каждого типа мониторинга необходимо выделять три основные группы:

- ключевые показатели, которые будут существенно изменяться в результате техногенных воздействий;
- дополнительные показатели, изменения которых возможно, однако их надежная регистрация на фоне природной изменчивости вызывает сомнения;
- фоновые (сопутствующие) показатели, техногенное изменение которых невозможно либо не поддается надежной регистрации.

4. В зависимости от последовательности и характера решаемых задач при мониторинговых наблюдениях в ситуациях нефтяных разливов следует различать два основных типа (этапа) работ: оперативный мониторинг и мониторинг последствий. Оперативный мониторинг выполняется на первых стадиях нефтяного разлива и предназначен для отслеживания поведения нефтяных пятен на поверхности моря и прогноза их выноса на берег. Мониторинг для оценки последствий разлива выполняется после перераспределения нефти в прибрежной зоне и ее локализации в пределах узкой береговой полосы.

5. Экологический мониторинг в районах интенсивного освоения морских нефтегазовых месторождений следует сочетать с наблюдениями за всеми видами антропогенных воздействий на морские экосистемы и биоресурсы в рамках единых региональных программ комплексного мониторинга.

6. При интерпретации результатов мониторинга надо учитывать как сильную пространственно-временную изменчивость основных параметров морских экосистем и биоресурсов, так и сложную картину проявления стрессовых эффектов на разных уровнях биологической иерархии в море.

ЛИТЕРАТУРА

- Айбулатов Н.А. Деятельность России в прибрежной зоне моря и проблемы экологии. — М.: Наука, 2005. — 364 с.
- Белан Т.А., Олейник Е.В. Состав, распределение и современное состояние бентоса на Пильгун-Астохской нефтегазоносной площади // Гидрометеорологические и экологические условия дальневосточных морей: оценка воздействия на морскую среду. Вып. ДВНИГМИ №3. — Владивосток: Дальнаука, 2000. — С. 166–178.
- Васильев А.С. Концептуальные основы восстановления и развития морской наблюдательной системы России // Мировой океан: проблемы изучения, освоения и использования ресурсов и пространств. Информационно-аналитический сборник. Вып. 1. — М.: ВИНТИ, 2000. — С. 223–233.
- Дженюк С.Л. Информационное обеспечение и интерпретация данных в системах комплексного экологического мониторинга // Проблемы и методы экологического мониторинга морей и прибрежных зон Западной Арктики. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. — С. 52–266.
- Иванов А.Ю., Востоков С.В., Ермошкин И.С. Картографирование пленочных загрязнений морской поверхности по данным космической радиолокации (на примере Каспийского моря) // Исследование Земли из космоса. — 2004. — № 4. — С. 82–92.
- Иванов А.Ю., Ермошкин И.С., Фанг М., Хе М.-С., Кровотынцев В. А. Использование космической радиолокации широкого обзора для картографирования нефтяных загрязнений моря // Исследование Земли из космоса — №5. — 2005. — С. 78–95.
- Иванов А.Ю., Затягалова В.В. Геоинформационный подход к проблеме картографирования пленочных загрязнений моря. — НТЦ СканЭкс, М. — 2007. — 10 с. (www.scanex.ru).
- Израэль Ю.А. Философия мониторинга // Метеорология и гидрология. — 1990. — № 6. — С. 5–10.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. (ред.). Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей. — Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1992. — 655 с.
- ИТЦ СканЭкс (Информационно-технологический центр «СканЭкс»). Нефтяные загрязнения на море. — М., 2007 (www.scanex.ru).

- Кимстач В.А., Фридман Ш.Д., Дмитриев Е.С., Язвин Л.С., Нейман Е.А. Концепция системы экологического мониторинга России // *Метеорология и гидрология*. — 1992. — С. 5–18.
- Лобковский Л.И., Кучерук Н.В. Проблема ведения экологического мониторинга на объектах нефтегазового комплекса // *Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений*. — Астрахань: КаспНИРХ, 2005. — С. 133–135.
- Лобковский Л.И., Левченко Д.Г., Леонов А.В., Амбросимов А.К. Геоэкологический мониторинг морских нефтегазовых акваторий. — М.: Наука, 2005. — 326 с.
- ЛУКОЙЛ. Спутниковый мониторинг юго-восточной части Балтийского моря. — М., 2004. — 37 с.
- Лукьянова О.Н. Молекулярные маркеры состояния морских беспозвоночных в условиях антропогенного загрязнения: Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. — Владивосток: Институт биологии моря ДВО РАН, 1997. — 42 с.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П. Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженность для биотических и абиотических компонентов // *Изв. РАН. Сер. Биол.* — 2000. — № 4. — С. 482–491.
- Матишов Г.Г., Денисов В.В., Денисенко С.Г., Сочнев О.Я., Шпарковский И.Я. Экологический мониторинг как интерактивное звено в процедуре ОВОС объектов морской нефтегазодобычи на шельфах Арктики // *Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ»*. — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 127–131.
- Матишов Г.Г., Никитин Б.А., Сочнев О.Я. Экологическая безопасность и мониторинг при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе. — М.: Газоил пресс, 2001. — 232 с.
- Минтопэнерго (Министерство топлива и энергетики РФ). Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах. — М., 1995.
- Монахов С.К. Экологический мониторинг Каспийского моря. — Астрахань: Издатель Сорокин Роман Васильевич, 2012. — 194 с.
- Немировская И.А. Углеводороды в океане. — М.: Научный мир. — 2004. — 328 с.
- Немировская И.А. Нефть в океане. Загрязнение и природные потоки. — М.: Научный мир. — 2013. — 428 с.
- Новиков М.А., Плотицына Н.Ф. Экологические проблемы промышленного освоения нефтяных и газовых месторождений центральной и западной частей Баренцева моря // *Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ»*. — М.: Госкомрыболовство, 2000. — С. 157–162.
- Одум Ю. Экология. Т.1 (пер. с англ.). — М.: Мир, 1986. — 328 с.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 350 с.
- Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Проект «Сахалин 1». Программа мониторинга сброса в морскую среду при бурении на месторождении Чайво. — М., 1999.
- Сапожников В.В. (ред.). Комплексные исследования экосистемы Охотского моря. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 273 с.
- Сахкомприрода. Проект программы по морскому экологическому мониторингу. — Южно-Сахалинск, 1996. — 78 с.
- СМНГ-Шельф (Сахалинморнефтегаз-Шельф). Охрана окружающей среды и оценка воздействия при строительстве скважины №1 на площади «Астрохановская-море». — Южно-Сахалинск, 1999.
- Сочнев О.Я. Принципы экологического мониторинга и безопасности при освоении месторождений углеводородов на арктическом шельфе. — Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук. — М.: ВНИИГАЗ, 1998.
- Шавыкин А.А. Концепция экологического мониторинга при реализации Штокмановского проекта // *Морские нефтегазовые разработки и рациональное природопользование на шельфе*. — Ростов на Дону.: Изд-во ЮНЦ РАН, 2009. — С. 388–404.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic. Effects and potential effects. Volume 1. — Oslo, Norway: AMAP, 2010. — 423 p.

- AMSA (Australian Maritime Safety Authority). Oil Spill Monitoring Handbook. — Canberra: AMSA, 2003. — 115 p.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F., Jenkins R.H. Natural recovery of cold water marine environment after an oil spill // Presented at the Thirteenth Annual Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, June 1990. — 1990. — 111 p.
- Bakke T., Klungsoyr J., Sanni S. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // Marine Environmental Research. — 2013. — Vol. 92. — P. 154–169.
- Bonn Agreement. Annual Report on aerial surveillance for 2001. — Bonn Agreement Aerial Surveillance Programme. — 2002.
- Brekke C., Solberg A.H.S. Oil spill detection by satellite remote sensing // Remote Sensing of Environment. — 2005. — Vol. 95. — P. 1–13.
- Brown C.E., Fingas M.F. Review of the development of laser fluoressors for oil spill application. — 2003. — Mar. Pollut. Bull. — Vol. 47, No. 9–12. — P. 477–484.
- Carls M.G., Heintz R.H., Moles A., Rice S.D., Short J.W. Long-term biological damage: What is known, and how should that influence decisions on response, assessment, and restoration? // Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 399–403.
- Chapman D., Kimstach V. Selection of water quality variables // Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. — UNESCO, WHO, UNEP. — 1996. — P. 59–127.
- CPA (Climate and Pollution Agency). Guidelines for offshore environmental monitoring: The petroleum sector on the Norwegian Continental Shelf. — Oslo: CPA, 2011. — 50 p.
- Daan R., Mulder M. On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea // ICES Journal of Marine Science. — 1996. — Vol. 53. — P. 1036–1044.
- Dauvin J.C., Ruellet T. Polychaete/amphipod ratio revisited // Mar. Pollut. Bull. — 2007. — Vol. 55, No. 1–6. — P. 215–224.
- Ellis M.S., Wilson-Ormond E.A. Visual and histological semi-quantitative reproductive scale developed for shrimps and crabs as part of the Gulf Mexico Offshore Operations Monitoring Experiment (GOOMEX) // Journal of Shellfish Research. — 1994. — Vol. 13, No. 1. — P. 301–303.
- Elmgren R., Hansson S., Larsson U., Sundelin B., Boehm P.D. The Tsesis oil spill: Acute and long-term impact on the benthos // Marine Biology. — 1983. — Vol. 73, No. 1. — P. 51–65.
- European Commission. A methodology for developing standardized oil spill statistics, for trend analysis and identification of hot spot. — OCEANIDIS project, 2004. — 26 p.
- Fortuny J., Tarchi D., Ferraro G., Sieber A. The use of satellite radar imagery in the Prestige accident // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 473. — Trondheim (Norway), 2004. — 10 p.
- Gade M., Alpers W. Using ERS-2 SAR images for routine observations of marine pollution in European coastal waters // Science of the Total Environment. — 1999. — Vol. 237–238, No. 1–3. — P. 441–448.
- GESAMP (UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Biological indicators and their use in the measurement of the condition of the marine environment // GESAMP Reports and Studies. — 1995. — No. 55. — 56 p.
- Gilfillan E.S., Page D.S., Harner E.J., Boehm P.D. Shoreline ecology program for the Exxon Valdez oil spill. Part 3 — biology // Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters. — Philadelphia, Pennsylvania: American Society for Testing and Materials. — 1995. — P. 398–443.
- Gouriou V., Cabon R., Gieu V., Girardot A.-L., Lepetit A. Data management system concerning both pollution monitoring and response operations during an oil spill: the Prestige experience // Proceedings of the 2004 International Oil Spill Conference. Presentation No. 405. — Trondheim, 2004. — 19 p.
- Green R.H., Montagna P. Implications for monitoring: study designs and interpretation of results // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. — 1996. — Vol. 53, No. 11. — P. 2637–2654.
- Hagger J.A., Jones M.B., Leonard P., Owen R., Galloway T.S. Biomarkers and integrated environmental risk assessment: are there more questions than answers? // Integrated Environmental Assessment and Management. — 2006. — No. 2. — P. 312–329.
- HELCOM (Helsinki Commission). Baltic Marine Environment Protection Commission. Report on illegal discharges observed during aerial surveillance in 2006. — Helsinki: HELCOM, 2007. — 11 p.

