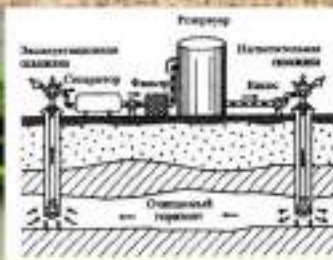
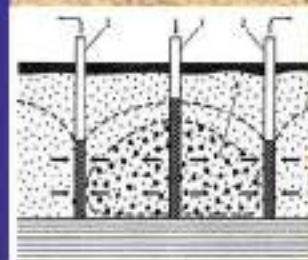


Ф.Г.ГАБИБОВ, Т.Б.АГАЕВ,
Л.В.ГУСЕЙНОВА, Л.Ф. ГАБИБОВА

ИНЖЕНЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
ДЕГРАДАЦИИ, ОЧИСТКИ И РЕКУЛЬТИВАЦИИ
ПОЧВОГРУНТОВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЬЮ И
НЕФТЕПРОДУКТАМИ



**INTERNATIONAL ACADEMY OF SCIENCE
H&E AZERBAIJAN SECTOR**

**МЕЖДУНАРОДНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК ЭКОЛОГИИ И
БЕЗОПАСНОСТИ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ (МАНЭБ)**

**Ф.Г.ГАБИБОВ, Т.Б.АГАЕВ,
Л.В.ГУСЕЙНОВА, Л.Ф. ГАБИБОВА**

**F.G. GABIBOV, T.B. AGAYEV,
L.G. GUSEYNOVA, L.F. HAVIBOVA**

**ИНЖЕНЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ ДЕГРАДАЦИИ, ОЧИСТКИ
И РЕКУЛЬТИВАЦИИ ПОЧВОГРУНТОВ,
ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЬЮ И
НЕФТЕПРОДУКТАМИ**

**ENVIRONMENTAL ENGINEERING CHAL-
LENGES OF DEGRADATION, REMEDIA-
TION AND RECLAMATION OF SOILS
CONTAMINATED WITH PETROLEUM
AND ITS PRODUCTS**

**ИЗДАТЕЛЬСТВО «ГЕОРЕСУРС»
МОСКВА-2023**

УДК 330.34:626.8:622.323
ББК 40.3

Печатается на основании Решения Ученого Совета Международной Академии Наук Н&Е, Азербайджанский сектор, от 29.09.2023 г.

Рецензенты: доктор геолого-минералогических наук, профессор **Э.Н.Халилов** (Азербайджан);
доктор технических наук, профессор **А.Б.Пономарев** (Россия);
доктор технических наук, профессор **А.Ж.Жусупбеков** (Казахстан);
доктор технических наук, профессор **Ф.М.Гаджи-заде** (Азербайджан);

Ф.Г.Габиров, Т.Б.Агаев, Л.В.Гусейнова, Л.Ф. Габирова. Инженерно-экологические проблемы деградации, очистки и рекультивации почвогрунтов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Москва, Издательство «Георесурс», 2023, 728 с.

В монографии обобщены данные по изучению свойств и распространению почв и грунтов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Приведены виды загрязнения и деградации почв и грунтов нефтью и нефтепродуктами. Подробно представлены экологические аспекты нефтяного загрязнения почв и грунтов. Описаны современные методы мониторинга, очистки и рекультивации почв и грунтов, подвергнутых загрязнению углеводородами.

Книга предназначена специалистам в области инженерной геоэкологии, почвоведения, геотехники и геохимии.

F.G. Gabibov, T.B. Agayev, L.G. Guseynova, L.F. Habibova. Environmental Engineering Challenges of Degradation, Remediation and Reclamation of Soils Contaminated with Petroleum and its Products. Moscow, Publishing House "Georesurs", 2023, 728 p.

The monograph summarizes data on the study of the properties and distribution of soils and grounds contaminated with petroleum and its products. It deals with the contamination types and degradation of soils and ground with petroleum and petroleum products. The environmental aspects of contamination of soils and ground with petroleum are presented in detail. Modern methods for monitoring, remediation and reclamation of soils and ground contaminated with hydrocarbons are described.

The book is intended for specialists in the field of engineering geoecology, soil science, geotechnics and geochemistry

ISBN 978-591545-003-5

DOI: <https://doi.org/10.36719/2023/728>

© Ф.Г.Габиров, Т.Б.Агаев, Л.В.Гусейнова,
Л.Ф. Габирова., 2023.

Аббревиатура терминов и названий организации

БВ	-Битуминозные вещества
БГЦ	-Биогеоценозы
БСВ	-Буровые сточные воды
БШ	-Буровой шлам
ВМСБ	-Воспроизводство минерально-сырьевой базы
ГБ	-Гексановые битумоиды
ГГР	-Геолого-геодезические работы
ГКЗ	-Государственный комитет по запасам полезных ископаемых
ГСМ	-Горюче-смазочные материалы
ГХБ	-Геохимические барьеры
ГОСТ	-Государственный стандарт
ДНК	-Дезоксирибонуклеиновая кислота
ДП	-Деградация почв
ДЭС	-Двойной электрический слой
ЕКО	-Емкость катионного обмена (характеристика ППК)
ЕТР	-Европейская территория России
КАХОП	-Комплексное агрохимическое окультуривание полей
ККМ	-Критическая концентрация мицелообразования
КОЕ	-Колониеобразующая единица
ЛДЗ	-Лазерное техническая система
ЛОВ	-Летучие органические вещества
МКРЗ	-Международная Комиссия Радиационной Защиты
НПП	-Нефтегазовая провинция
НПЗ	-Нефтеперерабатывающий завод
НП	-Нефтепродукты
ОБП	-Отработанный буровой раствор
ОГСВ	-Осадки городских сточных вод
ОДК	-Ориентировочно допустимая концентрация загрязняющего вещества (в почвах)
ОПС	-Окружающая природная среда
ПАВ	-Поверхностно-активное вещество
ПАУ	-Полициклические ароматические углеводороды
ПДВ	-Предельно допустимые выбросы
ПДК	-Предельно допустимые концентрации
ПЖЛ	-Повторно-жильные льды
ППК	-Почвенный поглощающий комплекс
ПТС	- Природно-техническая система

РАН	-Российская Академия Наук
СКОПЕ	-Научный Комитет по проблемам окружающей среды (Committee on Problems of the Environment –SCOPE), Париж, Франция
СПП	-Структура почвенного покрова
СТС	-Сезонно талый снег
СОС	-Спектральная отражательная способность
СКО	-Спектральные коэффициенты отражения
СКЯ	-Спектральные коэффициенты яркости
ТБО	-Твердые бытовые отходы
ТГ	-Техногенный
ТУ	-Технические указания
ТЭК	-Топливо-энергетический комплекс
ТЭС	-Тепловая электростанция
УОМ	-Углекислородфиксирующая микрофлора
ХБ	-Хлороформные битумоиды
ЭПА	-Элементарный почвенный ареал

Оглавление

	Стр.
Введение.....	18
ГЛАВА I. ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ И ОСОБЕННОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВ МИРА И РОССИИ	30
1.1. Структура земельного фонда России.....	31
1.2. Земельная реформа в России 1990-2000 гг.....	37
1.3. Особенности почвенного покрова России.....	39
1.4. Оценка уровня деградации почв России.....	46
ГЛАВА II. ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ТИП И ВИДЫ ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬНЫХ РЕСУРСОВ.....	52
2.1. Определение основных понятий и терминов.....	52
2.2. Типы деградации земель и их анализ.....	57
2.3. Особенности деградации почв в районах добычи нефти и газа	75
ГЛАВА III. МЕХАНИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ ПОЧВ	81
3.1. Деградация почв при добыче полезных ископаемых...	81
3.2. Деградация почв на лесных вырубках. Экологическая роль лесных экосистем	84
3.3. Пожары и их влияние на почвы.....	94
3.4. Устойчивость и деградация почвенно-растительного покрова тундр при антропогенных нагрузках.....	100
ГЛАВА IV. ФИЗИЧЕСКАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ.....	111
4.1. Некоторые общие вопросы.....	111
4.2. Процессы слитизации почв как выражение физической деградации.....	113
4.3. Потенциальная опасность слитизации и реальная слитость почв.....	117
4.4. Последствия физических деградаций почв.....	124
ГЛАВА V. ХИМИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ.....	127
5.1. Источники загрязнения почв.....	127
5.2. Пути химической деградации почв.....	129
5.3. Миграция загрязняющих веществ в почве.....	135
5.4. Особенности загрязнения и деградации почв тяжелыми	

металлами.....	138
5.5. Радиоактивное загрязнение и деградация почв.....	143

ГЛАВА VI. ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ СТРОИТЕЛЬСТВЕ НЕФТЯНЫХ СКВАЖИН.....	151
6.1. Источники, причины и характер загрязнения природной среды при бурении скважин.....	151
6.2. Загрязнение подземных вод при строительстве скважин.....	174

ГЛАВА VII. ПРОЦЕССЫ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ НЕФТЮЮ И НЕФТЕПРОДУКТАМИ	181
7.1. Определение понятий «нефть» и «нефтепродукты»....	181
7.2. Общие подходы к диагностике и нормированию загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами	183
7.3. Некоторые закономерности поведения нефти и нефтепродуктов в почвах разных природных зон.....	187
7.4. Пути миграции и закономерности внутрипочвенного распределения нефти и нефтепродуктов.....	195
7.5. Трансформация солевого состава почв регионов нефтедобычи.....	209
7.6. Общие закономерности техногенной трансформации нефтезагрязненных почв.....	216
7.7. Экологические следствия механических, физических и химических нарушений почв при добыче и транспортировке нефти и нефтепродуктов	227

ГЛАВА VIII. МОНИТОРИНГ ПОЧВ И ГРУНТОВ В НЕФТЯНОЙ ОТРАСЛИ	239
8.1. Понятие о геоэкологическом мониторинге	239
8.2. Особенности почвы как объекта мониторинга	243
8.3. Понятия, показатели, виды, объекты и методы почвенного экологического мониторинга.....	245
8.4. Виды специфического почвенного экологического мониторинга.....	250
8.5. Интегральная оценка степени деградации почв.....	259
8.6. Мониторинг микробиологического состояния почв....	260

8.7. Мониторинг почв по их производительной способности (бонитировочный).....	265
8.8. Дистанционный почвенный экологический мониторинг.....	268
8.9. Глобальный почвенный мониторинг.....	271
8.10. Мониторинг в районах нефтедобычи.....	275

ГЛАВА IX. ОПРЕДЕЛЕНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ПОЧВЕ..... 282

9.1. Официальные методики определения нефтепродуктов (ароматических углеводородов) в почве	283
9.1.1. Бензин (топливный) [78].....	283
9.1.2. Бензол [78].....	285
9.1.3. Изопропил бензол (кумол) и α -метилстирол [78]....	288
9.1.4. Стирол и о-, м-, п-ксилолы [78].....	290
9.1.5. Тoluол (метилбензол) [78].....	293
9.2. Методика определения суммарного содержания нефтепродуктов в почве, внесенная в Государственный реестр. Флуориметрическое определение суммарного содержания нефтепродуктов в почве [155].....	295
9.3. Хроматографические методики определения нефтепродуктов в почве.....	303
9.3.1. Газовая хроматография.....	304
9.3.2. Жидкостная хроматография.....	309
9.4. Идентификация и количественное определение индивидуальных нефтяных углеводородов в пробах почвы.....	311
9.4.1. Определение летучих органических соединений в загрязненной почве методом хромато-масс-спектрометрии	312
9.4.2. Определение состава нефтепродуктов по аналитическим признакам.....	313

ГЛАВА X. РЕАКЦИЯ ПОЧВ НА ТЕХНОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ В РАЙОНАХ НЕФТОДОБЫЧИ..... 319

10.1. Основные закономерности трансформации поглощающего комплекса почв	319
10.2. Особенности физико-химической трансформации нефтезагрязненных почв в ближайшей перспективе.....	322
10.3. Процессы физико-химической трансформации почв в	

отдаленной перспективе..... 339

ГЛАВА XI. МОДЕЛИ ПРОГНОЗА И РАЗВИТИЯ ГЕО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ И ГЕОТЕХНИЧЕСКИХ АВАРИЙНЫХ И КАТАСТРОФИЧЕСКИХ СОБЫТИЙ В НЕФТЯНОЙ ОТРАСЛИ, ПРИВОДЯЩИЕ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ПОЧВОГРУНТОВ..... 347