- HELCOM (Helsinki Commission). Baltic Marine Environment Protection Commission. Towards a Baltic Sea with environmentally friendly maritime activities. HELCOM Overview 2007. — Helsinki: HELCOM, 2007a. — 11 p.
- Holst J. Identification of oil spills from offshore installations // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No. 473. — Trondheim (Norway), 2004. — 15 p.
- Huggett R.J., Stegeman J.J., Page D.S., Parker K.R., Woodin B., Brown J.S., Bence A.E. Biomarkers in fish from Prince William Sound and the Gulf of Alaska: 1999–2000 // Marine Environmental Research. — 2004. — Vol. 58. — P. 305–325.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. — Copenhagen: ICES, 1998. — 375 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). ICES Annual Report 2007. Theme Session I Effects of hazardous substances on ecosystem health in coastal and brackish-water ecosystems: present research, monitoring strategies and future requirements. — Copenhagen: ICES, 2007.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Guidelines on biological impacts of oil pollution. — IPIECA, 2002. — 30 p.
- Kimura S., Steinbeck J. Can post-oil spill patterns of change be used to infer recovery? // Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2001. — P. 339–347.
- Kingston P. Recovery of the marine environment following the *Braer* spill, Shetland // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003.
- Law R.J., Kirby M.F., Moore J., Barry J., Sapp M., Balaam J. PREMIAM — Pollution response in emergencies marine impact assessment and monitoring: Post-incident monitoring guidelines. — Science Series Technical Report, Cefas, Lowestoft. — 2011. — 164 p.
- Lee R.F., Anderson J.W. Significance of cytochrome P450 system responses and levels of bile fluorescent aromatic compounds in marine wildlife following oil spills // Mar. Pollut. Bull. — 2005. — Vol. 50, No. 7. — P. 705–723.
- Lee R.F., Page D.S. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills // Mar. Pollut. Bull. — 1997. — Vol. 34, No. 11. — P. 928–940.
- Lunel T., Rusin J., Bailey N., Halliwell Ch., Davies L. The Net Environmental Benefit of a successful dispersants operation at the *Sea Empress* incident // Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 185–194.
- MacDonald D.D. Development of an approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters: Report prepared by Macdonald Environmental Science, Ltd. Ladysmith, British Columbia, for the Florida Department of Environmental Regulation, Tallahassee, Florida. — 1993. — 133 p.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- Nikitik C.C., Robinson A.W. Patterns in benthic populations in the Milford Haven waterway following the *Sea Empress* oil spill with special reference to amphipods // Mar. Pollut. Bull. — 2003. — Vol. 46, No. 9. — P. 1125–1141.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). Managing seafood safety after an oil spill. — Seattle, Washington: NOAA Office of Response and Restoration, 2002. — 72 p.
- Olsgard E., Gray J.S. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the Norwegian continental shelf // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 1995. — Vol. 122. — P. 277–306.
- OSPAR (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2010. — 210 p.
- Patin S.A. Environmental impact of the offshore oil and gas industry. — New York: EcoMonitor Publ., 1999. — 435 p.
- Peterson C.H., Rice S.D., Short J.W., Esler D., Bodkin J.L., Ballachey B.E., Irons D.B. Long-term ecosystem response to the *Exxon Valdez* oil spill // Science. — 2003. — Vol. 302, No. 5653. — P. 2082–2086.
- Peterson Ch.H., Kennicutt II M.C., Green R.H., Montagna P., Harper D.E., Powell E.N., Roscigno P.F. Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: a perspective on long-term exposure in the Gulf of Mexico // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. — 1996. — Vol. 53, No. 11. — P. 2637–2654.

- RCN (Research Council of Norway). Long-term effects of discharges to sea from petroleum-related activities. The results of ten years, research. — Oslo: RCN, 2012. — 44 p.
- Schallier R., Resby L.M., Merlin F.-X. Tricolor incident: oil pollution monitoring and modeling in support of Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) // Proceedings of the 2004 International Conference and Exhibition on Oil Spill Technology (Interspill-2004). Presentation No.433. — Trondheim (Norway), 2004. — 9 p.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C. (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. — Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. — 696 p.
- Trudel K. Plan for implementing environmental effects monitoring during production-related oil spills in Eastern Canada // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003. — 10 p.
- Trudel K. Plan for implementing environmental effects monitoring during production-related oil spills in Eastern Canada // Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference. — Washington, D.C.: API, 2003. — 10 p.
- UNEP (United Nations Environment Programme). Illegal oil discharge in European Seas // Environment Alert Bulletin. — No. 7. — 2006. — 4 p.
- Zhou S., Ackman R.G., Parson J. Very long-chain aliphatic hydrocarbons in lipids of mussels (*Mytilus edulis*) suspended in the water column near petroleum operations off Sable Island, Nova Scotia, Canada // Marine Biology. — 1996. — Vol. 126, No. 3. — P. 499–507.
- Zhulidov A.V., Khlobystov V.V., Robarts R.D., Pavlov D.F. Critical analysis of water quality monitoring in the Russian Federation and former Soviet Union // Can. Journ. Aquat. Sci. — 2000. — Vol. 57. — P. 1932–1939.

Международный и национальный опыт экологического регулирования морского нефтегазового комплекса

За полувековую историю освоения морских нефтегазовых месторождений на шельфе многих стран и регионов накоплен достаточно богатый и разнообразный опыт экологического регулирования этой масштабной деятельности, которая обеспечивает сейчас до 30 % мировой добычи углеводородов. Естественно, что такого рода регулирование должно базироваться на общих природоохранных принципах, подходах и стратегии охраны морей в условиях техногенного воздействия и с учетом специфики условий в разных странах и ситуациях.

6.1. МЕЖДУНАРОДНЫЕ КОНВЕНЦИИ И СОГЛАШЕНИЯ

Среди большого числа (более 70) принятых и действующих сейчас международных конвенций, направленных на охрану морской среды, отсутствует какой-либо отдельный документ, который был бы специально посвящен только регламентации деятельности морского нефтегазового комплекса (МНГК). На практике эти вопросы решаются как на основе нормативно-правовой и законодательной базы каждого государства, так и с учетом отдельных положений ряда международных конвенций. К числу так называемых универсальных (глобальных) конвенций относятся:

Конвенция ООН по морскому праву (1982 г.), где сформулированы общие принципы, права и ответственность прибрежных стран при всех видах деятельности в море. Применительно к освоению морских нефтегазовых месторождений Конвенция предусматривает ряд условий и требований к установке, использованию и ликвидации стационарных установок и сооружений на шельфе после завершения срока их эксплуатации.

Международная конвенция по предотвращению загрязнения с судов (МАРПОЛ, 1973 г., с поправками 1978 г.) объединяет 150 стран, на долю которых приходится

99 % мирового объема грузовых перевозок морским путем. Конвенция включает в понятие «судно» стационарные или плавучие платформы и распространяет на них правила очистки и сброса в море судовых нефтесодержащих, хозяйственно-бытовых и других эксплуатационных сбросов. Конвенция не регулирует «сбросы или захоронение отходов и других материалов, происходящих непосредственно вследствие разведки, разработки и связанных с ними процессов обработки в море минеральных ресурсов».

Конвенция по предотвращению загрязнения моря сбросами отходов и других материалов (Лондонская конвенция по дампингу, 1972 г., с поправками 1996 г.). Эта конвенция, в отличие от МАРПОЛ 73/78, регламентирует не судовые отходы, а транспортируемые на судах и предназначенные к сбросу в море материалы, особенно донные грунты, изымаемые в больших количествах при дноуглубительных работах в прибрежной зоне. Конвенция также исключает из своей сферы вопросы удаления отходов, возникающих при освоении морских минеральных ресурсов.

Международная конвенция по обеспечению готовности на случай загрязнения нефтью, борьбе с ним и сотрудничеству (1990 г.). Ее участниками являются более 90 стран, на долю которых приходится около 70 % мирового объема грузовых перевозок морским путем. Конвенция была инициирована в результате катастрофического разлива нефти после аварии танкера «Eхxon Valdez» у берегов Аляски в 1989 г. Она распространяется на морские суда любого типа, а также на стационарные или плавучие морские установки и сооружения, используемые при разведке, добыче и производстве углеводородов либо при погрузке или разгрузке нефти. Конвенция также относится к морским портам, нефтяным терминалам и трубопроводам. В рамках этой конвенции координируются работы во многих странах по реагированию на нефтяные разливы, включая создание специальных фондов и центров технических средств и методов для ликвидации последствий аварийного нефтяного загрязнения моря.

Кроме перечисленных глобальных конвенций существует ряд региональных конвенций и проектов по охране морской среды, где в той или иной мере затрагиваются (иногда дублируются) правила и ограничения, касающиеся МНГК. К числу таких региональных конвенций и проектов относятся:

Конвенция по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики (ОСПАР, Лондон, 1992 г.), которая появилась в результате слияния двух региональных Конвенций — Конвенции по предотвращению морского загрязнения сбросами с морских и воздушных судов (Осло, 1972 г.) и Конвенции по предотвращению морского загрязнения с суши (Париж, 1974 г.). Конвенция ОСПАР осуществляет работу в рамках стратегий совместного мониторинга и оценки экологической ситуации на шельфе 15 прибрежных стран. Стратегическая цель ОСПАР в отношении МНГК состоит в том, чтобы «предотвратить и исключить загрязнение морской среды и принять необходимые меры по защите морских регионов ОСПАР от вредных последствий активности МНГК путем разработки экологических требований и улучшения механизмов управления» [OSPAR, 2010].

Конвенция по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ, Хельсинки, 1974 г.), которая была обновлена и заново подписана в 1992 г. Страны-участницы обязались «принимать все меры в целях предотвращения загрязнения мор-

ской среды района Балтийского моря в результате разведки или разработки своей части морского дна и его недр, а также в целях обеспечения надлежащей готовности к осуществлению немедленных действий по ликвидации последствий загрязнения, вызванного такими видами деятельности». Специальные приложения к Конвенции детализируют эти обязательства в виде набора соответствующих правил и требований по организации экологического мониторинга в районах разработки шельфовых месторождений, удалению буровых, промысловых и других отходов с платформ, подготовке планов реагирования на аварийные ситуации и др. [HELCOM, 2007].

Конвенция о защите Черного моря от загрязнения (Бухарест, 1992) определяет обязательства причерноморских государств в области мониторинга, контроля и снижения загрязнения Чёрного моря. К источникам загрязнения отнесены все каналы поступления загрязняющих веществ в море, в том числе сбросы с судов и загрязнение, связанное с деятельностью на шельфе, включая разведку и разработку природных ресурсов, а также загрязнение нефтью и другими вредными веществами в чрезвычайных ситуациях. В рамках Конвенции была разработана «Черноморская экологическая программа» и затем принят «Стратегический план действий по реабилитации и защите Черного моря».

Рамочная Конвенция по защите морской среды Каспийского моря (Тегеран, 2003) предусматривает проведение мониторинга и оценку воздействия на окружающую среду, а также принятие мер по региональной готовности, реагированию и сотрудничеству в случае инцидентов, вызывающих загрязнение нефтью.

Программа арктического мониторинга и оценки (Arctic Monitoring and Assessment Programme, АМАР) создана в 1991 г. в структуре Арктического совета. Цели АМАР — представление правительствам арктических стран достоверной и необходимой для принятия практических мер информации о состоянии и угрозах окружающей среде Арктики, в том числе в результате добычи и транспортировки углеводородов в арктических морях [АМАР, 2010; Arctic Council, 2013].

Региональные конвенции, а также двухсторонние и другие соглашения на правительственном уровне заключены и действуют сейчас в бассейнах Средиземного и Северного морей, Арктики, морей Юго-Восточной Азии и в ряде других регионов Мирового океана.

Особенно большой опыт и наиболее детальные и жесткие требования к МНГК накоплены и применяются сейчас в рамках Конвенции ОСПАР, которая объединяет страны, прилегающие к Северному, Норвежскому и другим морям Северо-Восточной Атлантики, где освоение нефтегазовых ресурсов ведется уже более 50 лет. На основе экосистемного подхода в рамках Конвенции разработаны и успешно применяются:

- правила обращения с отходами буровых и промысловых работ на морских платформах, включая эколого-токсикологическую характеристику отходов и критерии допустимости их сброса в море;
- методология комплексного экологического мониторинга с включением согласованных программ всех стран-участниц Конвенции;
- обширные базы данных о состоянии морской среды и биоресурсов, в том числе в районах добычи углеводородов.

Многолетняя практика работы Комиссии ОСПАР предусматривает подготовку регулярных обзоров экологического состояния (статуса) морей Северо-Восточной Атлантики, где дается детальный анализ последствий всех видов воздействия человека на морскую среду, включая добычу и транспортировку углеводородов [OSPAR, 2009]. Россия, к сожалению, не является участником этой Конвенции, хотя Баренцево море входит в зону ее действия.

Ведущую роль в современной международно-правовой системе охраны моря играет Международная морская организация (ИМО), в которой представлены более 150 государств. ИМО основана в 1958 г. как специализированное учреждение ООН для содействия международному сотрудничеству в области морских перевозок, обеспечения безопасности на море, а также для защиты морской среды от загрязнения вредными и опасными веществами. По своему статусу и функциям ИМО является технической организацией. Ее главной задачей является разработка международных стандартов (правил, процедур) для обеспечения безопасности мореплавания и защиты окружающей среды от загрязнения, а также разработка механизмов внедрения и исполнения этих стандартов. Под эгидой ИМО был принят ряд масштабных и эффективных конвенций, имеющих прямое отношение к регулированию деятельности МНГК. Среди них надо особо отметить МАРПОЛ 73/78 и Международную конвенцию по контролю и управлению балластными водами судов (2004 г.), которые позволили заметно снизить не только уровни нефтяного загрязнения морей, но и риск «биологического» загрязнения за счет инвазии чужеродных видов при операциях с балластными водами танкеров [Raaymakers, 2003; ИМО, 2004; Tamelander et al., 2010]. Кроме того по инициативе ИМО приняты международные руководства по определению и установлению особо уязвимых морских районов и картированию акваторий и побережий по степени их чувствительности к нефтяным разливам [ИМО, 2006; ИМО/ИРЕСА, 2010].

6.2. ГЛОБАЛЬНЫЕ ПРИНЦИПЫ И НАЦИОНАЛЬНЫЙ ОПЫТ

Международные принципы и подходы. Среди стратегических принципов и подходов, которые активно внедряются в последние десятилетия в природоохранную политику и практику многих морских стран и на международном уровне и которые имеют прямое отношение к регулированию деятельности МНГК, следует выделить несколько основных положений.

1. Признание социально-экономической обусловленности и необходимости освоения всех природных богатств морского шельфа (в том числе нефтегазовых углеводородов) с учетом *приоритета сохранения биологических ресурсов*. Морские биоресурсы моря, т.е. популяции промысловых видов (рыбы, беспозвоночные, водоросли) являются неотъемлемым компонентом и индикатором состояния морских экосистем, и потому всякие нарушения в этих системах неизбежно влекут за собой те или иные изменения состояния промысловых видов. Надо учесть также, что в отличие от запасов минерального сырья морские биоресурсы

самовоспроизводятся и потому в долгосрочной перспективе бесценны. Несмотря на очевидность этого положения и его повсеместное признание, вопрос о сроках, масштабах и вариантах освоения морских ресурсов нефти и газа в разных странах решается по-разному в зависимости от факторов экономического, политического и ресурсно-энергетического характера. В большинстве стран решение этой проблемы увязывают с охраной морской прибрежной зоны и поисками баланса интересов двух отраслей — рыбной и нефтяной.

2. Экосистемный подход к морскому природопользованию, при котором обеспечивается стабильность состояния морских экосистем и поддержание в пределах долговременной природной изменчивости их основных структурных и функциональных параметров. При таком подходе, близком к концепции экологически устойчивого развития, гарантируется не только общая стабильность экологической ситуации в море, но и охрана прямых интересов человека при любых видах морепользования (рыболовство, судоходство, марикультура и пр.). Этот подход является альтернативой бытовавшему ранее эгоцентрическому принципу морского природопользования, где делался упор на охрану тех природных объектов и ресурсов, которые непосредственно нужны человечеству.

3. Превентивный (предупредительный) принцип охраны морской среды и биоресурсов, при котором главный акцент делается не на констатации уже очевидных антропогенных аномалий, а на раннем обнаружении первых симптомов таких аномалий и принятии соответствующих опережающих мер на международном, государственном, региональном и местном уровнях.

4. Региональный (бассейновый) подход к охране морских экосистем, основанный на учете конкретных особенностей того или иного морского бассейна во всем разнообразии его физико-географических, природно-климатических, социально-экономических и других характеристик.

5. Фокусирование природоохранных усилий и внимания прежде всего в пределах морской прибрежной зоны, которая отличается как повышенной биопродуктивностью, так и сосредоточением здесь всех основных видов хозяйственной деятельности и наиболее мощной антропогенной нагрузкой. Именно поэтому большинство известных национальных и международных программ охраны морей приурочены к прибрежной зоне, а сама эта проблема приобрела глобальную значимость.

6. Использование наилучших (с позиций охраны природы) из имеющихся в данное время технологий и наилучшей практики обращения с отходами.

7. Принцип «кто загрязняет, тот и платит» отражен во многих конвенциях и соглашениях, однако механизмы его практической реализации нуждаются в дальнейшей разработке.

Эти и некоторые другие принципы и подходы, зафиксированные во многих международных конвенциях, а также в природоохранном законодательстве большинства стран, тем не менее до сих пор остаются предметом разных интерпретаций и дискуссий. Не углубляясь в эти дискуссии, отметим лишь, что чаще всего они фокусируются на тех принципах, которые ужесточают природоохранные требования к разным видам морской деятельности. Это относится прежде всего к принципу превентивности и научной обоснованности принятия тех или иных

природоохранных мер без прямых доказательств и количественных оценок возможных экологических последствий и ущербов [Santillo et al., 1998; ICES, 2001]. Объективная основа для подобных дискуссий действительно существует. Она связана прежде всего с чрезвычайной сложностью морских экосистем и неизбежной поэтому условностью и относительностью любых регулирующих мер, основанных на выводах и рекомендациях экологической науки. С другой стороны, отход от научных знаний в этой области неизбежно ведет к субъективизму и снижению эффективности любой природоохранной политики и стратегии.

Региональный подход, зафиксированный в Конвенции МАРПОЛ 73/78 и предусматривающий более жесткие требования к обращению с отходами в некоторых «особо уязвимых» морских районах (Балтийское, Черное и некоторые другие моря), на практике применяется только в отношении отходов с судов. Исключением является новая (1992 г.) версия Конвенции по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ), где принят запрет на сбросы буровых растворов и шламов [Ehlers, 1994].

К числу удачных примеров реализации регионального подхода следует отнести практику составления периодических обзоров экологического состояния отдельных морей. В таких обзорах делается детальный анализ экологических последствий всех основных видов морской деятельности и обосновываются природоохранные меры и рекомендации регионального уровня. При этом добыча нефти и газа на шельфе рассматривается как один из фрагментов в пестрой и сложной мозаике техногенного воздействия на морскую среду. Подобная практика внедряется сейчас не только в рамках региональных конвенций [BSC, 2002; HELCOM, 2003; OSPAR, 2010], но и на уровне отдельных государств, например в Норвегии [RCN, 2012].

Национальный опыт и практика. Национальное (государственное) регулирование многих прибрежных стран включает широкий спектр законодательных, нормативных, административных и других мер и требований для снижения экологической опасности и риска при добыче углеводородов на морском шельфе. Особенно большой опыт в этой области накоплен в США, Канаде, Великобритании, Норвегии, Дании, Австралии [Cairns, 1992; Pettersen, 1994; Swan et al., 1994; Pickering, 1999; NAS, 2003; WWF-Norway, 2009; NEB, 2010; Bakke et al., 2013; NOGA, 2015]. В этих странах помимо основательной законодательной базы имеются также специальные государственные структуры и органы для контроля соблюдения природоохранных законов и норм на всех этапах морских нефтегазовых проектов — от лицензирования участков до завершения работ и ликвидации промыслов.

В системе национальных мер и требований обычно применяют дифференцированный подход к регулированию нефтегазодобывающей деятельности с учетом экологической значимости и уязвимости того или иного района морского шельфа. К числу характерных примеров реализации этого подхода относятся:

- введение разных норм и требований к удалению отходов в зависимости от природно-климатических особенностей региона, удаленности от берега (прибрежная зона, открытые воды), глубины моря и других природных условий;

- экологическое и рыбохозяйственное районирование (картографирование) прибрежных акваторий с выделением наиболее продуктивных и экологически уязвимых районов;
- запреты и ограничения на добычу углеводородов в шельфовых зонах с высокой экологической, рыбохозяйственной и рекреационной ценностью;
- ограничения по срокам и районам выполнения отдельных работ (например, сейсморазведки) на шельфе для снижения риска поражающих воздействий на популяции промысловых видов.

Особое внимание во всех странах, где наряду с нефтяными разработками на шельфе существуют традиционное рыболовство и марикультура, уделяется поискам баланса интересов этих двух отраслей. На первых этапах реализации нефтяных проектов они обычно вызывают резкую оппозицию и протесты со стороны рыбопромышленников. Однако дальнейшее развитие событий во многих странах и регионах показывает возможность «мирного сосуществования» рыбной и нефтяной отраслей. Это достигается системой мер на региональном уровне, направленных на обеспечение партнерства и ответственности обеих сторон при решении любых вопросов, связанных с состоянием морской среды и ресурсов данного региона. К числу таких мер можно отнести:

- создание региональных консультативных советов и подписание межотраслевых соглашений по морскому рыболовству и прибрежной марикультуре с изложением основных принципов взаимоотношений рыбного и нефтяного промыслов;
- организацию систем оповещения и передачи рыбакам информации о всех видах осуществляемой или планируемой деятельности, способной нанести ущерб рыбному хозяйству и создать помехи промыслу;
- проведение программ независимых наблюдений и экологического мониторинга в районах освоения месторождений при финансовой поддержке этих программ операторами нефтяных компаний.

Подобные меры практикуются сейчас в ряде стран, где нефтяной промысел и рыболовство многие десятилетия соседствуют на одних и тех же акваториях (Канада, Великобритания, США, Австралия, Норвегия и др.). Это позволяет не только снизить традиционный антагонизм рыбной и нефтегазовой отраслей, но и обеспечить более эффективную (согласованную) охрану биоресурсов в условиях интенсивной хозяйственной деятельности на шельфе [Buchan, Allan, 1992; Gray et al., 1999; Pickering, 1999; Цуи, 2000; ИРЕСА, 2003; ИТОПФ, 2004; NOGA, 2013]. В России такого рода практика и поиски баланса интересов двух морских отраслей пока делают лишь первые шаги.

6.3. СПОСОБЫ И ВАРИАНТЫ ОБРАЩЕНИЯ С ОТХОДАМИ

В природоохранном законодательстве многих стран зафиксирована стратегическая установка на запрет сброса неочищенных сточных вод и других отходов в природные водоемы, в том числе в морскую среду. На практике эти вопросы

обычно решаются с помощью специальных систем выдачи разрешений на сброс некоторых отходов с учетом конкретных обстоятельств экологического, технического и экономического характера. Одна из заметных тенденций в этой области связана с ужесточением экологических требований к сбросам промышленных отходов, что в полной мере относится к регулированию деятельности МНГК.

В принципе, существуют четыре основных варианта обращения с отходами буровых и промысловых работ при освоении морских нефтегазовых месторождений:

- первичная очистка (обработка) и удаление в море непосредственно на месте работ;
- закачка в скважины для захоронения в подземных геологических структурах;
- накопление и транспортировка на берег для последующей обработки или захоронения;
- накопление, транспортировка и сброс в море в других районах, например на больших глубинах.

Выбор того или иного варианта зависит от ряда обстоятельств. Главным из них в конечном счете является вопрос о характере, масштабах и допустимости экологических последствий при реализации каждого из возможных вариантов. В свою очередь это зависит прежде всего от объема, состава и свойств отходов.

Удаление в море. Как следует из многолетнего опыта исследований и мировой практики (см. т. 1, гл. 2 и 3), буровые промывочные жидкости на водной основе и сопутствующие им шламы относятся к категории нетоксичных веществ. Их удаление в условиях открытого моря не приводит к каким-либо необратимым экологическим последствиям, а наблюдаемые эффекты носят локальный и кратковременный характер и аналогичны тем изменениям, которые происходят при природных повышениях мутности воды, например во время штормов. Именно поэтому практика обращения с такими отходами во многих странах сводится к их сепарации (разделение жидкой и твердой фаз) и сбросу в открытое море непосредственно в районе буровых работ. Аналогичным образом поступают обычно с пластовыми водами после их очистки от остатков нефти. Простые расчеты и оценки показывают, что в большинстве случаев все другие возможные варианты не только завышают стоимость работ, но и, что самое главное, повышают экологический риск и вероятность аварийных ситуаций [Swan et al., 1994; Матишов, Никитин, 1997; Проект «Сахалин 2», 1998]. Что касается отходов, получаемых при использовании нефтесодержащих буровых растворов, то в большинстве стран их сбросы в морскую среду запрещены.

Закачка в подземные структуры. При всей на первый взгляд привлекательности и радикальности этого решения, особенно в случае нефтесодержащих отходов, оно далеко не всегда применяется на практике из-за чисто технических причин. Дело в том, что закачка суспензий и жидкостей в пласт сопряжена с целым рядом требований к их физическим и физико-химическим свойствам, которые не всегда удается обеспечить в реальных условиях морских нефтепромыслов [Pickering, 1999]. Кроме того, подземные структуры также должны удовлетворять ряду условий (проницаемость горных пород, их состав, плотность и др.), нару-

шение которых чревато большими перепадами давления, выбросами на поверхность и аварийными ситуациями. Известные примеры реализации этого способа [Minton, Last, 1994; Riviere, Garland, 1994; Swan et al., 1994] обычно носят местный и временный характер. Надо учесть также очень сильную изменчивость как геологической обстановки, так и состава и свойств отходов на разных этапах буровых и промысловых работ. Эти характеристики могут меняться даже при работах на одной и той же скважине. Ясно поэтому, что какой-либо универсальной технологии захоронения отходов в подземных структурах в принципе не существует.