11.1. О теоритических основах построения законов распределения экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии..... 347

11.2. О приближенном методе вычисления функций распределения экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии..... 352

11.3. Эвристический метод формирования расчетных случаев устойчивости геотехноэкологических систем..... 358

11.4. Рассмотрение геотехноэкологических аварийных и катастрофических явлений как аналогов режимов с обострением..... 365

11.5. Об использовании при решении задач геотехноэкологии элементов теории математической микростатистики.... 368

11.6. Модель эффективности сложных инженерно-геотехноэкологических систем..... 373

11.7. О доминировании сравниваемых совокупностей геотехноэкологических параметров..... 378

11.8. Непредельные распределения сумм случайного числа случайных величин в прикладной геоэкологии.,..... 385

11.9. Конструктивный метод обеспечения потенциальной устойчивости инженерно-геоэкологической системы 392

11.10. О формировании информации об изменении состояния сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов..... 396

11.11. Статистическая оценка вероятностей проявления негативных геотехнических и инженерно-геоэкологических событий и законов их распределения..... 402

11.12. Экспертные методы оценки вероятностей редких негативных событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах..... 412

ГЛАВА XII. САМООЧИЩЕНИЕ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ И ГРУНТОВ.....	417
12.1. Основные процессы самоочищения геологической среды.....	417
12.2. Дифференциация территорий по потенциальной способности нефтезагрязненных почв к самоочищению.....	421
12.3. Ресурсный потенциал самоочищения почв Азербайджана.....	427
ГЛАВА XIII. ФИЗИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ И ПОЧВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ.....	436
13.1. Механические методы.....	436
13.2. Гидродинамические методы.....	438
13.3. Аэродинамические методы.....	444
ГЛАВА XIV. ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ.....	449
14.1. Электрохимические и электрокинетические методы удаления загрязнителей.....	449
14.2. Электроосмотическое удаление, органических загрязнителей.....	452
14.3. Электрофоретическое удаление загрязнителей.....	456
14.4. Электрохимические методы деструкции нефтяных загрязнителей.....	458
14.5. Электрохимические методы локализации загрязнителей.....	462
ГЛАВА XV. ХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ.....	463
15.1. Химические методы удаления углеводородных загрязнителей.....	463
15.2. Химическая локализация загрязнителей.....	468
15.3. Физико-химическое удаление загрязнителей.....	474
15.4. Удаление загрязнителей с помощью диффузиофореза.....	479
15.5. Физико-химическая локализация загрязнителей.....	786

ГЛАВА XVI. БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ПОЧВ И ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ.....	490
16.1. Методы биодegradации загрязнителей.....	490
16.2. Методы биопоглощения углеводородных загрязнителей.....	501
16.3. Вермикультура и очистка почв и грунтов от нефти и нефтепродуктов.....	504
ГЛАВА XVII. РЕКУЛЬТИВАЦИЯ НАРУШЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ, ОЧИСТКА, УТИЛИЗАЦИЯ И ПЕРЕРАБОТКА БУРОВЫХ ОТХОДОВ В НЕФТЯНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ.....	513
17.1. Основные понятия, направления и мероприятия по рекультивации нарушенных земель в нефтяной отрасли....	513
17.2. Техника и технология очистки буровых сточных вод (БСВ).....	524
17.3. Техника и технология утилизации и обезвреживания отработанных буровых растворов (ОБР) и бурового шлама (БШ)	536
17.4. Утилизация нефтешламов.....	559
17.5. Основные направления использования нефтеотходов в качестве вторичного сырья.....	572
ГЛАВА XVIII. СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ СОВРЕМЕННЫХ ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ И ИННОВАЦИЙ ПО ОЧИСТКЕ ПОЧВ, ГРУНТОВ, ГРУНТОВЫХ ВОД И РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ В НЕФТЯНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ	594
18.1 Системный анализ инноваций по очистке почвогрунтов от нефти и нефтепродуктов и рекультивации земель, основанных на физических методах	594
18.2. Технологии очистки грунтовых вод от нефти и нефтепродуктов	623
18.3. Системный анализ инновационных технологий очистки почвогрунтов от нефтяных загрязнений и рекуль-	

тивации земель основанные на использовании сорбционных методов.....	638
18.4. Системный анализ современных инновации по очистке почвогорунтов и шламов от нефти и нефтепродуктов и рекультивации территорий, основанных на биологических методах.....	659
Литература.....	702

Contents

	Pages
Introduction	18
CHAPTER I. LAND RESOURCES AND PECULIARITIES OF SOIL COVER OF THE WORLD AND RUSSIA	30
1.2. Structure of the Land Fund of Russia.....	31
1.2. Land Reform of Russia in 1990-2000.....	37
1.3. Soil Cover Features of Russia.....	39
1.4. Assessment of Soil Degradation Level of Russia	46
CHAPTER II. MAIN FACTORS, TYPES OF LAND RESOURCES DEGRADATION.....	52
2.1. Definition of Basic Concepts and Terms.....	52
2.2. Types of Land Degradation and Their Analysis.....	57
2.3. Peculiarities of Soil Degradation in Oil and Gas Mining Areas	75
CHAPTER III. MECHANICAL DISTURBANCE OF SOIL	81
3.1. Soil Degradation in a Mining Process.....	81
3.2. Soil Degradation in Forest Clearings. Ecological Role of Forest Ecosystems.....	84
3.3. Fires and their Impact on Soils.....	94
3.4. Stability and Degradation of Tundra Soil and Vegetation Cover under Anthropogenic Loads.....	100
CHAPTER IV. PHYSICAL DEGRADATION OF SOIL...	111
4.1. Some General Questions.....	111

4.2. Processes of Soil Compaction as an Expression of Physical Degradation.....	113
4.3. Potential Danger of Compaction and Actual Soil Compaction.....	117
4.4. Consequences of physical soil degradation.....	124
CHAPTER V. CHEMICAL CONTAMINATION AND SOIL DEGRADATION.....	127
5.1. Sources of Soil Contamination.....	127
5.2. Pathways of Chemical Degradation of Soils.....	129
5.3. Migration of Contaminants in Soil.....	135
5.4. Peculiarities of Soil Contamination and Degradation with Heavy Metals.....	138
5.5. Radioactive Contamination and Soil Degradation.....	143
CHAPTER VI. SOURCES OF ENVIRONMENTAL POLLUTION DURING THE CONSTRUCTION OF OIL WELLS.....	151
6.1. Sources, Causes and Nature of Environmental Pollution During Well Drilling.....	151
6.2. Groundwater Pollution During Well Construction.....	174
CHAPTER VII. SOIL DEGRADATION PROCESSES IN CONTAMINATION OF PETROLEUM AND ITS PRODUCTS.....	181
7.1. Definition of the Concepts “Petroleum” and “Petroleum products”.....	181
7.2. General Approaches to Diagnosis and Standardization of Soil Contamination with Petroleum and its Products.....	183
7.3. Some Patterns on Behavior of Petroleum and its Products in Soils of Different Natural Zones.....	187
7.4. Migration routes and patterns of Intrasoil Distribution of Petroleum and its Products.....	195
7.5. Transformation of the Salt Composition of Soils in Oil Production Regions.....	209
7.6. General Patterns of Technogenic Transformation of Oil-Contaminated Soils.....	216

7.7. Ecological Consequences of Mechanical, Physical and Chemical Disturbances of Soils in the Production and Transportation of Petroleum and its Products.....	227
---	-----

CHAPTER VIII. MONITORING OF SOILS AND GROUNDS IN OIL INDUSTRY.....	239
8.1. Concept of Geocological Monitoring	239
8.2. Peculiarities of Soil as a Monitoring Object.....	243
8.3. Concepts, Indicators, Types, Objects and Methods of Soil Environmental Monitoring.....	245
8.4. Types of Specific Soil Environmental Monitoring.....	250
8.5. Integral Assessment of Soil Degradation Degree	259
8.6. Monitoring of Microbiological State of Soils.....	260
8.7. Monitoring of Soils according to their Productivity (Assessment).....	265
8.8. Remote Soil Environmental Monitoring.....	268
8.9. Global Soil Monitoring.....	271
8.10. Monitoring in Petroleum Production Areas.....	275

CHAPTER IX. DETERMINATION OF PETROLEUM PRODUCTS IN SOIL.....	282
9.1. Official Methods for Determining Petroleum Products (Aromatic Hydrocarbons) in Soil.....	283
9.1.1. Gasoline (Fuel).....	283
9.1.2. Benzene.....	285
9.1.3. Isopropyl Benzene (Cumene) and α -Methylstyrene.....	288
9.1.4. Styrene and <i>o</i> -, <i>m</i> -, <i>p</i> -Xylenes.....	290
9.1.5. Toluene (methylbenzene).....	293
9.2. Methodology for Determining the Total Content of Petroleum Products in Soil, Included in the State Register. Fluorimetric Determination of the Total Content of Petroleum Products in Soil.....	295
9.3. Chromatographic Methods for Determining Petroleum Products in Soil.....	303
9.3.1. Gas Chromatography.....	304
9.3.2. Liquid Chromatography.....	309
9.4. Identification and Quantification of Individual Petroleum	

Hydrocarbons in Soil Samples.....	311
9.4.1. Determination of Volatile Organic Compounds in Contaminated Soil by Gas Chromatography-Mass Spectrometry...	312
9.4.2. Determination of Petroleum Products Composition by Analytical Characteristics.....	313
CHAPTER X. SOIL REACTION TO TECHNOGENIC IMPACTS IN PETROLEUM PRODUCTION AREAS.....	319
10.1. Basic Patterns of Transformation of Absorbent Soil Complex.....	319
10.2. Peculiarities of Physicochemical Transformation of Oil-Contaminated Soils in Near Future.....	322
10.3. Processes of Physicochemical Transformation of Soils In The Long Term.....	339
CHAPTER XI. MODELS FOR PREDICTION AND DEVELOPMENT OF GEOECOLOGICAL AND GEOTECHNICAL EMERGENCY AND CATASTROPHIC EVENTS IN OIL INDUSTRY, LEADING TO SOIL CONTAMINATION	347
11.1. On the Theoretical Foundations for Constructing Laws of Distribution of Extreme Values in Engineering Geotechnocology.....	347
11.2. On an Approximate Method for Calculating Distribution Functions of Extreme Values in Engineering Geotechnocology.....	352
11.3. A Heuristic Method for Generating Design Cases of Stability of Geotechnocological Systems.....	358
11.4. Consideration of Geotechnocological Emergency and Catastrophic Phenomena as Analogues of Regimes with Aggravation.....	365
11.5. On the Use of Elements of the Theory of Mathematical Microstatistics in Solving the Problems of Geotechnocology	368
11.6. Model of the Efficiency of Complex Engineering-Geotechnocological Systems.....	373
11.7. On the Dominance of Compared Sets of Geotechnoco-	

logical Parameters.....	378
11.8. Non-limit Distributions of Sums of a Random number of Random Variables In Applied Geoecology.....	385
11.9. A Constructive Method for Ensuring The Potential Stability of an Engineering-Geoecological System.....	392
11.10. On the Generation of Information on Changes in the State of Complex Geotechnical and Engineering-Geoecological Objects.....	396
11.11. Statistical Assessment of the Probabilities of Negative Geotechnical and Engineering-Geoecological Events Occurrence and the Laws of Their Distribution.....	402
11.12. Expert Methods for Assessment of the Probabilities of Rare Negative Events in Complex Geotechnical and Engineering-Geoecological Objects.....	412
 CHAPTER XII. SELF-PURIFICATION OF OIL-CONTAMINATED SOILS AND GROUNDS.....	 417
12.1. Basic Processes of Self-Purification of Geoecological Environment.....	417
12.2. Differentiation of Territories according to the Potential Ability of Oil-Contaminated Soils to Self-Purification.....	421
12.3. Resource Potential for Self-Purification of Soils in Azerbaijan.....	427
 CHAPTER XIII. PHYSICAL METHODS FOR REMEDIATION OF SOILS AND GROUNDS FROM PETROLEUM AND ITS PRODUCTS.....	 436
13.1. Mechanical methods.....	436
13.2. Hydrodynamic methods.....	438
13.3. Aerodynamic methods.....	444
 CHAPTER XIV. ELECTROCHEMICAL METHODS FOR REMEDIATION OF SOILS FROM PETROLEUM AND ITS PRODUCTS	 449
14.1. Electrochemical and Electrokinetic Methods for Removing Pollutants.....	449
14.2. Electroosmotic Removal of Organic Pollutants.....	452