Обработки и очистка отходов. Первичная обработка водоосновных буровых растворов и шламов перед их сбросом в море достаточно проста и обычно включает в себя операции разделения фаз, дегазации и промывки. Нефтедержащие буровые растворы и шламы, предназначенные для транспортировки на берег, иногда подвергают операциям первичной обработки и очистки, включая следующие процедуры:

- промывка и экстракция органическими растворителями для удаления остаточной нефти;
- дистилляция при повышенной температуре с разделением твердого осадка и нефти;
- отвержение отходов с помощью цементирующих материалов;
- обезвоживание с использованием реактивов типа сульфат алюминия;
- термическая обработка (сушка, сжигание, спекание) для удаления органической фазы и детоксикации отходов.

Эти операции выполняются либо на платформах, либо на берегу в зависимости от конкретной ситуации и выбранной схемы удаления (использования) отходов.

Наиболее сложные технические и технологические проблемы возникают на промышленном этапе, когда извлекаемые углеводороды сопровождаются пластовыми водами. Их объемы достаточно велики (от 100 м³/сут для одной скважины и до 10 тыс. м³/сут для платформ) и нарастают (до 10 и более раз по сравнению с начальными объемами) по мере «старения» месторождения, а химический состав крайне изменчив и обычно не может быть предугадан до вскрытия пласта. Обратная закачка этих вод в нагнетательные скважины хотя и практикуется иногда, тем не менее не имеет широкого применения из-за больших объемов пластовых вод, технических сложностей, соображений безопасности и относительно редкого сочетания необходимых геологических условий. В этой ситуации приходится идти на сброс пластовых вод в море с предварительной очисткой их от нефти, что представляет достаточно трудную техническую проблему, особенно на завершающих этапах эксплуатации газовых и газоконденсатных месторождений [ОИЕРФ, 1994; Riviere, Garland, 1994]. Основная сложность сепарации нефти связана с тем, что она обычно присутствует в пластовых водах в эмульгированной форме в виде мельчайших капелек размерами менее 10 мкм. Для ее отделения от больших объемов пластовой воды применяют методы центрифугирования, флотации, фильтрации, экстракции, осаждения и их комбинации. Наилучшие из имеющихся сейчас технологий позволяют очищать пластовые воды на платформах до содержания нефти в пределах 30–50 мг/л [ОИЕРФ, 1994; Otto, Arnold, 1995].

«Нулевой» сброс. Отмеченная выше тенденция к ужесточению экологических требований к морской добыче нефти и газа иногда проявляется в виде требований полного запрета на все виды сбросов. Жидкие и твердые отходы должны либо транспортироваться на берег (судами или по трубопроводам), либо закачиваться в подземные структуры. Такое требование иногда вводится в экологически уязвимых зонах в отдельных странах, например в США, где запрещен сброс отходов в трехмильной прибрежной полосе некоторых участков шельфа. Однако в большинстве стран и регионов трудно (либо невозможно) обеспечить повсеместное применение этого требования в силу следующих обстоятельств:

- опасности для персонала при транспортных операциях по перегрузке буровых отходов в ряде ситуаций и невозможности таких операций в суровых штормовых и ледовых условиях;
- риска загрязнения моря в случае аварийных ситуаций при транспортировке отходов или их закачки в пласты;
- перенесения проблем захоронения отходов с морской акватории на сушу;
- неприемлемо высокой стоимости реализации таких проектов, что в большинстве случаев равносильно отказу от них.

Какого-либо единого универсального способа решения этой проблемы по-видимому нет, да и не должно быть, если учесть практически бесконечное разнообразие возможных ситуаций и факторов — природных и техногенных. Например, в тех случаях, когда речь идет об уникальных прибрежных комплексах, особо уязвимых или ценных в рыбохозяйственном отношении участках шельфа, требование нулевого сброса или запрета добычи нефти вполне оправдано. С другой стороны, запрет на сбросы практически инертных буровых отходов при бурении в открытом море одиночных разведочных скважин с использованием водоосновных буровых растворов не имеет серьезных экологических оснований и потому не практикуется в большинстве стран.

6.4. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ СТАНДАРТЫ И ТРЕБОВАНИЯ

6.4.1. Общая характеристика

Изложенные выше природоохранные принципы и подходы, отраженные в ряде международных конвенций и в законодательстве многих стран, на практике реализуются путем введения системы соответствующих регламентов (норм, стандартов) и правил. При всем многообразии (часто запутанности) существующих сейчас в мире нормативно-правовых систем регулирования сброса отходов в море можно выделить две основные группы нормативов, которые регламентируют соответственно:

- качество воспринимающей отходы морской среды (экологические нормы, критерии, стандарты);
- качество (состав, свойства) предназначенных к сбросу отходов (технологические стандарты и нормы).

Экологические нормы. Регламенты первой группы устанавливают пороги (пределы) допустимых изменений выбранных абиотических и биотических параметров морской среды. Чаще всего для этих целей служат химические показатели допустимого содержания в воде (иногда в донных осадках) отдельных природных и антропогенных компонентов (нефти и ее углеводородов, тяжелых металлов, взвеси, содержания кислорода и т.д.). Наборы таких регламентов (ПДК, стандарты качества среды и др.) обычно включают десятки и сотни различных веществ, а количественные оценки допустимых (приемлемых) уровней для одних и тех же веществ (например, для нефтяных углеводородов) могут варьировать в разных странах и для разных условий в пределах нескольких порядков величин [Патин, 1997]. Это связано с рядом причин и прежде всего с методологическими трудностями надежной и бесспорной фиксации «безвредных», «допустимых», «недействующих» уровней содержания любого вещества в море.

Принятая в разных странах методология такого нормирования сильно различается. Однако в большинстве случаев она включает такие экспериментальные процедуры, как изучение хронического действия токсикантов на организмы разных трофических уровней, оценку биоаккумуляции и устойчивости в среде, выявление мутагенных свойств и других эффектов, которые позволяют в конечном счете судить о «допустимых» пределах содержания того иного компонента в морской среде. Эти же оценки используются для расчетов предельно допустимых сбросов (ПДС) загрязняющих веществ с учетом способности морских экосистем ассимилировать (разбавлять, разлагать и т.д.) внесенный материал без нарушения их структуры и функций.

В последние десятилетия на основе экосистемного подхода предпринимаются попытки установить морские экологические стандарты на макробиологическом уровне [Elliott, 1996; ICES, 1999; Патин, 2004]. При этом имеются в виду количественные оценки допустимых изменений видового состава, численности, биомассы и других показателей состояния морских популяций и сообществ (прежде всего бентосных) исходя из пределов их природной изменчивости. Такой подход, бесспорно, перспективен, поскольку он позволяет оценивать и регламентировать интегральные (кумулятивные) воздействия на морскую среду. Его слабое место — необходимость учета региональных и даже местных вариаций экосистемных параметров. Некоторые рекомендации, а также примеры практических приложений экологических подходов и методов для оценки последствий для морской биоты на разных этапах разработки шельфовых месторождений изложены в гл. 1.

Технологические нормы. Эта группа нормативов, называемых иногда «стандартами для конца трубы», служит для регламентации состава, свойств и объемов отходов буровых и промысловых работ при их удалении в море. При обосновании этих норм обычно исходят из упомянутого выше принципа использования наилучших из имеющихся в данное время технологий и наилучшей практики обращения с отходами. По мере совершенствования техники и технологии обращения с отходами такого рода нормы (стандарты) пересматриваются и, как правило, принимаются наиболее жесткие из возможных вариантов. В их число могут входить нормативы, ограничивающие вредные свойства отходов не только по хими-

Таблица 6.1

**Международные и национальные нормативы допустимого содержания нефти
в буровом шлеме и пластовых водах и методы испытания токсических свойств
буровых растворов**

Международная организация, страна	Содержание нефти в шлеме	Содержание нефти в пластовых водах	Нормы и методы оценки токсичности буровых растворов и их компонентов
ОСПАРКОМ	10 г/кг	40 мг/кг — среднее за месяц; 100 мг/кг — максимальное	Тестирование на водорослях, ракообразных, моллюсках и рыбах с допустимой LC ₅₀ 100–10000 мг /л за 2–10 сут; оценка стабильности в воде и накопления в организмах; предусмотрено утверждение химреагентов по результатам испытаний
ХЕЛКОМ	Сбросы запрещены	Регулируется национальными нормативами	Тестирование на водорослях, ракообразных, моллюсках и рыбах с допустимой LC ₅₀ не менее 10 г /л; оценка стабильности в воде и накопления в организмах
Великобритания	10 г/кг	40 мг/кг — среднее за месяц; 100 мг/кг — максимальное	По нормативам и процедурам ОСПАР
Дания	1 мг/кг РАУ*	40 мг/кг	По нормативам и процедурам ОСПАР
Норвегия	10 г/кг	40 мг/кг — среднее за месяц; 100 мг/кг — максимальное	По нормативам и процедурам ОСПАР
Нидерланды		40 мг/кг	По нормативам и процедурам ОСПАР
США	Отсутствие радужной пленки	29 мг/кг — среднее за месяц; 42 мг/кг — максимальное	Тестирование на мизидах с минимальной допустимой LC50 за 96 ч 3000 мг/кг
Канада	30 г/100 г твердой фазы	40 мг/кг	Тестирование на бактериях и рыбах
Италия		40 мг/кг (допускаются более жесткие нормативы)	
Египет		15 мг/кг (возможны индивидуальные нормативы)	Методы и нормативы США
Мексика	Нормативы США	Нормативы США	Методы и нормативы США
Австралия		30 мг/кг — среднее; 50 мг/кг — максимальное	Нормативы США при работах в особо уязвимых районах
Аргентина		Применяются индивидуальные нормативы	По нормативам для работ на суше

Международная организация, страна	Содержание нефти в шламе	Содержание нефти в пластовых водах	Нормы и методы оценки токсичности буровых растворов и их компонентов
Венесуэла		30 мг/кг — среднее; 50 мг/кг — максимальное	
Нигерия	Нормативы зависят от места работ	до 100 мг/кг	
Китай	То же	30–50 мг/кг	Тестирование на водорослях, моллюсках и рыбах

*РАУ — растворенные ароматические углеводороды.

ческим, но и по биологическим (токсикологическим) показателям. Основное преимущество технологических стандартов по сравнению с экологическими нормами — относительная простота и возможность их оперативного использования в контроле сброса отходов. Именно поэтому «стандарты для конца трубы» доминируют в современной мировой практике контроля и регулирования обращения с отходами. Сводка такого рода международных и национальных технологических стандартов для буровых и промышленных отходов дана в табл. 6.1.

6.4.2. Отходы буровых и промышленных работ

Буровые растворы и шламы. Наиболее полно и детально нормы и правила обращения с отходами буровых работ на международном уровне разработаны в рамках Конвенции по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики. Еще в конце 1980-х годов была принята рекомендация по устранению буровых растворов на нефтяной основе из числа базовых рецептур промывочных жидкостей при бурении морских скважин. Были также введены следующие меры и ограничения [OSPAR, 1992; Nihoul, Ducrottoy, 1994]:

- запрет использования буровых растворов на нефтяной основе при прохождении верхних горизонтов скважины;
- запрет сброса жидких и твердых буровых отходов при работах с буровыми растворами на нефтяной основе;
- запрет использования дизельного топлива как базового компонента буровых растворов;
- введение системы национального регулирования сбросов при использовании буровых растворов на нефтяной основе в тех случаях, когда это определяется причинами технического, технологического и геологического характера, а также соображениями безопасности.

Принятие этих мер привело к полному отказу в 1996 г. от сброса шламов, получаемых при использовании буровых растворов на нефтяной основе, что позволило существенно снизить потоки нефтяного загрязнения при добыче углеводородов в море по сравнению [OSPAR, 2000].

Аналогичные или близкие нормы существуют в странах других регионов. В США и Мексике в качестве критерия допустимости нефтяного загрязнения шлама принято отсутствие радужной пленки на поверхности воды при визуальных наблюдениях и при выполнении специальных тестов.

В документах обновленных Конвенций по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики (ОСПАР, 1992 г.) и Балтийского моря (ХЕЛКОМ, 1992 г.) предусмотрена также процедура эколого-токсикологического испытания буровых растворов и технологических компонентов, которая включает в себя:

- биотестирование на организмах разных трофических уровней;
- оценку растворимости органических веществ и их способности к биодеградации;
- тестирование на отсутствие биоаккумуляции отдельных компонентов.