14.3. Electrophoretic Removal of Pollutants.....	456
14.4. Electrochemical Methods for Destruction of Oil Pollu- tants.....	458
14.5. Electrochemical Methods for Localization of Pollutants...	462

CHAPTER XV. CHEMICAL AND PHYSICO-CHEMICAL METHODS FOR REMEDIATION OF SOILS FROM PETROLEUM AND ITS PRODUCTS..... 463

15.1. Chemical Methods for Removing Hydrocarbon Pollu- tants.....	463
15.2. Chemical Localization of Pollutants.....	468
15.3. Physicochemical Removal of Pollutants.....	474
15.4. Removal of Pollutants using Diffusiophoresis.....	479
15.5. Physicochemical Localization of Pollutants.....	786

CHAPTER XVI. BIOLOGICAL METHODS FOR RE-MEDIATION OF SOILS AND GROUNDS FROM PE-TROLEUM AND ITS PRODUCTS..... 490

16.1. Methods for Biodegradation of Pollutants.....	490
16.2. Methods for Bioabsorption of Hydrocarbon Pollutants...	501
16.3. Vermiculture and soil cleaning and soils from oil and pe- troleum products.....	504

CHAPTER XVII. RECLAMATION OF DISTURBED LANDS, REMEDIATION, UTILIZATION AND PRO-CESSING OF DRILLING WASTES IN OIL INDUS-TRY..... 513

00017.1. Basic Concepts, Directions and Measures for Recla- mation of Disturbed Lands in Oil Industry.....	513
17.2. Equipment and Technology for Drilling Wastewater (DWW) Treatment	524
17.3. Equipment and Technology for Utilization and Neutrali- zation of spent drilling fluids (SDF) and drilling sludge (DS).....	536
17.4. Utilization of Oil Sludge.....	559
17.5. Main Directions of Using Oil Waste as Secondary Raw	

Materials.....	572
CHAPTER XVIII. SYSTEM ANALYSIS OF MODERN TECHNICAL SOLUTIONS AND INNOVATIONS FOR REMEDIATION OF SOILS, GROUNDS, GROUND-WATER AND LAND RECLAMATION IN OIL INDUSTRY.....	594
18.1. System analysis of Innovations for Remediation of Soils from Petroleum and its Products and Land Reclamation Based on Physical Methods.....	594
18.2. Technologies for Remediation of Groundwater from Petroleum and its Products.....	623
18.3. System Analysis of Innovative Technologies for Remediation of Soils from Oil Contamination and Land Reclamation Based on the Use of Sorption Methods.....	638
18.4. System Analysis of Modern Innovations for Remediation of Soils and Sludge from Petroleum and its Products and Reclamation of Territories based on Biological Methods.....	659
Literature.....	702

ВВЕДЕНИЕ

Почвенный и грунтовый покров представляет собой важнейший компонент биосферы Земли. Именно почвогрунтовая оболочка определяет многие процессы, происходящие в биосфере в целом. Особые свойства и функции почвенного покрова проявляются в плодородии почв, в их способности производить органическую биомассу. Почвы обеспечивают существование наземной растительности, которая использует солнечную энергию в 9 раз интенсивнее, чем живое вещество океана. Через почву проходят наиболее значительные потоки многих элементов в биосфере: углерода, кислорода, азота, калия, магния, фосфора, серы и др. Важнейшее значение почв состоит в аккумуляции органического вещества, различных химических элементов, а также энергии. Почвенный покров выполняет функции биологического поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязнений. Таким образом, почвы представляют собой незаменимую часть механизма биосферы [122]. Если это звено будет разрушено или уничтожено на больших пространствах, то установившееся функционирование биосферы необратимо нарушится. Именно поэтому чрезвычайно важно изучение современного состояния почвенного покрова и его изменения под влиянием антропогенной деятельности.

Добыча углеводородного сырья (в том числе нефти), воздействие газо-, нефте- и полупродуктов на почвенный и грунтовый покров проявляется в основном в механическом нарушении почвенного покрова при строительстве и ремонтных работах трубопроводов и химическом загрязнении почвогрунтов. При этом следует учитывать также поступление в окружающую природную среду (ОПС) тяжелых металлов в составе нефти и при разрушении труб.

Строительство трубопроводов часто приводит к нарушению не только почвенного покрова, но и ландшафта в целом. Масштабы нарушений почвенного покрова, вызванных механическим воздействием, зависят, с одной стороны, от размера вводимых сооружений, а с другой - от ранимости ОПС в различных регионах.

Строительно-монтажные и ремонтные работы сопровождаются механическим перемешиванием почвенной толщи, погребением гумусовых, наиболее плодородных горизонтов, загрязнением естественной почвы непочвенными материалами и токсическими веще-

ствами. При этом изменяются не только морфологические признаки почв, но и весь комплекс физических, химических и биологических свойств. Нарушаются гидрологический, воздушный и тепловой режимы, и как следствие, баланс элементов питания, то есть уровень плодородия почв. Все эти процессы вызывают снижение продуктивности сельскохозяйственных угодий, ухудшают состояние естественных фитоценозов. Так как почва представляет собой динамичную целостную систему, то изменение физических и химических параметров ее состояния приводит к сдвигу равновесного состояния в сообществах почвенных микроорганизмов.

В целом, пертурбация и снятие плодородных горизонтов почвы приводят к двум основным последствиям:

- кардинально изменяются собственно почвенные свойства (физические, химические, биологическая активность);
- развиваются несвойственные ненарушенному почвенному покрову гипергенные процессы (водная и ветровая эрозия, заболачивание, деградация болот и др.), либо интенсивность данных процессов возрастает [230].

Характерным примером объектов, где механический фактор нарушения почвеннорастительного покрова инициировал нежелательные гипергенные процессы, являются предприятия по добыче и транспорту газа на Апшеронском полуострове в Азербайджане в Западной Сибири, на Ямале и других регионах. Разрушение хрупких тундровых экосистем вызвало эскалацию процессов водной эрозии почв. Восстановление нарушенных земель проводится в незначительных объемах, в целом по нефтеперерабатывающей промышленности России площади рекультивированных почв составляют не более 22%.

Большую опасность для нормального функционирования почв представляет загрязнение сырой нефтью и нефтепродуктами, которое проявляется в изменении физикохимических свойств почв, в торможении интенсивности биологических процессов, снижении растворимости большинства микроэлементов, резком увеличении соотношения между углеродом и азотом и т. д. Нефтяное загрязнение препятствует нормальному тепло- и газообмену почв, что может вызвать некоторые изменения климатических условий. При высоких дозах нефти почвенная масса становится гидрофобной, механические элементы и структурные агрегаты покрываются нефтяной пленкой, ко-

торая изолирует питательные вещества от корневых систем растений. Почвенные частицы слипаются, а при старении и частичном окислении компонентами нефти последняя загустевает, и почвенный слой превращается в асфальтоподобную массу, которая совершенно непригодна для произрастания естественной растительности или возделывания сельскохозяйственных культур. Происходит изменение цвета почвы, ухудшается структура, реакция почвенного раствора сдвигается в щелочную сторону, общее содержание углерода увеличивается в 2-10 раз, а количество углеводов - в 10-100 раз. Общая численность и видовое разнообразие почвенных микроорганизмов при этом претерпевают значительные изменения.

При нефтяном загрязнении тесно взаимодействуют три группы экологических факторов:

- уникальная многокомпонентность состава нефти, находящегося в процессе постоянного изменения;
- гетерогенность состава и структуры любой экосистемы, находящейся в процессе постоянного развития;
- многообразие и изменчивость внешних факторов, под воздействием которых находится экосистема: температура, давление, влажность, состояние атмосферы, гидросферы и т. д.

Для достоверной оценки процессов накопления и трансформации нефти и нефтепродуктов в почве, изучения их токсичности, а также для удаления данных веществ необходимо учитывать конкретное сочетание этих трех групп факторов.

Сырая нефть представляет собой сложную смесь алифатических (метановых), циклических (нафтеновых), циклических ненасыщенных (ароматических) и смешанных (гибридных) углеводов (метаново-нафтеновых и нафтеново-ароматических), содержащую также небольшие количества соединений серы и азота. В составе нефти обнаружено свыше 1000 индивидуальных органических веществ, содержащих 83-87% углерода, 12-14% водорода, 0,5-6% серы, 0,02-1,7% азота, 0,005-3,6% кислорода и незначительную примесь минеральных соединений. В жидких углеводородах растворены смолисто-асфальтеновые высокомолекулярные соединения, содержащие до 88% углерода.

Нефть разных месторождений содержит одни и те же химические компоненты, но может различаться их соотношением. Например, в Бакинской нефти преобладают алканы и нафтены, а в нефти

Краснодарского края содержится заметное количество ароматических углеводородов.

Токсичность нефти определяется присутствием летучих ароматических углеводородов - толуола, ксилола, бензола, нафталина и др. Они легко разрушаются и удаляются из почвы. Поэтому период острого токсичного действия сравнительно небольшой. Напротив, парафины не оказывают сильного токсического действия на почвенную биоту или планктон и бентос морей и океанов, но благодаря высокой температуре отвердевания существенно влияют на физические свойства почвы, изменяют ее структуру. Высокое содержание серы свидетельствует об опасности сероводородного загрязнения почв и поверхностных вод.

Легкая фракция нефти ($t_{\text{кип}} < 200^{\circ}\text{C}$), куда входят наиболее простые по строению низкомолекулярные метановые (алканы), нафтеновые (циклопарафины) и ароматические углеводороды, наиболее подвижная часть нефти. Большую часть легкой фракции составляют метановые углеводороды с числом углеродных атомов от 5 до 11 (пентан, гексан, гептан, октан, нонан, декан, ундекан). Нормальные (неразветвленные) алканы составляют в этой фракции 50-70%. Метановые углеводороды легкой фракции, находясь в почвах, водной и воздушной средах, оказывают наркотическое и токсическое действие на живые организмы. Особенно быстро действуют нормальные алканы с короткой углеродной цепью, содержащиеся, в основном, в легких фракциях нефти. Эти углеводороды лучше растворимы в воде, легко проникают в клетки организмов через мембраны организма. Нормальные алканы, содержащиеся в цепочке менее 9 атомов углерода, большинством микроорганизмов не ассимилируются, хотя могут быть окислены. Их токсичность ослабляется в присутствии нетоксичного углеводорода, который уменьшает общую растворимость алканов.

Легкая фракция, мигрируя по почвенному профилю и водоносным горизонтам, расширяет, иногда значительно, ореол первоначального загрязнения. На поверхности эта фракция в первую очередь подвергается физико-химическим процессам разложения, входящие в ее состав углеводороды наиболее быстро перерабатываются микроорганизмами.

Углеводороды легкой фракции обладают повышенной токсичностью для живых организмов, но их высокая испаряемость способствует быстрому самоочищению ОПС. Значительная часть легкой

фракции нефти разлагается и улетучивается еще на поверхности почвы или смывается водными потоками. Путем испарения из почвы удаляется от 20 до 40% легкой фракции.

Метановые углеводороды во фракции, кипящей выше 200°C (пристан $C_{19}H_{40}$, фитан $C_{20}H_{42}$ и др.), практически нерастворимы в воде. Их токсичность выражена гораздо слабее, чем у низкомолекулярных структур.

Содержание *твердых метановых углеводородов (парафина)* в нефти колеблется от очень малых количеств до 15-20%. Эта характеристика очень важна при изучении нефтяных разливов на почвах и грунтах. Твердый парафин не токсичен для живых организмов, но вследствие высоких температур застывания (+18°C и выше) и растворимости в нефти (+40°C) в условиях земной поверхности он переходит в твердое состояние, лишая нефть подвижности.

Твердый парафин трудно разрушается, с трудом окисляется на воздухе. Он надолго может «запечатать» все поры почвенного покрова, лишив почву свободного влаго- и газообмена. Это, в свою очередь, приводит к полной деградации биоценоза.

К циклическим углеводородам в составе нефти относятся нафтеновые (циклоалканы) и ароматические (арены). Общее содержание нафтеновых углеводородов в нефти изменяется в среднем от 35 до 60%. Циклические углеводороды с насыщенными связями окисляются очень трудно, что связано с их малой растворимостью и отсутствием функциональных групп. Биodeградация полярных алканов идет легче, окисление происходит главным образом по месту присоединения боковой цепи или по месту соединения циклов.

Ароматические углеводороды - наиболее токсичные компоненты нефти. При концентрации 1% в воде они вызывают гибель всех водных растений. С увеличением содержания ароматических соединений в нефти возрастает ее гербицидная активность [64]. Содержание ароматических углеводородов в нефти изменяется от 5 до 55%.

Бензол и его гомологи оказывают более быстрое токсическое действие на организм, чем полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). Последние действуют медленнее, но более длительное время, являясь хроническими токсикантами.

Ароматические углеводороды трудно поддаются разрушению, обычно медленно окисляясь микроорганизмами.

Смолы и асфальтены относятся к высокомолекулярным компонентам нефти, определяя во многом ее физические свойства и химическую активность. Структурный каркас смол и асфальтенов составляют высококонденсированные полициклические ароматические структуры, состоящие из десятков колец, соединенных между собой гетероатомными структурами, содержащими серу, углерод, азот. Смолы - вязкие мазеподобные вещества с относительной молекулярной массой 500-1200, асфальтены - твердые вещества, растворимые в низкомолекулярных углеводородах с массой 1200-3000. В них содержится основная часть микроэлементов нефти.

Вредное экологическое действие смол и асфальтенов заключается не столько в химической токсичности, сколько в изменении водно-физических свойств почв. Если нефть просачивается сверху, ее смолисто-асфальтеновые компоненты сорбируются в основном в верхнем, гумусовом горизонте, иногда прочно цементируя его. При этом уменьшается поровое пространство почвы. Смолисто-асфальтеновые компоненты гидрофобны. Обволакивая корни растений, они снижают поступление к ним влаги, в результате чего они засыхают.

При поступлении на земную поверхность нефть оказывается в качественно новых условиях существования: из анаэробной обстановки с замедленными темпами геохимических процессов она попадает в хорошо азотируемую среду, в которой помимо абиотических факторов, большую роль играют биогеохимические факторы и прежде всего деятельность микроорганизмов.

В почвах нефть и нефтепродукты могут находиться в следующих формах:

- в пористой среде - в парообразном и жидком легко подвижном состоянии, в свободной или растворенной водной или водно-эмульсионной фазе;
- в пористой среде и трещинах - в свободном неподвижном состоянии, играя роль вязкого или твердого цемента между частицами и агрегатами почвы; в связанном состоянии на частицах почвы, в том числе на гумусовой составляющей почвы;
- поверхностном слое почвы в виде плотной органико-минеральной массы.

На рис.1. схематически показаны возможные процессы трансформации углеводородов в почве.



Рис. 1. Поведение ксенобиотиков (углеводородов нефти) в почве

Будучи смесью различных по строению и свойствам компонентов, нефть разлагается очень медленно - процессы деструкции одних соединений ингибируются другими, при трансформации отдельных компонентов происходит образование трудноокисляемых форм и т. д. Преобладание в составе нефти легких фракций способствует быстрому испарению наиболее токсичных компонентов нефти из почв. Преобладание тяжелых фракций в составе нефти и наличие в ней высокого содержания серы ($>0,5\%$) способствует тому, что стойкие битуминозные вещества могут длительное время сохраняться и накапливаться в почвах. При одинаковом составе нефти степень опасности загрязнения целиком определяется конкретными природно-климатическими условиями. В табл. 1 приведены уровни содержания нефти и нефтепродуктов, представляющие различную степень опасности для черноземных почв.

Таблица 1

**Оценка степени загрязнения почвы нефтью и нефтепродуктами для
черноземной зоны Украины**

Степень загрязнения почвы	Содержание нефти, мг/кг
Отсутствие загрязнения	<400
Слабое	3000-6000
Среднее	6000-12000
Сильное	12000-25000
Очень сильное	>25000

Вертикальное передвижение нефти и нефтепродуктов по почвенному профилю создает эффект хроматографической колонки, приводящей к их дифференциации: в гумусовоаккумулятивных горизонтах сорбируются высокомолекулярные компоненты, содержащие смолисто-асфальтеновые и циклические соединения; легкие углеводороды проникают в нижележащие минеральные горизонты.

Глубина проникновения нефти и ее боковая миграция в различных типах почв зависят от механического состава почв и фунтов, водного режима почв, уровня грунтовых вод, уклона и расчлененности территории, объема разлитой нефти, сезона разлива, мощности и строения надпочвенного растительного покрова и др. Так, на болотных участках глубина проникновения нефти при высоком стоянии грунтовых вод обычно не превышает 10 см. В торфянисто-подзолистых почвах просачивание происходит только до глубины подзолисто-глеевого горизонта (10-20 см), который становится упором на пути проникновения нефти. В торфяно-болотных почвах нефть способна проникать на глубину до 20-50 см и растекаться в горизонтальном направлении.

При аварийных выбросах нефти формируются достаточно контрастные ореолы загрязнения, обладающие сложной пространственной структурой. Зональность данных ореолов обусловлена закономерностями радиальной и латеральной миграции загрязняющих веществ. Среди других причин, определяющих общие особенности строения ореолов загрязнения, наиболее важное место имеют:

- свойства исходных почв и соответственно свойства элементарных геохимических ландшафтов;
- способы использования земель;

- изменение окислительно-восстановительных условий.

В связи с этим скорость деградации нефти, активность самоочищения почв или устойчивое сохранение в них загрязняющих веществ в разных ландшафтах заметно различаются.

Высокая интенсивность процессов трансформации характерна для почв с высоким уровнем естественного плодородия, имеющих благоприятный режим аэрации и высокую биологическую активность; в почвах супераквальных ландшафтов (с избыточным увлажнением) разложение нефти замедленно. При этом процессы оглеения можно рассматривать как фактор, препятствующий деградации нефти в почвах. Исследованиями З.Ю. Дибировой (2001) показано, что эродированность и засоление уменьшают сопротивляемость почв к загрязнению нефтью и нефтепродуктами.

При авариях нефтепроводов в зимнее время воздействие нефти на ОПС будет иметь свою специфику: растительности, находящейся в состоянии покоя, и мерзлым почвам будет нанесен меньший вред, чем летом, несмотря на то, что зимой общая активность самоочищения от пленок сырой нефти в 3 раза меньше, чем в условиях положительных температур. Здесь основную роль играет испарение со снежной и ледяной поверхности - 50-80%; фотоокисление - 15-35%. Пятна нефти нарушают термическое состояние снега и льда, тем самым усиливая их таяние. Благодаря этому образуются проталины, препятствующие распространению нефти. Прекращение растекания нефти и ее локализация будут происходить также за счет увеличения ее вязкости при низких температурах. Лед способен захватывать нефть с поверхности воды в количестве до 35% собственной массы и во время ледохода переносить нефтепродукты на большие расстояния. Таким образом, льды могут очищать районы загрязнения и загрязнять вторично гидросферу в районах таяния льда.

Наибольшая опасность устойчивого загрязнения почв нефтепродуктами может создаваться в Тимано-Печерском и Западно-Сибирском бассейнах, где условия разложения химических веществ в почвах крайне неблагоприятны. Широкое развитие здесь получили процессы мерзлотного оглеения, тиксотропии, криогенной ретинизации техногенных органических веществ и метаморфизации солевых растворов при высокой способности оторфованных горизон-

тов к поглощению токсических нефтепродуктов и продуктов их распада.

Наименьшая опасность загрязнения почв нефтью складывается в Кара-Кумском нефтегазоносном бассейне, особенно в районах распространения достаточно увлажненных лугово-сероземных почв. Эти районы имеют высокую энерго- и влаго-обеспеченность с преобладанием почв легкого механического состава и окислительных условий, что способствует быстрому разложению загрязняющих веществ до нетоксичных органических и минеральных соединений или полной минерализации продуктов нефтедобычи.

На территории Русской равнины в районе Днепропетровско-Припятского нефтегазоносного месторождения наибольшей угрозе подвержены подзолистые и дерново-подзолистые почвы, наименьшей - черноземы, где оптимальные условия тепла и влаги способствуют разложению и очищению почв от нефтепродуктов.

На основе имеющихся в настоящее время многочисленных экспериментальных данных и анализа природных особенностей различных типов почв России и стран СНГ можно сделать вывод, что опасность остаточного накопления нефтепродуктов в почвенном покрове возрастает с юга на север, а в пределах отдельных биоклиматических зон и провинций - от песчаных почв к суглинистым и глинистым, от автоморфных почв к гидрофобным, от распаханых почв к целинным. В условиях однородного химического состава и одинаковой мощности техногенного (ТГ) потока устойчивость почв к загрязнению нефтью и нефтепродуктами определяется ландшафтно-геохимической обстановкой и буферностью всей экосистемы.

В заключение следует отметить следующее. Деградация почв вследствие возникновения обратных связей отражается на экономических показателях производства. Практический опыт, а также опыт научных исследований свидетельствует о том, что учет природных условий на стадии проектирования позволяет найти оптимальные условия для размещения любых объектов (в том числе нефте- и газопроводов) и уменьшить негативные воздействия на ОПС и в том числе на почвенный покров.

Исходя из сказанного, представляется, что существуют четыре основных блока экологических задач, требующих методически различных подходов к их решению. Три первых блока - это специализированные оценки, которые включают:

- анализ ТГ факторов - источников и причин трансформации свойств почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами;

- анализ всех форм ответных реакций почвы на ТГ нагрузки. Здесь необходимо анализировать не только уровни содержания загрязнителей в почвах, их состав, особенности пространственного распределения, но и **характер взаимодействия с природными объектами - типы ответных реакций почвы** на введение чужеродных веществ (в частности нефти и нефтепродуктов), включая динамику процессов, особенности изменения механизмов функционирования почв, как природных систем;

- анализ природного потенциала территории - устойчивость ландшафтов, в том числе к ТГ нагрузкам, возможность почв к самоочищению.

Очень важна прогнозная оценка свойств местных природных комплексов, способствующих или препятствующих развитию негативных экологических процессов.

Четвертый блок задач объединяет интегральные оценки: «почвы→воздействия → последствия (непосредственные и отдаленные во времени)→ новые состояния и свойства почвы». Такой анализ служит научной основой для разработки территориально-дифференцированных нормативов природопользования и принципов восстановления нарушенных земель.

Существующие проработки перечисленных проблем различны. Наиболее продвинуты решения вопросов инвентаризации земель, загрязненных нефтью и сточными водами. Методически наименее разработаны интегральные оценки взаимодействий «нефтедобывающие комплексы - почва» и особенно прогнозные оценки отдаленных во времени изменений состояния почв и грунтов сфере влияния нефтедобывающего производства.

Проблемы деградации почв исследуются главным образом для решения практических задач. Эти задачи и способы их решения сильно различаются для функциональных типов территорий, например, для нефтедобывающего комплекса.

Именно для этих типов территорий и систематизировались данные по источникам загрязнения, зонам их воздействия, реакции почвогрунтов и экологическим оценкам последствий загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами.

Достаточно известно суждение, что экология должна отдавать предпочтение действиям, а не проповедям; она должна нести не отрицание (нет - загрязнению; нет - развитию промышленности и т.п.), а обоснованно предлагать реалистические и конкретные пути решения различных проблем взаимодействия человека и природы, обеспечивать природосообразность производственных систем. Вырабатывать конструктивные в экологическом отношении решения, формулировать экологическую заданность, адекватную процессам производства нефти и газа в наших странах, и призвана настоящая монография. Как известно, любые неизменения в экологической безопасности должны решаться в пользу сомнений. Материалы монографии будут полезны и в этом отношении.

Одна из основных задач современной науки и образования - становление экологического способа мышления. От лозунга «Взять от природы все» необходимо перейти к лозунгу «Природа - наш дом». Демографические процессы, уменьшение озонового слоя, деградация земель, гибель многих животных, промышленные аварии ведут к экологическим кризисам. Глобальной экологической политики пока не существует, эта проблема XXI в., но изменение ориентации национальной экономики и экологической ситуации следует осуществить сегодня.

Необходим переход к другой системе ценностей человечества. В отличие от сложившейся системы техногенной цивилизации требуется система рационального природопользования, целенаправленного преобразования среды, понимания природы как закономерно устроенного пространства.