По результатам испытаний буровых растворов и отдельных реагентов их относят к той или иной категории, что определяет условия оповещения при сбросах в море. Эти же результаты служат основой для отнесения того или иного материала к одному из трех перечней ОСПАР в зависимости от степени экологической опасности:

- *список А* включает вещества и химикаты, которые безвредны или представляют незначительную опасность для морской среды, и потому не требуют строгого регулирования (барит, бентонит, крахмал, лигнит, производные целлюлозы, известь, гипс, хлорид натрия, бикарбонат калия и др.);
- *список В* содержит вещества и реагенты, для которых имеются достаточные данные, подтверждающие их безопасное использование при контроле со стороны официальных природоохранных органов;
- *список С* относится к веществам, удаление которых в морскую среду запрещено.

В 2000 г. эта система была уточнена с учетом накопленного опыта, и в настоящее время она является наиболее эффективной из всех известных систем ограничения экологической опасности от отходов буровых работ на шельфе [OSPAR, 2000].

Обязательные процедуры токсикологических испытаний (биотестирование) буровых отходов перед их сбросом в море в той или иной модификации применяются также в других прибрежных странах — в США, Мексике, Канаде, Китае и др. Например, в США введена система тестирования отработанных буровых растворов (не реже одного раза в месяц) на одном из чувствительных видов ракообразных (*Misidopsis bahia*) и установлен предельно допустимый норматив токсичности — LC50 (за 96 ч) не менее 3000 мг/кг. Такая же методика практикуется в Мексике, Австралии и некоторых других странах [Patin, 1999].

Пластовые воды. Общепринятая практика обращения с пластовыми водами включает в себя их очистку (в основном от нефти) и сброс в море. Наиболее распространенные в настоящее время в разных странах нормы предельно допустимо-

го содержания нефти в сбрасываемых водах колеблются в пределах от 20 до 40 мг/кг (см. табл. 6.1). Верхняя из этих норм — 40 мг/кг была принята в 1978 г. Парижской конвенцией (ПАРКОМ) в качестве технического стандарта, основанного на возможностях сепарации нефти из больших объемов пластовой воды на борту промысловых платформ. Контроль за выполнением этой нормы предусматривает регулярный отбор проб сбрасываемой воды и их анализ на содержание нефтяных углеводородов.

В соответствии с Конвенцией МАРПОЛ 73/78 допустим сброс нефтесодержащих вод с концентрацией до 100 мг/кг нефти при движении судна на расстоянии более 12 морских миль от берега, тогда как в пределах до 12 миль или с неподвижного судна допустимая норма содержания нефти в сбрасываемых водах составляет 15 мг/кг. Отметим, что эти нормы не распространяются на сбросы, связанные с добычей углеводородов.

Степень очистки пластовых вод от нефти зависит не только от эффективности сепарационных систем, но и от ряда других обстоятельств. К их числу относятся: тип месторождения, длительность его эксплуатации и форма нахождения нефти в воде. В частности, нефть в пластовых водах из газовых и конденсатных месторождений (в отличие от нефтяных) особенно часто находится в форме устойчивых суспензий и эмульсий и с трудом поддается сепарации. Эти трудности многократно нарастают по мере исчерпания запасов углеводородов и увеличения объемов пластовой воды. В этой связи введение фиксированных норм допустимого содержания нефти в пластовых водах не вполне оправдано. Именно поэтому в ряде стран (США, Норвегия, Великобритания, Австралия и др.) используют среднемесячные и максимальные предельные нормы концентрации нефти при сбросе вод, которые колеблются в пределах от 10 до 100 мг/л [Neff, 1993; Patin, 1999].

Примеры национальных и международных нормативов для пластовых вод даны в табл. 6.1. Следует добавить, что такие нормативы иногда приходится пересматривать в сторону ослабления их жесткости. Такая ситуация возникла в середине 1990-х годов в районе Мексиканского залива и Северного моря [ОИЕРФ, 1994]. В результате длительной (более 15–20 лет) эксплуатации месторождений объемы пластовых вод возросли здесь настолько, что их очистка от нефти до нормативных величин стала невозможной. Специальные обследования показали, что 60 % платформ в Мексиканском заливе и 35 % в Северном море не в состоянии обеспечить соответствующие стандарты США (29 мг/л) и ОСПАРКОМ (40 мг/л).

Что касается технологических регламентов на содержание в пластовой воде других микрокомпонентов (тяжелых металлов, фенолов, полициклических ароматических углеводородов и др.), то их фактически не существует ни в национальных, ни в международных правилах обращения с пластовыми водами. Это объясняется в основном сильной изменчивостью и неопределенностью химического состава пластовых вод, а также их относительно низкой токсичностью и быстрым разбавлением до безопасных уровней при сбросе в открытые морские воды.

Современная стратегия обращения с пластовыми водами включает в себя использование новейших технологий очистки (микро- и ультрафильтрация, ультрацентрифугирование, флотация и флокуляция, сорбционные и мембранные ме-

тоды и др.), полную или частичную закачку в подземные пласты и геологические структуры, а также разработку систем комплексного контроля качества пластовых вод по химическим и токсикологическим показателям.

Другие отходы. К другим (помимо буровых отходов и пластовых вод) видам производственно-технологических отходов относятся:

- охлаждающие, балластные, льяльные и ливневые воды;
- остатки цемента и тампонажных растворов;
- пластовый песок;
- биоциды, ингибиторы коррозии, эмульгаторы и другие ингредиенты, используемые при гидростатических испытаниях и других технологических операциях;
- рассол после опреснения морской воды;
- хозяйственно-бытовые стоки;
- мусор и другие твердые отходы.

Экологическая опасность удаления в море таких материалов обычно уступает опасности сбросов буровых отходов и пластовых вод. Правила обращения с ними (очистка, удаление и др.) обычно зафиксированы в соответствующих технологических регламентах и в нормативно-правовой базе по каждому из видов отходов. Конвенция МАРПОЛ 73/78 содержит ряд международных требований и норм очистки и удаления некоторых отходов, в основном льяльных и других нефтесодержащих вод, а также хозяйственно-бытовых стоков и мусора.

6.5. МЕЖДУНАРОДНЫЙ ОПЫТ БОРЬБЫ С НЕФТЯНЫМИ РАЗЛИВАМИ

Глобальные и региональные аспекты. Разливы нефти в море относятся к категории техногенных чрезвычайных ситуаций, «дамоклов меч» которых всегда будет висеть над прибрежными государствами, пока их акватории используются для добычи и/или транспортировки углеводородов. Возникающие в таких ситуациях экологические угрозы часто выходят за пределы морских границ и юрисдикции того или государства, и потому эффективные решения соответствующих проблем возможны лишь в рамках международного сотрудничества. Такое сотрудничество активно развивается на протяжении последних десятилетий в самых разных формах и проявлениях [ИМО/UNEP, 2002]. Среди них надо отметить прежде всего:

- разработку и внедрение в рамках международных конвенций общих принципов, методов, правил и подходов к стратегии предотвращения нефтяных разливов и реагирования на них;
- создание международно-правового механизма для компенсации ущерба от разливов нефти в море с помощью соответствующих международных соглашений и фондов;
- создание сети национальных, региональных и международных центров по борьбе с нефтяными разливами.

Центральное место в системе современных международных мер борьбы с нефтяными разливами в море занимают две упомянутые выше глобальные конвенции: Конвенция МАРПОЛ 73/78 и Международная конвенция по обеспечению готовности на случай загрязнения нефти, борьбе с ним и сотрудничеству 1990 г. (Конвенция 1990 г.).

Первая из этих конвенций нацелена на предотвращение и ограничение потоков нефти в море с судов как за счет эксплуатационных сбросов нефтесодержащих отходов, так и в результате нефтяных разливов при аварийных ситуациях. Конвенция 1990 г. ориентирована на обеспечение готовности к разливам нефти и повышение эффективности мер реагирования в ситуациях, когда нефтяное загрязнение (в основном в результате аварий) становится свершившимся фактом и нужны срочные действия по ликвидации последствий.

Об эффективности мер в рамках Конвенции МАРПОЛ 73/78 можно судить по существенному сокращению количества и объемов нефтяных разливов в морях и океанах за последние десятилетия, что проиллюстрировано статистическими данными на рис. 6.1. Особенно заметное снижение числа крупных разливов нефти отмечено в морях, омывающих Европу [O'Brien, 2004]. Вместе с тем, наряду с продолжением усилий по предупреждению крупных разливов, в рамках Конвенции МАРПОЛ 73/78 в последнее десятилетие активизировалась деятельность, направленная на борьбу с малыми разливами и нелегальными сбросами нефтесодержащих отходов с судов всех типов. Именно эти потоки нефти доминируют сейчас на фоне всех других техногенных источников нефтяного загрязнения моря [Патин, 2008].

Степень готовности разных стран и регионов к быстрому и адекватному реагированию на угрозу нефтяных разливов, равно как и вероятность таких разливов в разных морских регионах сильно колеблются в силу их социально-эконо-

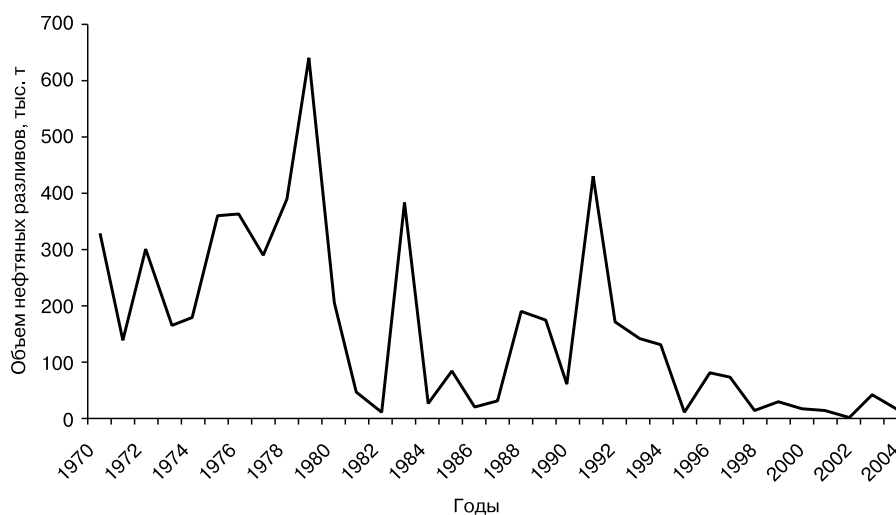


Рис. 6.1. Динамика снижения объемов нефтяных разливов (в тоннах) при перевозке нефти танкерами по данным мировой статистики [ИТОРФ, 2005]

мических, физико-географических и природно-климатических различий. Для объективного анализа этой картины Международная федерация владельцев танкеров по предупреждению загрязнения при поддержке ИМО и в рамках программа ЮНЕП «Региональные моря» подготавливает регулярные аналитические обзоры по теме «Оценка риска нефтяных разливов и состояние готовности к реагированию на уровне региональных морей». В этих обзорах для каждого из 19 выделенных морских регионов дается оценка риска нефтяных разливов, экологической чувствительности региональных побережий и степени готовности к ликвидации последствий разливов. Несмотря на некоторую упрощенность методологии региональных оценок (использование только трех градаций для категорий риска — низкий, средний, высокий) эти обзоры дают достаточно объективную картину реальных и потенциальных экологических угроз нефтяных разливов на основной акватории Мирового океана. Результаты одного из таких обзоров показаны в табл. 6.2. В свою очередь эти данные служат основой для планирования международных мер поддержки стран и регионов с высоким уровнем риска разливов и низким уровнем готовности реагировать на них.

Указанные в табл. 6.2 рейтинги приоритетности (–1, 0, +1) отражают в нарастающем порядке преобладание уровней риска нефтяных разливов над уровнями готовности прибрежных государств к ликвидации последствий разливов на региональном уровне. Как можно видеть, в категорию «неблагополучных» с этой точки зрения регионов попадают Черное и Каспийское моря. Это связано прежде всего с быстрым ростом объемов танкерных перевозок нефти в Черном море, которые в свою очередь обусловлены нарастанием объемов и масштабов добычи углеводородов на Каспии.

Анализ региональных ситуаций в разных частях Мирового океана показывает, что средние разливы нефти (объемом от 100 до 1000 т) чаще всего происходят в портах и на подходе к ним, а также при рутинных операциях погрузочно-разгрузочных работ с нефтью, бункеровки судов и др. Существенные региональные различия в риске (вероятности) таких разливов определяются не столько природными особенностями данного региона, сколько количеством нефти, экспортируемой или импортируемой отдельными странами [Moller et al., 2003]. Характерно также, что страны, которые являются крупными импортерами нефти, чаще подвергаются риску нефтяных разливов по сравнению со странами, которые преимущественно экспортируют нефть и нефтепродукты. Причины этого различия до сих пор не вполне ясны.