ГЛАВА I. ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ И ОСОБЕННОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВ МИРА И РОССИИ

Занимая обширную территорию Восточной Европы и всю Северную Азию, Россия располагает огромным земельным фондом в 1709,8 млн. га. После распада СССР, Россия остается самой крупной страной по своей площади (Канада занимает 997,1, Китай 959,7, США 939,4 млн. га). На одного жителя России приходится 11,54 га земли, это 3-е место в мире после Австралии (43,25 га) и Канады (33,92 га). Наиболее низкий этот показатель в Японии 0,30 га, Великобритании - 0,42 га и в Китае - 0,79 га (табл. 2).

Имея огромную площадь земельных ресурсов Россия в тоже время имеет низкую сельскохозяйственную освоенность территории (менее 20%, включая пашни и пастбища). Это обусловлено тем, что половина территория Российской Федерации расположена в районах Крайнею Севера и приравненных к нему местностях с неблагоприятными природно- климатическими условиями и низким естественным плодородием почв. Более 1/3 территории страны занято горными системами, где формируются маломощные, щебнистые, эрозионно-опасные почвы. Вечная мерзлота занимает половину территории страны, короткий вегетационный период, недостаток тепла и влаги, весенне-осенние заморозки, часто повторяющиеся засухи и суховеи в летний период являются основной причиной того, что большая часть территории России не пригодна для выращивания сельскохозяйственных культур или находится в зоне рискованного земледелия.

Неблагоприятные биоклиматические условия большей части территории России приводят к тому, что в составе освоенных земель пашни составляют около 7%, причем более половины ее сосредоточено на черноземах. В ряде других развитых стран сельскохозяйственные угодья занимают несравненно большую долю: в США - до 47%, в Англии до 34%, во Франции - 55% территории. В соответствии с этим в России на одного человека приходится 0,87 га пахотных земель, в США - 0,70, в Англии - 0,10, в Китае - 0,08, в Японии - 0,03 га, наиболее высокий показатель у Канады - 1,54 га пашни на одного жителя. Неравномерная землеобеспеченность населения разных стран является предпосылкой для международного разделения труда в сельском хозяйстве. В тоже время различная землеобеспеченность по пашне -

это показатель, по которому можно судить о суровости климатических условий, низкой водообеспеченности населения, высокой доле горных территорий в пределах отдельных стран.

Обращает на себя внимание различие в плодородии почв разных стран, которое связано отчасти с биоклиматическими условиями, определяющими естественное плодородие почв, но в большей степени с уровнем агротехники (табл.2).

1.1. Структура земельного фонда России

Земельный фонд России распределен по категориям землепользования. Каждая категория земель имеет определенное предназначение, поскольку формировались они постепенно. В связи с развитием земельных отношений в СССР и, впоследствии, в Российской Федерации, предназначение категорий земель связано с их специализацией или целевым назначением и принадлежностью определенным федеральным органам (табл. 3)

Земли лесного фонда. Площадь земель лесного фонда (территории, покрытые лесной растительностью и не покрытые, но предназначенные для лесовосстановления) по данным Госкомзема России на 01.01.1999 г. составляла 1046,0 млн. га и включала лесные (774,8 млн. га) и нелесные (271,2 млн. га) земли. На начало 2000 г. площадь земель лесного фонда составила почти 1060,0 млн. га вследствие перевода земель других категорий землепользования.

По обеспеченности лесами Россия занимает первое место в мире, обладая примерно 1/5 частью мировых насаждений и запасов древесины, а в отношении бореальных и умеренных лесов является практически монополистом, обладая 2/3 мирового запаса [145].

Леса являются не только мощной сырьевой базой лесной и лесоперерабатывающей промышленности, но и играют важную экономическую роль. Они регулируют и очищают водные стоки, предотвращают процессы почвенной эрозии, оберегают биоразнообразие, генофонд флоры и фауны, обогащают атмосферу кислородом, предохраняют воздушный бассейн и водную среду от загрязнения, в значительной степени формируют климат не только России, но и планеты в целом.

Таблица 2

Использование земельных ресурсов по группе стран мира (оценка по [145])

Страны	Население (млн.ч ел.)	Территория (млн.га)	Пахотные земли (млн.га)	На одного жителя		Урожайность пшеницы (ц/га)	Землеемкость производства зерна (га/тонну)	Плотность на- селения (чел/км ²)
				Территория (га)	Пахотные Земли (га)			
Бразилия	159.0	851.2	53.5	5.35	0.34		0.40	19
Великобритания	58.3	24.5	5.9	0.42	0.10		0.16	238
Германия	81.6	35.7	11.8	0.44	0.14		0.16	229
Индия	929.0	328.8	166.1	0.35	0.18	24.9	0.47	283
Канада	29.4	997.1	45.4	33.92	1.54	24.1	0.37	3
Китай	1220.2	959.7	92.0	0.79	0.08	37.6	0.21	127
Россия	148.1	1709.8	128.9	11.54	0.87	14.0	0.86	9
США	267.1	936.4	185.7	3.51	0.70	24.4	0.22	29
Франция	58.1	55.2	18.3	0.95	0.32		0.16	105
Япония	125.1	37.8	4.0	0.30	0.03		0.17	331

Таблица 3

Распределение земельного фонда Российской Федерации по категориям на 01.01.1999 г.

Категория земель	%
Земли сельскохозяйственного назначения	26,6
Земли промышленности, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, информатики, космического обеспечения, энергетики, оборонного и иного назначения	1,0
Земли населенных пунктов	1,2
Земли особо охраняемых территорий	1,9
Земли водного фонда	1,2
Земли лесного фонда	61,2

Неумеренная вырубка лесов, а также лесные пожары в бассейнах великих рек России - Оби, Енисея, Лены, Урала, Амура, Селенги и их притоков снижают площади лесов и создают условия для активизации процессов почвенной эрозии и, как следствие, приводят к катастрофическим паводкам. Бурные потоки воды во время длительного половодья разрушают прирусловую, а иногда и центральную часть поймы, занятую наиболее плодородными почвами и высоко продуктивными лугами. Во время больших паводков на поверхности пойменных почв откладываются

аллювиальные осадки мощностью 2-10 см, препятствующие прорастанию многих ценных луговых трав.

Лесные почвы тундры, лесотундры и тайги в наибольшей степени уязвимы и нарушены крупномасштабным промышленным освоением Крайнего Севера, Западной и Восточной Сибири. Почвенный покров разрушается транспортными средствами при проведении геологоразведочных, поисковых работ, при добыче полезных ископаемых; в частности нефти и газа и прокладке трубопроводов. В результате промышленного развития Севера и отвода земель под промышленные объекты резко сократились площади оленьих пастбищ.

Земли населенных пунктов - территории, находящиеся в пределах границ населенных пунктов, а также земли, переданные в ведение администраций. В ведении городских администраций находится 7,7 млн. га, в ведении сельских администраций - 13,3 млн. га. В 1997 г. земли этой категории занимали 31,2 млн. га, однако в 1998 г. 17 млн. га были переведены в земли лесного фонда. Почвы городских и сельских населенных пунктов испытывают наибольшую антропогенную нагрузку. На первом месте находится загрязнение от промышленных предприятий и автомобильного транспорта. Загрязнение почв тяжелыми металлами, диоксинами, фторидами наблюдается во многих городах и пригородах России.

Одним из источников загрязнения пригородных почв продолжают оставаться полигоны складирования твердых бытовых отходов (ТБО). Органами Министерства природных ресурсов РФ выявлено более 15 тысяч несанкционированных свалок общей площадью более 250 тыс. га.

Загрязнение почв вдоль городских дорог, автомагистралей вокруг Москвы достигло такого уровня, что вызывало усыхание и гибель зеленых пригородных насаждений. Захламленность, замусоренность почв пригородных территорий с каждым годом возрастает.

К числу наиболее опасных явлений можно отнести подтопление, в результате которого происходит не только разрушение городских коммуникаций, подвалов домов, зданий и сооружений, но и деградация почв.

Важной особенностью состояния почв городских мегаполисов является щелочная реакция среды большинства урбаноземов,

в то время как в естественных биогеоценозах реакция среды поверхностных горизонтов кислая. Это значительно меняет биогеохимические особенности поведения и миграции многих химических элементов в городских почвах по сравнению с их естественными аналогами. Одновременно с этим сокращается видовое разнообразие комплекса микроорганизмов.

Земли запаса - земли, не предоставляемые юридическим и физическим лицам в собственное владение, пользование или аренду.

Земли запаса в настоящее время занимают 114,4 млн. га. На начало 1990 г. они занимали 118,5 млн. га; наблюдается явное сокращение площади. Структура угодий в категории земель запаса постоянно меняется. В составе земель этой категории преобладают пески, лишённые растительности, каменистые и щебнистые поверхности, овраги, болота, солончаки, нарушенные земли и др.

Земли водного фонда - территории, занятые водоемами, ледниками, болотами (за исключением тундровой и лесотундровой зон), гидротехническими и другими водохозяйственными сооружениями, а также земли, выделяемые под полосы отвода водоемов, магистральных каналов и коллекторов.

Под поверхностными водными объектами и болотами занято 211,1 млн. га земель (12,4% площади территории страны), из них на долю болот приходится 139,4 млн. га, под реками, озерами, водохранилищами находится 71,7 млн. га.

В связи со свертыванием работ по осушительной мелиорации площадь заболоченных земель неуклонно растёт.

Земли природоохранного значения - территории с особо охраняемыми природными объектами и комплексами, которые имеют природоохранное, научное, эстетическое, рекреационное и оздоровительное значение (на них размещены дома отдыха, пансионаты, кемпинги, туристические базы и др.). Они занимают значительную площадь - 31,7 млн. га. Почвы этой категории земель испытывают наименьшую антропогенную нагрузку и могут служить эталонными образцами для сравнения с антропогенно изменёнными аналогами.

Отрадно отметить, что площадь земель природоохранного, природно-заповедного, оздоровительного, рекреационного и историко-культурного назначения за последние 10 лет увеличилась на 15 млн. га. Это способствует улучшению общей экологической

обстановки в России. В эту категорию земель входят почвы водоохраных зон. Именно эти почвы вдоль рек нередко подвергаются распашке, что приводит к их деградации ввиду проявления процессов почвенной эрозии. Водоохраные зоны вокруг крупных городов продолжают оставаться местами несанкционированных свалок, продолжается сведение лесной и кустарниковой растительности и отвод земель под дачное и коттеджное строительство, не выводятся за пределы водоохраных зон животноводческие фермы и лагеря крупного рогатого скота.

Земли промышленности, транспорта и иного назначения - территории, представленные предприятиям, различным объединениям и организациям для осуществления возложенных на них специальных задач (промышленного производства, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, космического и оборонного значения и др.).

К началу 2002 г. площадь земель для этих целей составляла 17,4 млн. га. Наибольшие нарушения почвенного покрова этой категории земель происходят в результате добычи полезных ископаемых (605 тыс. га) и торфоразработок (276,5 тыс. га).

Только в Кемеровской области (Кузнецкий угольный бассейн) нарушено более 100 тыс. га плодородных почв, рекультивировано всего лишь 20 тыс. га. В районе Курской магнитной аномалии потеряно более тысячи га знаменитого русского чернозема. Большие площади почвенного покрова нарушены в Красноярском крае (Канско-Ачинский топливно-энергетический комплекс).

Восстановление нарушенных земель (рекультивация) в России проводится в малых объемах. А между тем опыт Украины, Германии, Польши, Чехии, США показывает, что на рекультивируемых землях можно получать достаточно хорошие урожаи. Так, в Днепропетровской области Украины урожаи на таких землях в среднем за 10 лет составили: озимой пшеницы - 34,5 ц/га, кукуруза на зерно 38,2 ц/га, сено многолетних трав - 42,0 ц/га. В Германии с 1 га рекультивируемых земель получают 60 ц зерна, 530 ц сахарной свеклы, 500 ц зеленой массы трав.

В нашей стране имеется опыт освоения выработанных торфяников. Например, во Владимирской области на выработанных торфяниках получали в среднем картофеля - 250 ц/га, сена многолетних трав - 20-25 ц/га, зерновых - 15-30 ц/га.

Земли сельскохозяйственного назначения. На начало 2002 г. площадь этих земель составила около 440 млн. га. Это земли, которые используются сельскохозяйственными предприятиями, организациями и гражданами, занимающимися производством товарной сельскохозяйственной продукции. Общая площадь земель, используемых для производства сельскохозяйственной продукции, по оценкам Минсельхоза России, составляет свыше 640 млн. га. Сюда входят земли и из других категорий, в том числе и земли оленьих пастбищ. (282 млн. га).

Сельскохозяйственные угодья в этой категории земель составляют 190,3 млн. га. Всего же сельскохозяйственные угодья по всем учетным категориям земель занимают 221,4 млн. га (13% от земельного фонда России).

Следует отметить, что за последние годы площади сельхозугодий в Российской Федерации неуклонно снижались. Так в 1970 г. эта площадь составила 222 млн. га, в 1980 г. - 218 млн. га, в 1990 г. - 213,8, а в 2002 г. - лишь 190 млн. га. Сокращение площадей сельхозугодий обусловлено многими причинами: переводом сельскохозяйственных земель в категорию запаса и фонда перераспределения, передача земель в ведение сельских населенных пунктов и перевод пашни в залежь. На этом фоне наблюдается резкое сокращение площади пашни (с 131,8 млн.га в 1990 г. до 116,1 млн. га в 2002 г.). За десятилетний период заброшено около 15 млн. га пашни.

В недостаточных объемах проводится рассоление засоленных почв и химическая мелиорация солонцов.

С севера на юг страны основные деградационные процессы на сельхозугодьях имеют региональную специфику: от деградации оленьих пастбищ на севере, процессов почвенной эрозии в центральной полосе России до опустынивания на юге. В результате крупномасштабного промышленного освоения территории Севера почти повсеместно наблюдается сокращение и загрязнение оленьих пастбищ. Площадь средне- и сильнодеградированных оленьих пастбищ составляет более 60% от их площади.

В центральных районах России ежегодный вынос плодородной почвы вследствие ветровой эрозии составляет 0,37 т с гектара. На юге - в республике Калмыкия, Дагестане (Кизлярские пастбища), в Поволжье, Астраханской области в течение последних десятилетий усилилась интенсивность процессов опустынивания.

Естественные кормовые угодья (сенокосы и пастбища) во многих регионах России зарастают кустарниками и мелколесьем, что связано с резким сокращением поголовья скота и нерегулярным сенокошением.

Интенсивной деградации подвергнуты почвы сельхозугодий Чеченской республики вследствие военных действий (окопы, траншеи, воронки от взрывов снарядов, колеи проходов военной техники, загрязнение нефтью и нефтепродуктами и др.).

Анализ состояния сельскохозяйственных угодий и пашни, используемых сельскохозяйственными предприятиями, организациями и гражданами показывают, что их площади сокращаются как вследствие перевода в другие категории, так и нерационального использования и деградации.

1.2. Земельная реформа в России 1990-2000 гг.

Земельной реформе начала 90-х годов прошлого века предшествовал ряд законодательных актов, которые декларировали многообразие форм собственности на землю, в том числе и частную. Было начато трансформирование колхозов и совхозов в акционерные общества, наделение работников этих предприятий земельными долями. В это же время начинают формироваться и фермерские хозяйства. Для этих целей был сформирован специальный фонд перераспределения земель (более 32 млн. га) Однако следует отметить, что земельная реформа, которая проводится в течение последних десяти лет, не улучшила состояния земель, наоборот, плодородие почв существенно снизилось, что отразилось резким падением урожайности основных сельскохозяйственных культур (табл. 4).

Таблица 4

Урожайность сельскохозяйственных культур (ц/га)

Культуры	1990	1998	1999	1999 в% к 1990
Зерновые	18.5	9.4	11.7	63.2
Сахарная свекла (фабричная)	221	133	169	76.4
Подсолнечник	12.5	7.2	7.4	59.2
Овощи	154	133	142	92.2
Картофель	99	96	96	96.7
Кормовые корнеплоды	245	190	183	74.6

Существенное снижение урожайности основных сельскохозяйственных культур связано с недопоставками средств химиза-

ции и проведения работ по повышению плодородия почв, резким сокращением внесения органических и минеральных удобрений. Можно констатировать, что к настоящему времени в почвенном покрове пашни России установился отрицательный баланс элементов питания. Это свидетельствует о процессе истощения почв. Истощительное землепользование и привело к снижению урожайности зерновых культур до такой степени, когда можно говорить об угрозе продовольственной безопасности страны.

Таблица 5

Динамика урожайности зерновых и применении минеральных удобрений

Годы	Урожайность зерновых, ц/га			Внесение минеральных удобрений под зерновые, кг д.в./га		
	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область
1976-1980	13,8	13,0	11,9	44	32	113
1981-1985	13,0	14,7	12,9	57	51	133
1986-1990	15,9	14,6	14,8	85	98	153
1991-1995	14,8	19,2	15,3	28	120	55
1996-1997	14,7	30,6	17,0	18	104	34

Вместе с тем в отдельных регионах России, где сельскому хозяйству выделяются бюджетные средства и льготные кредиты на приобретение удобрений, техники, средств защиты растений, проводится известкование, и вносятся органические удобрения, плодородие почв повышается. К такому региону можно отнести республику Татарстан, где благодаря повышению плодородия почв устойчиво растет урожайность сельскохозяйственных культур. Так, например, по зерновым культурам урожайность в республике Татарстан в 1986- 1990 гг. была на уровне 14,6 ц/га, в 1991-1995 гг. - 19,2, а в 1996-1997 гг. - 30,6 ц/га (табл. 5). В соседней же Нижегородской области, сходной по своим почвенно-климатическим условиям, где меньше уделяется внимания повышению плодородия почв, урожайность зерновых культур в два раза ниже, чем в республике Татарстан.

Таким образом, проводимая в стране земельная реформа оказала негативное влияние на повышение плодородия почв в большинстве регионов. В то же время одним из важных моментов земельной реформы можно считать то обстоятельство, что на

1 января 2002 г. в России насчитывалось более 12 млн. собственников земельных долей, в собственности которых находилось около 120 млн. га земли. В настоящее время, благодаря земельной реформе, почти каждая семья в России имеет земельный участок, на большинстве из них плодородие почв повышается.

1.3. Особенности почвенного покрова России

Почвенный покров земельного фонда России очень разнообразен. Он включает 180 типов почв, объединяющих 600 подтипов и несколько тысяч видов и разновидностей почв. Почти половину площади России занимают различные почвы северных районов: тундрово-глеевые (7,7%), глееподзолистые и подзолистые (12,2%), болотно-подзолистые и болотные (7,0%), мерзлотно-таежные (9,3%), дерново-подзолистые и бурые лесные (11,3%). Несравненно меньшую площадь занимают лесостепные и степные почвы - всего 9,4%; серые лесные - 2,3%; черноземы 6,3%; каштановые 1,07%; пустынные и полупустынные почвы занимают 2,7%, в том числе бурые - 1,5%, солонцы, солонцовые комплексы и солончаки - 1,2%; на долю горных почв разных природных зон приходится около 33% территории России, причем преобладают в них почвы с холодным тепловым режимом.

Наибольшую площадь занимают почвы тайги и хвойно-широколиственных лесов 799425,4 га (48,5%), из них почвы равнин составляют 451113,4 га (27,5%), почвы горных территорий в этой зоне занимают 348312,0 га или 21% (табл.6) Значительную площадь России занимают почвы тундр - 205975,3 га или 12,6%, причем 63832,3 га (3,9%) приходится на горные почвы.

Почвы широколиственных лесов и лесостепи развиты на 60080,4 га (4,9%), в том числе 1,45% приходится на долю горных почв.

В степной зоне на равнине формируются самые плодородные почвы, и они занимают 108158,9 тыс. га (6,9%), здесь горные почвы составляют 0,2%. Почвы сухих степей и полупустынь составляют 28%, почвы субтропиков - 0,05%.

Болотные почвы наиболее широко распространены в зоне тайги и хвойношироколиственных лесов и занимают около 12% территории России. Пойменные и маршевые почвы распространены на 75502,4 га, что составляет 4,8% территории.

Таблица 6

Площади почв по природным зонам России [195]

Природные зоны	Площадь почв равнин тыс. га	%	Площадь горных почв, тыс. га	%
Почвы тундр	142143.0	8.7	63832.3	3.9
Почвы тайги и хвойно-широколиственных лесов	451113.4	27.5	348312.0	21,0
Почвы широколиственных лесов и лесостепей	56231.9	3.4	23849.0	1.5
Почвы степей	107596.6	6.6	4145.7	0.2
Комплексы степей	562.3	0.03	-	-
Почвы сухих степей и полупустынь	20579.5	1.3	2626.5	0.1
Комплексы сухих степей и полупустынь	9031.5	0.6	-	-
Почвы субтропиков	129.9	0.008	640	0.04
Гидроморфные почвы	191891.8	11.7	21301.8	1.3
Засоленные и солонцеватые почвы	13807.5	0.8	-	-
Пойменные и маршевые почвы	75502.4	4.6	1896.2	0.10
Горные почвы, не имеющие аналогов на равнинах			64811.0	4.0
Непочвенные образования, каменистые россыпи и выходы скальных пород	6560.9	0.4	37938	2.3
Общая площадь почв	1075150.7	65.6	564723.4	34.4

Подсчеты площадей почв по экономическим районам России (табл. 7) показали, что в Восточно-Сибирском и Дальневосточном районах незначительные площади заняты горными почвами. В связи с введением нового административного деления России на Федеративные округа, следует обратить внимание на особенности распределения почв в этих округах. Обращает на себя внимание то, что большую часть территории России составляют Сибирский (30,5%) и Дальневосточный (35,8%) округа, что в сумме составляет более 66% площади. Близки по площади территории Северо-западного (9,8%) и Уральского (10,3%) округов, несколько меньше площадь Приволжского (6,2%) округа. Однако самые населенные и наиболее развитые округа в сельскохозяйственном отношении имеют наименьшую площадь - Центральный (3,9%) и Южный (3,5%).

Таблица 7

Площади почв по экономическим районам России (тыс. га) [195]

Экономический район	Общая площадь экономических районов и России	Общая площадь почв по экономическим районам и России в целом	В том числе		
			Почвы равнин	Почвы гор	Вода
Северный	147502,8	138972,1	136815,4	2156,7	8530,7
Северо-западный	21029,5	19018,9	19018,9	0	2010,6
Центральный	4843,3	47300,6	47300,6	0	1137,7
Волго-Вятский	26283,0	25920,3	25920,3	0	362,7
Центрально-Черноземный	16785,6	16614,6	16614,6	0	171,0
Поволжский	53765,7	51360,6	51360,6	0	2405,1
Северо-Кавказский	35356,6	34317,5	27391,1	6926,4	1039,1
Уральский	82325,9	80723,2	70012,2	10711,0	1602,7
Западно-Сибирский	245550,0	224910,6	207464,4	17446,2	20639,4
Восточно-Сибирский	415533,2	40172,1	166250,3	236921,8	12361,1
Дальневосточный	616932,9	597563,6	30700,3	290561,3	19369,3
Россия	1709503,5	1639874,1	1075150,7	564723,4	69629,4
%		100	65,6	34,4	

Округа Сибири и Дальнего востока наиболее богаты разнообразием генетических типов почв. Это разнообразие обусловлено широким спектром варьирования литологогеоморфологических и биоклиматических условий почвообразования. В Дальневосточном округе заметно преобладание подбуров (19,02%) и таежных мерзлотных (и глеемерзлотных) - 20,1%. Далее по мере убывания присутствуют тундровые грубогумусовые (7,7%), аллювиальные и маршевые (6,0%). Буроземы, подзолы иллювиально-гумусовые, буро-таежные и вулканические почвы - от 2,5% до 3,5% территории.

Сибирский округ характеризуется преобладанием вариантов таежных почв: таежные мерзлотные (11,3%), подбуры таежные (9,4%), дерново-таежные (5,6%), таежные глее-мерзлотные (5,1%). Дерново-подзолистые и почвы со вторым гумусовым горизонтом составляют 9,0%. Все подтипы черноземов, приуроченные к югу Западной Сибири, составами» 6,3%. Это основа земельного фонда округа, используемого в сельскохозяйственном производстве.

В Уральском округе доминирует группа болотных почв (23,5%) - болотные, торфяные, болотные-перегнойно-торфяно-глеевые, болотные мерзлотные торфяные. На водораздельных пространствах доминируют глееземы таежные (12,8%), подзолы составляют 10,3%, а группа черноземных почв - 7,2%.