Принципы, меры и планы по борьбе с разливами. В Конвенции 1990 г. зафиксирован ряд ключевых положений по борьбе с нефтяными разливами, включая:

- приоритет предосторожных и превентивных мер для предупреждения аварий и устранения нефтяного загрязнения при инцидентах в море;
- необходимость быстрых и эффективных мер для снижения тяжести возможных последствий в случае аварийных разливов;
- обязательность планирования и координации действий по ликвидации разливов на местном, региональном и национальном уровнях с участием соответствующих государственных и местных органов власти, нефтяной индустрии и морской транспортной отрасли;

Таблица 6.2

**Оценки риска нефтяных разливов и уровней готовности
к реагированию для основных регионов Мирового океана [Moller et al., 2003]**

Регион	Уровень риска	Уровень готовности	Рейтинг приоритетности
Северо-Восточная Пацифика	Низкий	Низкий	0
Юго-Восточная Пацифика	Низкий	Низкий	0
Юго-Западная Атлантика	Средний	Средний	0
Карибский бассейн	Средний	Низкий	+1
Западная и Центральная Африка	Средний	Низкий	+1
Восточная Африка	Средний	Низкий	+1
Красное море и Аденский залив	Средний	Низкий	+1
Персидский залив	Средний	Низкий	+1
Средиземное море	Высокий	Средний	+1
Черное море	Высокий	Низкий	+2
Каспийское море	Средний	Низкий	+1
Балтийское море	Средний	Высокий	-1
Северо-Восточная Атлантика	Высокий	Высокий	0
Южно-Азиатские моря	Средний	Низкий	+1
Восточно-Азиатские моря	Высокий	Средний	+1
Южная Пацифика	Низкий	Низкий	0
Северо-Западная Пацифика	Высокий	Средний	+1
Арктика	Низкий	Средний	-1
Антарктика	Низкий	Низкий	0

- необходимость взаимной помощи, международного сотрудничества и обмена информацией относительно угрозы инцидентов и ликвидации их последствий;
- применимость принципа «загрязняющий платит».

Участвующие в Конвенции 1990 г. государства взяли на себя обязательства создать национальную систему для быстрого и эффективного реагирования в случае нефтяных разливов, которая должна включать:

- разработку планов по борьбе с разливами на разных уровнях — от объектов (платформа, танкер, порт и др.) до региональных и национальных;
- назначение организаций и лиц, отвечающих за готовность реагировать на инциденты в таких ситуациях;
- принятие процедур оповещения, координации действий и запросов о помощи;

- обеспечение минимального набора средств и оборудования, необходимых для борьбы с разливами;
- выполнение программ учений и тренировок для поддержания необходимой готовности персонала и оборудования к возможным инцидентам.

Состояние разработки и возможность применения этих мер, а также их потенциальная эффективность в разных странах и регионах очень сильно колеблются в зависимости от многих факторов, что показано в табл. 6.2.

Реагирование на крупные аварии должно быть отражено в национальном и региональном планах реагирования. Последовательность и содержание этапов в процессе такого планирования в соответствии с рекомендациями международных организаций показаны на рис. 6.2.

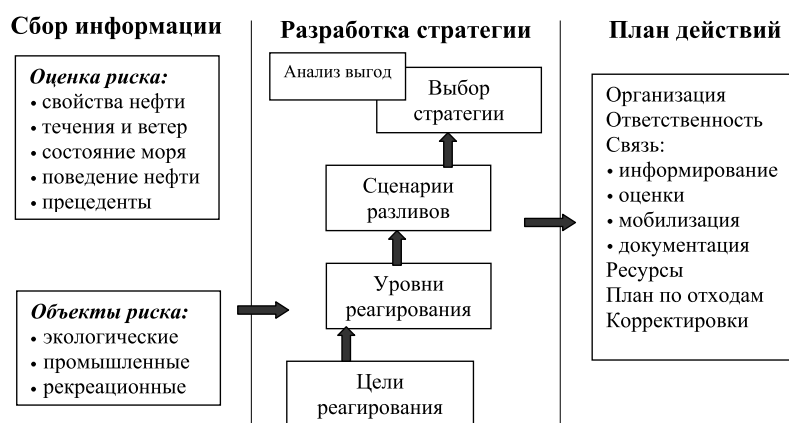


Рис. 6.2. Последовательность этапов и содержание процесса планирования действий по реагированию на нефтяные разливы [IPIECA, 2000]

На стадии подготовки планов ликвидации аварийных разливов нефти (ЛАРН) обычно анализируются все возможные сценарии и варианты применения методов и средств реагирования с отбором наиболее эффективных из них в рамках наиболее вероятных сценариев. Для решения этих задач национальные и региональные планы ЛАРН обычно предусматривают в качестве обязательных элементов:

- картирование морской прибрежной зоны с выделением наиболее чувствительных к нефти участков акватории и береговой полосы;
- создание банков данных и информационных систем для принятия решений при возникновении аварийных ситуаций;
- разработку моделей для прогноза возможных траекторий переноса нефтяных полей;
- создание систем оперативного наблюдения, мониторинга и оповещения.

В Конвенции 1990 г. заложен принцип ступенчатого (трехуровневого) планирования и осуществления мероприятий по борьбе с нефтяными разливами в зависимости от их объемов и масштаба потенциального воздействия. В свою очередь это позволяет спланировать адекватные меры и действия, которые наиболее эффективны для разлива того или иного типа. Схематически концепция

трехуровневого реагирования на нефтяные разливы показана на рис. 6.3.

Разливы первого уровня включают инциденты местного масштаба, возникающие в результате штатных (эксплуатационных) операций на том или ином объекте (судно, платформа, терминал) и оказывающие незначительное воздействие на окружающую среду. Типичными примерами таких ситуаций являются небольшие технологические утечки нефти при буровых работах на платформах, при бункерных и погрузочно-разгрузочных операциях в портах, на выносных причалах и хранилищах нефти. Как правило, объемы таких разливов не превышают нескольких десятков тонн, а их последствия ликвидируются собственными силами оператора данного объекта.

Разливы второго уровня носят более масштабный характер и возникают в результате неординарных ситуаций на объекте. Примерами могут служить аварийные выбросы нефти при бурении скважин, разрыве подводных трубопроводов, аварии судов в прибрежных водах и эстуариях, а также на акватории портов и гаваней. Объемы таких разливов могут быть относительно невелики (обычно в пределах нескольких сотен тонн), однако из-за удаленности или труднодоступности места аварии ликвидация их последствий сопряжена со значительными трудностями и обычно требует кооперации нескольких операторов промышленных объектов как между собой, так и с соответствующими государственными службами.

Разливы третьего уровня относятся к категории событий катастрофического характера и исчисляются тысячами и десятками тысяч тонн. Их масштабы и последствия выходят за пределы возможностей реагирования на втором уровне и требуют участия национальных служб и средств, а иногда и других государств и международных организаций. В связи с высоким риском экологических и экономических последствий от таких инцидентов их предотвращение и ликвидация должны занимать центральное место в национальных планах борьбы с нефтяными разливами. В этих планах должны быть четко обозначены задачи и функции всех участников.

Конечно, эти градации условны и относительно, а реальные ситуации могут выходить за пределы любых рамок и классификаций. В случае возникновения аварийного эпизода с не вполне ясными прогнозами его развития следует исходить из возможности наиболее пессимистического сценария и приводить в готовность все имеющиеся в наличии средства и ресурсы.

Предупреждение и реагирование. Вполне очевидно, что наиболее эффективные и стратегически оправданные способы борьбы с нефтяными разливами должны быть основаны на их *предупреждении*. По определению международной группы экспертов [IOSC, 2005], «предупреждение представляет собой заблаговременное использование процессов, практик, материалов и организационных мер с целью

Крупный разлив			Уровень 3
Средний разлив		Уровень 2	
Малый разлив	Уровень 1		
	Локальный	Приближенный	Удаленный

Рис. 6.3. Классификация нефтяных разливов и планов реагирования на трех уровнях в соответствии с рекомендациями международных организаций [PIECSA, 2000]

предотвратить (или избежать) нефтяной разлив». В этом определении главный акцент сделан на *намерениях* предпринять действия, которые в идеале могли бы исключить любые разливы. При всей похвальности таких намерений надо признать невозможность их стопроцентного воплощения. На практике все сводится к управлению экологическим риском нефтяных разливов с целью свести эти риски к приемлемым уровням. При этом, как показано на рис. 6.4, приходится учитывать широкий набор технологических, нормативно-правовых и других факторов.



Рис. 6.4. Факторы, условия и требования при принятии решений по управлению экологическим риском [NAS, 2005]

Что касается *реагирования*, то это понятие включает в себя практические действия, направленные на минимизацию последствий разливов путем очистки моря и берегов, введения ограничений на рыболовство и ряда других мер [Патин, 2008].

При всей, на первый взгляд, очевидности разграничения действий в рамках предупреждения разливов и реагирования на них граница между ними не всегда очевидна. В некоторых ситуациях реагирование может начинаться еще до того момента, когда разлив становится свершившимся фактом. Такое *экстренное* реагирование по существу является *последней фазой* предупредительных мер. Это бывает, например, в тех случаях, когда разлив еще не произошел, но его неизбежность очевидна, и есть возможность вмешаться в начальный ход аварийных событий с тем, чтобы предпринять экстренные меры по снижению тяжести возможных последствий. Известно, что действия, предпринятые в первые минуты и часы любой аварийной ситуации, часто определяют ход ее развития и тяжесть последствий. Подобные сценарии характерны, в частности, в случаях повреждения или крушения танкеров в море, когда сохраняется возможность теми или иными способами помешать выделению нефти или предотвратить вынос поврежденного судна на побережье.

Компенсации ущерба от разливов. Действующий сейчас международно-правовой режим компенсации ущерба от нефтяных разливов показан схематически на рис. 6.5. Этот механизм основан на двух международных конвенциях «О гражданской ответственности за ущерб от загрязнения нефтью» и «О создании международного фонда для компенсации ущерба от загрязнения нефтью», подписанных в 1992 г. с участием около 100 стран (включая Россию). Некоторые стра-

ны, например США, которые не вошли в состав участников этих Конвенций, обеспечивают такого рода компенсации на основе собственного законодательства.

Как показано на рис. 6.5, система компенсаций имеет два уровня. На первом уровне ответственность за выплаты возлагается на собственников танкеров. При этом, согласно положениям Конвенции 1992 г. о гражданской ответственности, действует принцип «строгой ответственности», который обязывает владельца танкера компенсировать ущербы от разлива нефти независимо от его фактической виновности (или невиновности) в данной аварии. В таких случаях (кроме некоторых исключений) пострадавшая сторона имеет возможность получить соответствующую компенсацию без обращения в суд. В ситуациях, когда объемы заявленных компенсаций превышают пределы ответственности владельца танкера, вступает в силу дополнительный уровень компенсации за счет взносов в Международный фонд от получателей нефти в странах, подписавших Конвенцию о фонде.

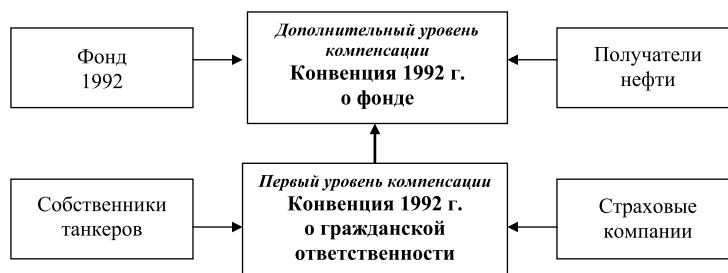


Рис. 6.5. Двухуровневая система компенсаций ущерба от аварийных разливов нефти в море на основе двух международных Конвенций [РИЕСА/ИТОРЕ, 2004]

Надо подчеркнуть, что взносы в Международный фонд 1992 г. производятся не правительствами стран, участвующих в Конвенции о фонде, а частными и другими компаниями и организациями, которые расположены на территории данного государства и являются получателями перевезенных морским путем нефти и нефтепродуктов. По данным последних лет, наибольшие вклады в Фонд поступают от компаний в Японии, Италии, Южной Кореи, Нидерландов и других стран, которые являются крупными импортерами нефти [IOPCF, 2006]. Такое распределение взносов объясняется тем, что глобальные и региональные риски нефтяных разливов возникают в значительной мере из-за необходимости покрытия энергетических потребностей именно этих стран, морские порты и терминалы которых являются конечными пунктами танкерных перевозок огромных количеств нефти и нефтепродуктов.