Федеральные округа Европейской части России заметно отличаются по составу почвенного покрова, главным образом из-за различий в литолого-геоморфологических условиях территорий. Так Северо-западный округ представлен преимущественно подзолистыми почвами (подзолисто-глеевыми, собственно подзолистыми, глее-подзолистыми) - 34,8%, подзолами (иллювиально-железистые, иллювиально-гумусовые, подзолы торфянисто-глеевые иллювиально-гумусовые) - 22,2%. Дерново-подзолистые почвы занимают лишь 8,9% территории округа, значительную долю занимают разновидности тундровых почв (тундровые глеевые, тундрово-болотные) - 11,9%.

Относительная равнинность территории и суглинистый состав почвообразующих пород обуславливают высокую интенсивность проявления глеевых процессов в почвах.

В Центральном округе минимально разнообразие генетических типов: доминируют дерново-подзолистые (56,4%), серые лесные почвы (12,8%) и черноземы (29,4%). Эти почвы значительно используются в сельскохозяйственном производстве.

В Приволжском округе также велика доля дерново-подзолистых (27,6%) и серых лесных (21,7%) почв, но значительно возрастает процент черноземов (33,8%) и каштановых почв (5,7%).

В Южном округе закономерно преобладание черноземных (32,8%) и каштановых почв (21,5%), На засушливых территориях распространены бурые пустынно-степные (солонцеватые) почвы (9,3%) и солонцы (5,3%).

На три последних округа приходится основной земельный фонд России, в них сконцентрированы самые плодородные почвы-черноземы.

Наибольшую ценность для сельского хозяйства России представляют черноземы, каштановые, серые и бурые лесные почвы, на которых сосредоточено около 70% сельскохозяйственных угодий и почти 80% пашни. На этих почвах производится более 80% продуктов питания населения России, многие

виды сельскохозяйственного сырья для разных видов промышленности. Именно на этих почвах развивалась в историческом прошлом и продолжает совершенствоваться земледелие, растениеводство и животноводство. Особенно велико в этом отношении значение черноземных почв.

Однако современное состояние черноземов вызывает обеспокоенность и тревогу в связи с всевозрастающей их деградацией. Интенсивная эксплуатация плодородия черноземов в течение трех веков и особенно в 60-90 гг. прошлого века без соответствующих компенсационных мероприятий привела к их сильной антропогенной деградации. Обработка почв тяжелой колесной техникой, ненормированное орошение, низкое качество, а иногда и отсутствие почвозащитных мероприятий, привели к глубокой трансформации морфологических, физических и химических свойств черноземов. Характерная зернистая структура гумусового горизонта трансформировалась в глыбистую, плотность сложения изменяется от 1,1-1,2 г/см³ до 1,4-1,5 г/см³. За последнее столетие в различных подтипах черноземов в условиях землепользования было минерализовано от 20 до 40% исходных запасов гумуса. Анализ «эталонных» объектов и массовых аналитических данных выявил 2-2,5% потери гумуса за последние 30-40 лет.

Близкие по свойствам и плодородию к черноземам серые и темно-серые лесные почвы также обладают благоприятными свойствами для выращивания озимых и яровых зерновых, кукурузы, сахарной свеклы, картофеля и других культур. Чрезмерная распашка лесных почв (более 75%) привела к их деградации. Поскольку серые лесные почвы формируются на довольно рыхлых лессовидных почвообразующих породах, они легко разрушаются водными потоками. В результате процессов почвенной эрозии в зоне распространения серых лесных почв образуются овраги глубиной 15-20 м, шириной 10-15 м, длиной от сотен метров до нескольких километров.

Каштановые почвы потенциально плодородны. На них выращивают твердые сорта пшеницы, кукурузу, подсолнечник, бахчевые, виноград, плодовые и другие культуры. Легкие каштановые почвы сильно подвержены ветровой эрозии. Комплексы каштановых почв с солончаками и солонцами склонны к засолению и осолонцеванию.

Большую ценность с хозяйственной и особенно экологической точек зрения представляют и северные - подзолистые, дерново-подзолистые и близкие к ним по свойствам другие типы почв, на которых растут и производят огромную и разнообразную биологическую продукцию, хвойные и лиственные леса.

Значительная часть подзолистых, дерново-подзолистых, дерново-глеевых, болотно-подзолистых и торфяных почв вокруг городов (дачные участки) и в сельской местности (огороды) окультурены и превращены в высокопродуктивные огородные почвы. Эти почвы имеют высокое содержание гумуса, слабокислую или нейтральную реакцию среды, высокую обеспеченность элементами питания, агрономически ценную структуру. По всем показателям огородные почвы удовлетворяют требованиям большинства сельскохозяйственных растений. Однако, как отмечает Н.Ф. Ганжара (2001) повышение плодородия всех пахотных почв таежно-лесной зоны до уровня огородных может привести к нежелательным последствиям - нитратному загрязнению почв, грунтовых вод и растениеводческой продукции.

Настоящей жемчужиной нечерноземной полосы России являются своеобразные темноцветные высоко плодородные почвы опольных ландшафтов, генезис которых еще недостаточно изучен, а их классификационное положение вызывает острую дискуссию. Эти почвы требуют особо бережного отношения в связи с их расположением на повышенных элементах рельефа. В настоящее время они в большинстве регионов страны защищены от эрозии лесополосами и лесопосадками вокруг оврагов, но все же имеются очаги деградации этих ценных почв.

Для залесенных и заболоченных территорий лесной зоны большое значение имеют почвы речных долин рек России: Северной Двины, Онеги, Печеры, Оби, Енисея, Лены, Урала, Амура и их притоков. Значительные площади пойменных земель сосредоточены в Сибири. В бассейнах Оби-Иргыша - 9,1 млн.га, Енисея - 2 млн. га, Лены и Амура - 5,7 млн. га. По подсчетам Л.Н. Помоконова (1951) только в пойме р. Оби имеется 4 млн. га заливных пойменных лугов с годовым запасом сена 8 млн. т, что позволяет содержать в этом регионе 1.5 млн. голов крупного рогатого скота.

Почвы пойм рек - это не только природная кормовая база для животноводства, но и благоприятный объект для развития овощеводства.

Вместе с тем, именно почвы пойм в наибольшей степени пострадали от антропогенного вмешательства. По разным источникам, в Российской Федерации при строительстве ГЭС было затоплено от 7 до 10 млн. га угодий. Только на р. Волге при создании каскада ГЭС под водой оказалось около 2 млн. га пойменных земель. Миллионы гектаров пойменных лугов долин рек Волги, Камы, Оби, Енисея подтоплены, заболочены выше плотин ГЭС и осуходолены в нижнем бьефе.

Под влиянием затопления в глубоководных местах из почв вымываются биогенные, органические и минеральные вещества, разрушаются верхние гумусовые горизонты и перекрываются донными наносами (10-15 см). В затопленных почвах возрастает плотность и снижается пористость.

Исследования почв ложа водохранилищ Сибири показали, что в этих почвах снижается содержание кальция, натрия, фосфора и возрастает - железа и алюминия.

Неумеренная распашка пойменных почв под овощные культуры привела в ряде случаев к их деградации: уплотнению, обезструктуриванию, слитизации, дегумификации, сработке торфяных горизонтов и, как следствие, к снижению их плодородия.

В нефтедобывающих районах Севера и Сибири в результате аварий на нефтепроводах происходит загрязнение пойменных почв нефтью и нефтепродуктами.

Так, например, в результате одной из крупных аварий в октябре-ноябре 1994 г. на трубопроводе в республике Коми по разным данным в поймы рек вылилось от 14 до 350 тысяч тонн нефти.

Занимающие большие площади тундровые, в различной степени оглеенные почвы, также являются важной и необходимой частью природных ресурсов Крайнего Севера России. Они служат основой кормовой базы оленеводства, очагового огородного земледелия вблизи городов и промышленных центров. Тундровые почвы отличаются очень слабой устойчивостью против эрозии, уплотнения, заболачивания и других видов деградации, поэтому требуют особенно бережного отношения.

Северные территории с постоянно мерзлыми грунтами требуют разработки совершенно особых мер по охране почв, поскольку эти почвы не только легко разрушаются, но и потому, что их разрушение сопровождается резким ухудшением всего комплекса природных условий северных ландшафтов.

1.4. Оценка уровня деградации почв России

Вопросы деградации почв России неоднократно обсуждались на конференциях, совещаниях, съездах.

Выступая на открытии III съезда общества почвоведов в июле 2000 г., академик РАСХН А.П. Каштанов отметил, что деградация почв достигла угрожающих размеров. Он привел следующие данные о состоянии почв России:

- 70 млн. га подвержены эрозии и дефляции;
- 73 млн. га имеют повышенную кислотность;
- 40 млн. га засолены в разной степени;
- 26 млн. га переувлажнены и заболочены;
- 12 млн. га засорены камнями;
- 7 млн. га засорены кустарником и мелкоколесьем;
- около 5 млн. га загрязнены радионуклидами;
- более 1 млн. га подвержены опустыванию.

Кроме того, следует отметить, что к настоящему времени:

- 56 млн. га пашни страны характеризуются низким содержанием гумуса;
- 28 млн. га - низким содержанием фосфора;
- 12 млн. га - низким содержанием калия;
- 2 млн. га земель нарушено в результате добычи полезных ископаемых и торфа;
- 62 тыс. га занято шламонакопителями и хвостохранилищами;
- 67 тыс. га занято санкционированными и несанкционированными свалками;
- 240 тыс. га занято под размещение отходов;
- 16 тыс. га захлавлено в населенных пунктах;
- 15 млн. га пашни не используются в сельскохозяйственном производстве (залежь);
- 1.7 млн. га занимают овраги;

- 6.8 млн. га почвенно-растительного покрова пойм речных долин затоплено водами водохранилищ;
- 6.3 млн. га - незакрепленные пески;
- 180 тыс. га земель подвергнуты консервации вследствие их деградации.

Большие площади пахотных почв (40%) и пастбищ переуплотнены.

Применение тяжелой техники на пашне (тракторы Т-150 К, К-701) привело к увеличению плотности сложения до 1,5-1,8 г/см³ (порог критической плотности - для черноземов 1,3-1,4 г/см³, для дерново-подзолистых почв 1,5-1,6 г/см³).

Переуплотнение почв ведет к уменьшению эффективности удобрений (более чем на 40%), снижению урожайности (на 25-50%) и повышению расходов горючего на 15%. Не меньшую опасность, чем переуплотнение почв, представляют процессы их загрязнения. Они даже более опасны, так как менее очевидны и уже поэтому более трудно устранимы. Их обнаружение и предотвращение требует организации особой службы систематического и специализированного контроля. В последние годы возрастает загрязнение и отравление почв отходами промышленности и транспорта через воздух и сточные воды, в которых обычно содержатся сульфиды металлов, окислы углерода, серы и азота, сероводород и аммиак, фтор, медь, ртуть, никель, кобальт, свинец, мышьяк и др. Повышенное содержание в атмосфере многих районов мира окислов серы, азота и углерода обуславливает повышенную кислотность атмосферных осадков в этих районах, а через них и повышенную кислотность почв. Все большую тревогу вызывает опасность загрязнения почв токсичными для многих жизненных процессов тяжелыми металлами, в первую очередь свинцом, ртутью, кадмием.

Отнюдь не безвредно для здоровья людей загрязнение почв некоторыми углеводородами (бензпирен и др.), многими радиоизотопами.

Все большее значение в загрязнении почв приобретает и неправильное использование химикатов в сельском хозяйстве. Широко известен вред бесконтрольного применения пестицидов-гербицидов, фунгицидов, дефолиантов, инсектицидов и др. При обычных способах применения лишь ничтожная часть пестицидов достигает цели. Подавляющая часть их загрязняет почву, а

главное, накапливается в живых организмах, последовательно проходя по звеньям трофических цепей.

Однако к загрязнению почв ведет применение не только пестицидов, детергентов, тяжелых металлов, но даже неправильное применение обычных минеральных удобрений. Речь идет о том, что преувеличенные или неправильные по соотношению элементов дозы внесения удобрений, неудачные сроки их внесения в почву обуславливают не только снижение их эффективности, но снижают также качество сельскохозяйственной продукции и, не удерживаясь в почве, выносятся в речные, озерные и грунтовые воды, вызывая явления эвтрофикации водоемов. Повышенное количество соединений азота в питьевых водах вызывает заболевания людей.