Экономические и экологические потери и ущербы. Как показывает опыт (см. гл. 4), нефтяные разливы могут приводить к серьезным экономическим потерям для прибрежного рыболовства, марикультуры, рекреации и туризма. В структуре таких потерь следует различать:

- непосредственные потери, например ущербы для рыбаков из-за загрязнения орудий лова или потери хозяйств по выращиванию морских организмов из-за их порчи;

- «чистые» убытки, например, из-за невозможности вести промысел в загрязненной акватории в результате введения запрета на промысел.

Иски за чистые экономические потери признаются приемлемыми только в тех случаях, когда они вызваны загрязнением, а не самим фактом инцидента или какими-либо его другими последствиями.

Во многих случаях даже после принятия экстренных превентивных мер и выполнения масштабных очистных работ нефтяное загрязнение и другие экологические нарушения на побережье остаются достаточно заметными и долговременными. В таких случаях вполне резонно ставить вопрос о дополнительных мерах по восстановлению экологической ситуации, в том числе за счет усиления природных процессов самоочищения, рекультивации побережий или восстановления численности пораженных нефтью уязвимых видов. Конвенция 1992 г. о Фонде признает приемлемость исков по оплате стоимости такого рода работ при условии их обоснованности и представления доказательств о возможности заметного улучшения ситуации в зоне загрязнения. Иски такого рода могут также включать стоимость исследований по оценке состояния природных систем после нефтяного разлива с целью обоснования дополнительных работ по снижению ущерба, причиненного окружающей среде, ресурсам и населению того или иного прибрежного района. Вместе с тем методика и правила для решения таких вопросов до сих пор остаются достаточно сложными, спорными и допускают различные интерпретации [ИТОРФ, 2001].

При оценке экологических нарушений могут возникать разногласия относительно «стоимости вреда», причиненного окружающей среде и объектам дикой природы, которые не вовлечены в хозяйственный оборот. Общепринятая методология таких оценок до сих пор отсутствует и является предметом эколого-экономических исследований и дискуссий [Bennett et al., 1997; ИТОРФ, 2001; Егорова, 2004]. Главная трудность здесь заключается в поиске консенсуса относительно способа денежной оценки тех элементов природной среды, для которых деньги не являются мерилем их «стоимости».

В некоторых странах, например в США и России, считается возможным компенсировать вред, нанесенные природе в зоне воздействия разлива, с помощью мер, предпринимаемых в других районах. Речь идет о повышении биопродуктивности (мелиорации) отдельных участков побережья или об искусственном разведении и выпуске в море ценных промысловых видов, например лососей. Однако, судя по условиям применения Конвенции 1992 г. о Фонде, такого рода компенсации считаются приемлемыми только в том случае, если они улучшают ситуацию в зонах прямого воздействия разлива или в местах, прилегающих к ним.

Выводы

1. К настоящему времени накоплен богатый мировой опыт решения природоохранных экологических проблем, связанных с освоением морских нефтега-

зовых месторождений. Этот опыт закреплён в законодательной и нормативно-правовой базе многих государств и в ряде международных конвенций. К числу базовых принципов и подходов в этой области относятся экосистемный подход к регулированию всех видов морской деятельности и превентивность (предупредительность) природоохранных мер.

2. Общеизвестные правила обращения с отходами нефтегазодобывающей отрасли на шельфе включают в себя:

- введение системы запретов на сброс в море неочищенных отходов, а также системы разрешений на сброс в случаях и при условии, когда последствия таких сбросов носят локальный, кратковременный и обратимый характер;
- дифференцированный подход к введению правил обращения с отходами с учетом экологической, рыбопромысловой или иной ценности данного региона;
- использование технологических и токсикологических регламентов (стандартов, норм) для основных видов отходов, определяющих возможность их удаления, запрета либо иного регулирующего решения.

3. К числу распространенных и апробированных в мировой практике конкретных мер обращения с отходами морской нефтегазодобычи относятся:

- разрешения сброса в открытые морские воды очищенных (в основном от нефти) пластовых вод и отходов, полученных при буровых работах с использованием промывочных жидкостей на водной основе;
- ограничения (или запреты) удаления отходов в мелководной прибрежной зоне, при экстремальной ледовой обстановке, а также в районах повышенной экологической, рыбохозяйственной, рекреационной и другой ценности;
- запрещение сброса отходов бурения скважин при использовании буровых растворов на нефтяной основе;
- введение норм допустимого содержания нефти при сбросе в море шламов (до 10 г/кг) и пластовых вод (в пределах от 10 до 100 мг/кг);
- введение ограничений на токсические свойства отработанных буровых растворов и использование стандартных процедур биотестирования для оценки их токсичности перед сбросом.

4. Современная стратегия борьбы с нефтяными разливами включает в себя следующие ключевые положения, зафиксированные в ряде международных конвенций:

- приоритет действий и мер, направленных на предотвращение нефтяных разливов;
- обязательность планирования и координации действий на местном, региональном и национальном уровнях с участием соответствующих органов власти и морской нефтегазовой индустрии;
- создание национальных служб и международных центров для быстрого и эффективного реагирования в случае крупных нефтяных разливов;
- применимость принципа «загрязняющий платит».

5. При ликвидации последствий нефтяных разливов международные подходы и правила предусматривают:

- ступенчатое (трехуровневое) реагирование в зависимости от объема разливов и масштаба их потенциального воздействия;
- необходимость быстрых и эффективных действий для снижения риска (вероятности) выноса нефти на берег;
- приоритет мер и действий, направленных на активизацию природных процессов самоочищения и восстановления нарушенных экосистем.

ЛИТЕРАТУРА

- Егорова Е.Н.* Методологические основы оценки экономического ущерба, возникающего в результате аварийных разливов нефти на морских акваториях // *Электронный журнал «Исследовано в России»*. — 2004. — С. 955–972.
- Матишиов Г.Г., Никитин Б.А.* (ред.). Научно-методические подходы к оценке воздействия газонефтедобычи на экосистемы морей Арктики (на примере Штокмановского месторождения). — Апатиты, 1997. — 393 с.
- Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — 350 с.
- Патин С.А.* Методология оценки техногенного воздействия на морские экосистемы и биоресурсы при освоении нефтегазовых месторождений на шельфе // *Водные ресурсы*. — 2004. — Т. 31, № 4. — С. 451–460.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. — М.: Изд-во ВНИРО, 2008. — 508 с.
- Проект «Сахалин 2».* Техничко-экономическое обоснование (ТЭО) Пильгун-Астохского лицензионного участка (Этап 1. Астохская площадь). — 1998.
- Цуи Ф.Т.П.* Сосуществование промышленного рыболовства и разработок морских месторождений углеводородов на восточном побережье Канады // *Материалы международного семинара «Охрана водных биоресурсов в условиях освоения нефтегазовых месторождений на шельфе РФ»*. — М.: Госкомрыболовство, 2000.
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic. Effects and potential effects. Vol. 1. — Oslo, Norway: AMAP, 2010. — 423 p.
- Arctic Council. Agreement on cooperation on marine oil pollution preparedness and response in the Arctic. — Arctic Council, 2013.
- Bakke T., Klungsøyr J., Sanni S.* Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // *Marine Environmental Research*. — 2013. — Vol. 92. — P. 154–169.
- Bennet J.F., Logan D., Heimowitz P.* State-of-the-art or junk science? The Natural Resource Damage Assessment Models // *Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference*. — Washington, D.C.: API, 1997. — P. 835–840.
- BSC (Black Sea Commission). State of the environment of the Black sea. Pressure and trends (1996-2000). — Istanbul, 2002. — 55 p.
- Buchan G., Allan R.* The impact on the fishing industry // *North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses*. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — P. 459–480.
- Cairns W.J.* (ed.). North Sea oil and the environment. Developing oil and gas resources, environmental impacts and responses. — London and New York: Elsevier Applied Science, 1992. — 722 p.
- Ehlers P.* The Baltic Sea area: Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area (Helsinki Convention) of 1974 and the revised Convention of 1992 // *Mar. Pollut. Bull.* — 1994. — Vol. 29, No. 6–12. — P. 617–621.
- Elliott M.* The derivation and value of ecological quality standards and objectives // *Mar. Pollut. Bull.* — 1996. — Vol. 32, No. 11. — P. 762–763.

- Gray J.S., Bakke T., Beck H.J., Nilsson I. Managing the environmental effects of the Norwegian oil and gas industry: From conflict to consensus // *Mar. Pollut. Bull.* — 1999. — Vol. 38. — P. 525–530.
- HELCOM (HELSINKI COMMISSION). Baltic Marine Environment Protection Commission. The Baltic marine environment (1999-2002). — Helsinki: HELCOM, 2003. — 48 p.
- HELCOM (HELSINKI COMMISSION). Baltic Marine Environment Protection Commission. Towards a Baltic Sea with environmentally friendly maritime activities. HELCOM Overview 2007 — Helsinki: HELCOM, 2007 — 11 p.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment // *ICES Cooperative Research Report.* — 2001. — No. 233. — 375 p.
- IMO (International Maritime Organization). Ballast Water Management Convention. — London: IMO, 2004. — 44 p.
- IMO (International Maritime Organization). Guidelines for the identification and designation of Particularly Sensitive Sea Areas (PSSA). Resolution A.982(24). Adopted on 1 December 2005 (Agenda item 11). — London: IMO, 2006. — 13 p.
- IMO/IPIECA. Sensitivity mapping for oil spill response. Vol. 1. Revised edition. — London: IMO, 2010. — 28 p.
- IMO/UNEP. Report of IMO/UNEP Forum on regional arrangements for cooperation in combating marine pollution incidents. Jointly organized by the International Maritime Organization and the United Nations Environment Programme (30 September – 2 October 2002, London). — London: IMO, 2002. — 211 p.
- IOPCF (International Oil Pollution Compensation Fund). Claims Manual. — 2005. — 34 p.
- IOSC (International Oil Spill Conference). Prevention, what are the next challenges. Workshop Report. — Washington, D.C.: API, 2005. — 15 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Choosing spill response options to minimize damage. Net Environmental Benefit Analysis. — IPIECA, 2000. — 20 p.
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). Biological impacts of oil pollution: fisheries. — London: IPIECA, 2003. — 28 p.
- IPIECA/ITOPF (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association / The International Tanker Owners Pollution Federation Limited). Oil spill compensation. A guide to the International Conventions on liability and compensation for oil pollution damage. — IPIECA/ITOPF, 2004. — 21 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Admissibility of claims for compensation for environmental damage under the 1992 Civil Liability and Fund Conventions. — London: ITOPE, 2001. — 10 p.
- ITOPF (International Tanker Owners Pollution Federation). Oil spill effects on fisheries. Technical Information Paper No. 3. — London: ITOPE, 2004. — 8 p.
- Minton R.C., Last N. Downhole injection of OBM cutting economical in North Sea // *Oil Gas Journal.* — 1994. — Vol. 92, No. 22. — P. 75–79.
- Moller T.H., Molloy F.C., Thomas H.M. Oil spill risks and the state of preparedness in the regional seas // *Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference.* — Washington, D.C.: API, 2003.
- NAS (National Academy of Sciences). Oil in the sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council. — Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. — 265 p.
- NEB (National Energy Board, Canada). Offshore waste treatment guidelines. — Calgary: NEB, 2010. — 28 p.
- Neff J.M. Petroleum in the marine environment: regulatory strategy and fisheries impacts. — Battelle Ocean Science Laboratory. — Duxbury, 1993. — 13 p.
- Nihoul C., Ducrottoy J.-P. Impact of oil on the marine environment: policy of the Paris Commission on operational discharges from the offshore industry // *Mar. Pollut. Bull.* — 1994. — Vol. 29, No. 6–12. — P. 323–329.
- NOGA (Norwegian Oil and Gas Association). Environmental work by the oil and gas industry. Facts and development trends. Environmental Report 2015. — Stavanger, Norway: NOGA, 2015. — 66 p.
- NOGA (Norwegian Oil and Gas Association). Norwegian oil and gas recommended guidelines for coexistence with the fishing sector when conducting seismic surveys. — Stavanger, Norway: NOGA, 2013.
- O'Brien M. ITOPE, the present oil spill problem and the CLEOPATRA products // *Mid-term Review Meeting* (Florence, 25–26 March, 2004). — ITOPE, 2004.

- OIIEPF* (Oil Industry International Exploration & Production Forum). Production water treatment — current and emerging technology // Report No. 2.64/211. — 1994. — 17 p.
- OSPAR* (Oslo and Paris Commissions). Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Discharge of oil in the Convention Area. — London: Chameleon Press, 1992. — 1992.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2009. — 88 p.
- OSPAR* (Oslo and Paris Convention). Quality status report 2010 for the North East Atlantic. — London: OSPAR Commission, 2010. — 36 p.
- OSPAR* (OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). Quality Status Report 2000. — London: OSPAR Commission, 2000. — 108 p.
- Patin S.A.* Environmental impact of the offshore oil and gas industry. — New York: EcoMonitor Publ., 1999. — 435 p.
- Petterson B.* Major environmental challenges for Norwegian offshore and shipping activities // *Mar. Pollut. Bull.* — 1994. — Vol. 29, No. 6–12. — P. 345.
- Pickering H.* A new era for the offshore oil and gas industry on UKCS // *Marine Policy.* — 1999. — Vol. 23, No. 4–5. — P. 329–346.
- Raaymakers S.* Maritime transport and high seas governance — regulation, risk and the IMO regime // International Workshop on Governance of High Seas Biodiversity Conservation (17–20 June 2003). — Cairns, Australia, 2003. — 37 p.
- RCN* (Research Council of Norway). Long-term effects of discharges to sea from petroleum-related activities. The results of ten years' research. — Oslo: RCN, 2012. — 44 p.
- Riviere L., Garland E.* Experience of produced water treatment in the North Sea // *Mar. Pollut. Bull.* — 1994. — Vol. 29, No. 6–12. — P. 312–316.
- Santillo D., Stringer R.L., Johnston P.A., Tickner J.* The precautionary principle: protecting against failures of scientific method and risk assessment // *Mar. Pollut. Bull.* — 1998. — Vol. 36. — No. 12. — P. 939–950.
- Swan J.M., Neff J.M., Young P.C.* (eds.). Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. — Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. — 696 p.
- Tamelander J., Riddering L., Haag F., Matheickal J.* Guidelines for development of national ballast water management strategies. GEF-UNDP-IMO GloBallast. — London, UK and IUCN, Gland, Switzerland. GloBallast Monographs No. 18. — 2010. — 40 p.
- WWF-Norway* (World Wild Fund, Norway). Petroleum-free zones in the Norwegian Sea. — Oslo: WWF-Norway, 2009. — 20 p.

Итак, мы рассмотрели практически все аспекты экологии морского нефтегазового комплекса (МНГК), который превратился за последние 50 лет в одну из ведущих отраслей мировой экономики и энергетики и обеспечивает сейчас до 30% общей добычи нефтегазовых углеводородов. Экспансия МНГК на морские акватории несомненно будет продолжена в XXI в., в т. ч. на шельфах России — самой богатой страны мира по морским запасам нефти и газа. Первопричина возникающих при этом экологических проблем и угроз определяется, во-первых, совпадением (либо пересечением) областей высокой нефтегазоносности и зон повышенной биопродуктивности на шельфе и, во-вторых, тем обстоятельством, что инфраструктура МНГК буквально «встроена» в морскую экосистему.

Сделанный в книге анализ накопленного многолетнего опыта решения этих проблем в нашей стране и за рубежом даёт основание для ряда важных выводов, обобщений и рекомендаций.

Прежде всего надо констатировать, что освоение морских нефтегазовых месторождений представляет собой масштабный и многоплановый вид деятельности, который оказывает комплексное воздействие на окружающую среду в форме физических, химических и биологических нарушений в водных массах и на дне. К числу физических воздействий и нарушений следует отнести: отчуждение акваторий (строительство платформ, трубопроводов и других элементов инфраструктуры), шумовые эффекты при многих работах в море, испускание звуковых ударных импульсов при сейсморазведке, формирование зон замутнения воды и нарушения состава и структуры донных осадков во время гидротехнических (грунтовых) работ. Основными источниками химического воздействия (загрязнения) являются сбросы буровых отходов и пластовых вод, а также аварийные нефтяные разливы. Биологические воздействия в виде инвазии чужеродных видов возникают в основном в результате танкерных операций с балластными водами, которые способны привести к экологическим катастрофам регионального уровня.

Современная методология оценки воздействия МНГК на морскую среду и биоресурсы находится сейчас в стадии поиска адекватных подходов и методов. Среди них наибольшее распространение получили методы, основанные на формировании шкал пространственных и временных изменений экосистемных параметров с использованием эколого-токсикологических подходов и приемов оценки экологического риска. Один из наиболее сложных и дискуссионных вопросов

связан с оценкой допустимых пределов (критериев) вредных воздействий на морские экосистемы на фоне крайне широких природных колебаний показателей их состояния.

Как следует из результатов многочисленных полевых наблюдений, характерной особенностью экологической обстановки в районах добычи и транспортировки углеводородов является локальность источников воздействия и резкая градиентность нарушения химических и биологических показателей качества среды и состояния экосистем. Экологические последствия от сброса в открытых водах современных буровых растворов и сопутствующих шламов при бурении скважин ограничиваются незначительными (кратковременными, точечными, обратимыми) нарушениями в планктоне и бентосе. Последствия удаления в море нефтесодержащих отходов носят более длительный и масштабный характер. Долговременные (кумулятивные) эффекты характерны для районов многолетней интенсивной разработки нефтегазовых месторождений на шельфе. Их проявления весьма изменчивы и специфичны в зависимости от конкретных условий, однако чаще всего они наблюдаются в виде устойчивых нарушений бентосных сообществ.

Нефтяные разливы по-прежнему остаются одним из главных источников экологической опасности, особенно в прибрежной зоне. Потери нефти особенно велики в результате крупных аварийных разливов при танкерных перевозках. В последние десятилетия наметилась тенденция к снижению частоты таких инцидентов. В то же время нарастает экологическая угроза так называемых «малых разливов». Речь идет об утечках нефти при обычных (штатных) операциях в процессе добычи и транспортировки углеводородов, а также в результате нелегальных сбросов нефтяных отходов с судов. Вклад этих источников в нефтяное загрязнение ряда регионов весьма весом и может существенно превосходить поступление нефти за счёт средних и крупных аварийных разливов.

Негативное долговременное воздействие МНГК на рыболовство возникает в основном в результате сокращения доступных для промысла акваторий, а также из-за физических помех для промысловых операций в районах расположения на дне трубопроводов и других элементов инфраструктуры. Рыбохозяйственные потери и угрозы в результате нефтяных разливов складываются преимущественно за счёт ограничений на промысел и аквакультуру во время разливов и утраты товарных качеств промысловых видов. Что касается негативных последствий нефтяных разливов для сырьевой базы рыболовства, то их обычно не удаётся обнаружить на фоне высокой изменчивости показателей состояния популяций промысловых видов.

К числу общих итогов и выводов, вытекающих из всей совокупности рассмотренных в книге материалов, следует отнести признание принципиальной возможности соблюдения МНГК достаточно жёстких национальных и международных экологических норм и требований в рамках баланса интересов всех других морепользователей, включая морское рыболовство и аквакультуру.

Подобная констатация, возможно, покажется излишне оптимистической и противоречащей некоторым приведённым в книге материалам и фактам. Однако надо подчеркнуть, что речь идет о принципиальной возможности, которую ещё предстоит реализовать в полной мере, но которая уже проявляет себя во многих

странах и регионах в виде перехода на «нулевой сброс», введения статуса особо уязвимых морских акваторий, запрета на деятельности МНГК в отдельных районах, приоритета принципа «предосторожности» и ряда других мер такого рода. Надо напомнить также, что добыча углеводородов в море отнюдь не занимает сейчас лидирующее положение по степени экологической угрозы на фоне всех остальных видов морской и прибрежной деятельности (судоходство, рыболовство, урбанизация побережий и др.). Например, вклад нефтегазовых промыслов в глобальное нефтяное загрязнение моря, как мы убедились (см. т. 1, гл. 2), не превышает нескольких процентов от тех потоков нефтяных и других отходов, которые десятилетиями поступают в прибрежную зону от многочисленных береговых источников и определяют в конечном счете экологическое неблагополучие на шельфе.

Вместе с тем, надо признать, что, несмотря на давний и пристальный интерес природоохранной науки к проблемам экологии МНГК, в этой области остаётся ряд вопросов, требующих первоочередных исследований и разработок. Это относится прежде всего к изучению долговременных последствий от наиболее опасных источников и факторов экологического риска в сфере МНГК, к которым следует отнести нефтяные разливы, операции с балластными водами танкеров, сейсморазведку и удаление с платформ пластовых вод. Последствия таких воздействий могут проявляться не только в популяционных нарушениях местной биоты, но и приводить к экологическим катастрофам на региональном уровне.

К числу актуальных проблем экологического контроля и регулирования МНГК следует отнести: вопросы методологии комплексного мониторинга в районах добычи и транспортировки углеводородов в море, оценку рыбохозяйственных последствий и ущербов на разных этапах освоения морских нефтегазовых месторождений, районирование (картографирование) прибрежных и морских зон по степени их уязвимости к техногенным воздействиям, разработку региональных мер партнерства и сотрудничества нефтегазовой и рыбохозяйственной отраслей.

В заключение остаётся ещё раз подчеркнуть сложность и многоплановость затронутых в книге проблем, их долговременный характер и насущную необходимость быстрого и адекватного реагирования на ситуацию, которая складывается сейчас на морских акваториях России и многих стран мира. Будем надеяться, что тревоги и озабоченности по этому поводу будут восприняты не только в научных кругах. Основой для такой надежды является растущее понимание необходимости сохранить живые самовоспроизводящиеся ресурсы и экосистемы морского шельфа, которые должны служить будущим поколениям и после того, как ресурсы нефти и газа будут исчерпаны.

СПИСОК ПРИНЯТЫХ СОКРАЩЕНИЙ

АСЭВ	Анализ совокупной экологической выгоды
АУВ	Алифатические углеводороды
БаП	Бенз(а)пирен
БРВО	Буровой раствор на водной основе
БРНО	Буровой раствор на нефтяной основе
БРСО	Буровой раствор на синтетической основе
БТЭК	Бензол, толуол, этилбензол, ксилол
ГИС	Географическая информационная система
ИМО (ИМО)	Международная морская организация
ЛСК ₅₀ (LC ₅₀)	Летальная медианная концентрация медианная
ЛАРН	Ликвидация аварийных разливов нефти
ЛОВ	Летучие органические вещества
МАРПОЛ 73/78	Международная конвенция по предупреждению загрязнения моря с судов
МНГК	Морской нефтегазовый комплекс
ОВОС	Оценка воздействия на окружающую среду
ООПТ	Особо охраняемые природные территории
ОСПАР (OSPAR)	Конвенция по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики
ОЧМР	Особо чувствительные морские районы
ОЭР	Оценка экологического риска
ПАУ	Полициклические ароматические углеводороды
ПАВ	Поверхностно активные вещества
ПДК	Предельно допустимая концентрация
ПДС	Предельно допустимый сброс
ПДВВ	Предельно допустимое вредное воздействие
ПМС	Поверхностный микрослой
РПК	Рейдовые перегрузочные комплексы
СПГ	Сжиженный природный газ
ХОВ	Хлорорганические вещества
ХЕЛКОМ (HELCOM)	Хельсинская конвенция по защите морской среды района Балтийского моря
ШГКМ	Штокманское газоконденсатное месторождение
ЭБЗР	Экологически и биологически значимые районы
ЭК ₅₀ (EC ₅₀)	Эффективная медианная концентрация
ЭНУ	Экстрагируемые нефтяные углеводороды

ПАТИН *Станислав Александрович*

НЕФТЬ И ЭКОЛОГИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНОГО ШЕЛЬФА

Второе издание, переработанное и дополненное

В ДВУХ ТОМАХ

Том 2

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ, МОНИТОРИНГ И РЕГУЛИРОВАНИЕ
ПРИ ОСВОЕНИИ УГЛЕВОДОРОДНЫХ РЕСУРСОВ ШЕЛЬФА**

Заведующая редакцией *Н.Э. Боровик*
Технический редактор *Л.И. Филатова*
Художественный редактор *М.Е. Котова*
Корректор *Е.Н. Гаврилова*
Компьютерная верстка *Л.И. Филатовой*

Подписано в печать 17.03.2017.

Печ. л. 18. Формат 100×70 1/16.

Тираж 300 экз. Заказ

Издательство ВНИРО
107140, Москва, ул. Верхняя Красносельская, 17
Тел.: +7 (499) 264-65-33
Факс: +7 (499) 264-91-87

==== Для ЗАМЕТОК ====

==== Для ЗАМЕТОК ====