Особое внимание следует обратить на загрязнение почв сельскохозяйственных угодий радионуклидами. В результате Чернобыльской аварии значительному радиоактивному загрязнению цезием-137 подверглись 14 субъектов Российской Федерации (табл. 8). Наиболее сильно загрязнены почвы сельхозугодий Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей. Радиационному загрязнению цезием-137 от аварии на Чернобыльской атомной станции подверглись и леса на площади 982,6 тыс. га. В Уральском регионе леса загрязнены стронцием-90 на площади 647,0 тыс. га.

Значительное радиационное загрязнение почв сельхозугодий стронцием-90, связанное с деятельностью ПО «Маяк» (табл. 9), имеет место на Южном Урале (Челябинская, Свердловская, Курганская области). Общая площадь сельхозугодий, загрязненных стронцием-90 свыше $0,1 \text{ Ки/км}^2$, составляет 700 тыс. га, в наибольшей степени пострадали угодья Челябинской области.

Неблагоприятная ситуация наблюдается и на почвах кормовых угодий. Обширные площади пастбищ юга России в результате интенсивного и бессистемного выпаса скота превратились в опустыненные земли. Около 25% площади кормовых угодий переувлажнено и заболочено, почти 25% смыто и дефлировано, более 15% засолено, примерно 10% расположено на каменистых землях, 17% кормовых угодий (в основном пастбищ) относится к сбитым [Л.Л. Шишов, Д.С.Булгаков, Н.И. Карманов и др., 2000 г.].

Таблица 8

Загрязнение почв сельхозугодий цезием-137 в Российской Федерации в результате Чернобыльской катастрофы

Субъект Федерации	Загрязнено с/х угодий		В том числе по уровню загрязнения, тыс. га			
	тыс. га	к общей площади с/х угодий, %	1-5 Ки/км ²	5-15 Ки/км ²	15-40 Ки/км ²	>40 Ки/км ²
Брянская область:	700,9	37,3	401,2	185,1	97,5	17,1
в том числе пашня,	483,0	36,5	290,3	130,5	55,0	7,2
сенокосы и пастбища	217,9	39,1	110,9	54,6	42,5	9,9
Калужская область	145,5	10,8	111,7	33,1	0,7	-
в том числе пашня, сенокосы и пастбища	94,6	9,6	74,5	21,7	0,2	-
	49,1	13,5	37,2	11,4	0,5	-
Тульская область:	870,2	45,1	756,0	113,7	0,5	-
в том числе пашня, сенокосы и пастбища	729,9	46,9	639,9	92,6	0,4	-
	140,3	37,5	119,1	21,1	0,1	-
Орловская область:	419,2	20,4	396,4	22,8	-	-
в том числе пашня, сенокосы и пастбища	338,1	20,3	318,8	19,3	-	-
	81,1	20,8	77,6	3,5	-	-
Рязанская область:	497,6	20,3	486,9	10,7	-	-
в том числе пашня, сенокосы и пастбища	365,8	21,0	365,8	0,04	-	-
	131,8	18,4	121,1	10,7	-	-
Белгородская область	110,9	5,3	110,9	-	-	-
Воронежская область	333,7	8,3	333,7	-	-	-
Курская область	117,8	4,9	117,8	-	-	-
Ленинградская область	37,6	4,8	37,6	-	-	-
Липецкая область	234,0	12,1	234,0	-	-	-
Республика Мордовия	15,7	0,9	15,7	-	-	-
Пензенская область	47,8	1,6	47,8	-	-	-
Тамбовская область	56,6	2,1	56,6	-	-	-
Ульяновская область	16,0	0,7	16,0	-	-	-

Таким образом, в начале XXI века в условиях экономического кризиса, в России продолжается истощительное землепользование. Вследствие слабой государственной поддержки сельхозпроизводителей, отсутствия достаточного финансирования на мероприятия по поддержанию на должном уровне плодородия почв, бесхозяйственное отношение к землям сельскохозяйственного назначения, отсутствие службы охраны почв, в стране может наступить почвенно-экологический кризис.

Таблица 9

**Загрязнение почв сельскохозяйственных угодий стронцием-90
в результате деятельности ПО «Маяк»**

Регион	Загрязнено с/х угодий		В том числе по уровню загрязнения, тыс. га		
	тыс. га	%	0,1-1,0 Ки/км ²	1,0-5,0 Ки/км ²	>5 Ки/км ²
Челябинская область в том числе пашня, сенокосы и пастбища	560,0	11,0	526,0	34,0	4,2
	380,0	12,0	346,0	34,0	4,2
	180,0	9,3	180,0	-	-
Свердловская область в том числе пашня, сенокосы и пастбища	140,0	5,4	140,0	-	-
	92,0	5,8	92,0	-	-
	48,0	4,7	48,0	-	-
Курганская область (пойма р. Течи)	0,38	-	-	-	-

Из истории землепользования хорошо известно, что охраной почв во многих странах мира начинали интенсивно заниматься только после того, как сельскохозяйственному производству, вследствие деградации почв, был нанесен громадный ущерб. Так в США, методы противоэрозионной обработки почв начали применяться и совершенствоваться, только после опустошительных последствий ветровой эрозии и черных бурь в 30-е годы прошлого столетия, когда эрозией было повреждено до 75% пахотного фонда страны. В эти годы в США была создана Служба охраны почв.

В 90-е годы XIX века в Центрально-Черноземной зоне России участились засухи и усилились процессы почвенной эрозии. По настойчивой инициативе и программе В.В. Докучаева в «Каменной степи» под Воронежем был осуществлен комплекс агролесомелиоративных, гидрологических и землеустроительных мероприятий, обеспечивающих охрану почв.

В 60-е годы XX века, после распашки целинных земель в Казахстане, началось интенсивное проявление ветровой эрозии почв и участились пустынные бури. Только благодаря усилиям ученых Института зернового хозяйства под руководством академика А.И. Бараева с помощью противоэрозионных мероприятий

удалось приостановить дальнейшее развитие эрозионных процессов.

Следует иметь в виду, что деградированные почвы являются опасными природными объектами, так как перестают выполнять экологически защитные функции и могут инициировать процессы общей деградации земной поверхности и изменения климатических условий. Деградация почв приносит огромный экономический ущерб, нарушая сложившееся равновесие и ухудшая социальные условия жизни людей.

Анализ современного состояния земельных и почвенных ресурсов России показывает, что они далеко не безграничны и требуют бережного отношения к их использованию.

ГЛАВА II. ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ТИП И ВИДЫ ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬНЫХ РЕСУРСОВ

2.1. Определение основных понятий и терминов

Понятие «Дегградация почв» до настоящего времени не имеет четкого определения, однако в него, так или иначе, включаются процессы ухудшения свойств почв и их качества с позиций получения первичной продуктивности. Ниже мы приводим ряд определений этого явления, которые по смысловому содержанию близки между собой.

«Дегградация почв - это совокупность процессов, вызванных деятельностью человека и уменьшающих способность почв к поддержанию жизни людей» [273].

«Дегградация почв и земель представляет совокупность природных и антропогенных процессов, приводящих к изменению функции почв, количественному и качественному ухудшению их состава и свойств, снижению природно-хозяйственной значимости земель» [154].

«Деградирующими считаются те почвы, в которых устойчивые негативные процессы антропогенного или природного характера привели к снижению продуктивности или качества продукции и, соответственно, повышению затрат на восстановление уровня производства» (Система оценки степени дегградации почв, 1992).

«Дегградация почв определяется как процесс, снижающий на количественном или качественном уровне реальную, и/или потенциальную способность почвы производить продукты (товары) или услуги» (GLASOD, 1979).

«Деградирующими считаются те почвы, в которых устойчивые негативные процессы антропогенного или природного характера привели к снижению продуктивности или качества продукции и, соответственно, повышению затрат на восстановление средств производства» [210].

Собственно почвенное определение дегградации почв было дано М.И. Герасимовой и ее соавторами [61]: «Дегградация почв - изменение в функционировании почвенной системы, и/или в составе и строении твердой фазы, и/или регуляторной функции

почв, имеющее результатом отклонение от экологической нормы и ухудшение параметров, важных для функционирования биоты человека».

«Под деградацией почв понимаются процессы и результаты изменения их свойств и естественных режимов, в совокупности приводящие к изменению функций почвы как элемента экологической системы и снижению почвенного плодородия» [109].

«Деградация почв - это вызванный человеком процесс ухудшения, и/или утраты свойств и качества почвы (в пределах элементарного почвенного ареала), результат которого способствует увеличению затрат различного рода ресурсов (энергетических, сырьевых, информационных и пр.) для достижения ранее получаемого количества и качества продукции, и/или увеличению ограничений на дальнейшую деятельность человека».

То же определение может быть применено и к понятию «деградация почвенного покрова», только речь будет идти о почвенной комбинации, а не о почве. Для деградации земель, по мнению Н.Б. Хитрова [243], может быть также сделано аналогичное определение.

Для уровня организации почвенного покрова на уровне элементарного почвенного ареала (ЭПА) по Н.Б. Хитрову вслед за определением термина «деградация почв» можно применить следующие понятия:

- «степень деградации почвы» - сравнительный уровень выраженности деградации почвы в целом к фиксированному моменту времени;
- «скорость деградации почвы» - быстрота изменения степени деградации почвы;
- «вид деградации почвы» - группа процессов ухудшения свойств и качества почвы, имеющая одинаковые общие механизмы осуществления и спектр результатов воздействия;
- «число совмещенности» - число видов деградации почвы, диагностируемых одновременно в одной почве (в пределах одного ЭПА).

Перечисленные выше определения могут быть применены как ко всему комплексу деградационных изменений в данном ЭПА, так и к конкретному виду деградации. Эти подходы могут

быть распространены и на уровень структуры почвенного покрова (СПП).

Таким образом, в современной науке понятие «деградация почв» или «деградация почвенного покрова» расценивается с сугубо антропоцентрических позиций, т.е. с позиций удобства и благополучия человека и ОПС. Это очень важный методологический аспект, поскольку для почв как сложных биокосных систем их деградация, в приведенном выше понимании, отнюдь не всегда является деградацией с точки зрения общей теории систем, т.е. потери элементов и упрощение структуры этой системы вплоть до исчезновения самой системы. Очевидно, что системное понятие деградации отвечает понятию деградации почв в случае таких разрушающих почву воздействий и процессов, как эрозия, дефляция, дегумификация, но не вполне соотносится с ним в случае, например, формирования солонцеватых черноземов при орошении. Возможно в будущем экологи станут различать эти разные стороны понятия «деградация», но на сегодняшний день абсолютно доминирующей является энвайроменталистская точка зрения (энвайроменталистика - от слова environment - учение об ОПС).

Не вполне устоявшимся является также представление о причинах деградации почв и почвенного покрова. Как правило, наиболее активно исследуются деградационные явления, связанные с деятельностью человека. Изменения, происходящие при этом, носят, в основном, локальный или региональный характер, территориально ограниченный тем или иным типом хозяйственной деятельности. Близкие по проявлениям деградационные процессы, но связанные с естественными изменениями факторов почвообразования (постепенными или катастрофическими), принято в настоящее время относить к такому разделу почвоведения, как эволюция почв и почвенного покрова. Вместе с тем в последние десятилетия, когда стало ясно, что антропогенные воздействия на природу Земли приводят уже к изменениям факторов почвообразования в глобальном и геологическом аспектах (например, глобальные изменения климата, изменения состава поверхностных пород и изменения рельефа на больших территориях), все чаще можно встретить термины «антропогенная эволюция» или деградация почв под влиянием природных факторов». Вероятно, в скором будущем в используемом в этой обла-

сти терминологическом поле должна наступить полная ясность, а на текущий момент антропогенной деградацией почв следует называть такие их вторичные изменения, обусловленные деятельностью человека, которые сопровождаются частичной или полной утратой плодородия почвенного покрова или оказываются причиной их уничтожения. Частичная утрата плодородия может быть восстановлена, тогда как его полное исчезновение и особенно ликвидация почв оказываются необратимыми явлениями, приводящими, в конечном итоге, к утрате устойчивости или к гибели ландшафта. Последнее обусловлено и тем, что само существование ландшафта возможно лишь до тех пор, пока сохраняются и активно функционируют почвы. Гибель почв или потеря их плодородия обуславливают гибель или глубокую деградацию ландшафта, т.е. деградацию его основных элементов - растительного и животного мира, грунтовых и поверхностных вод, почвообразующих пород и т.д. Эта опасность особенно актуальна для индустриальных и агроландшафтов. Важнейшей причиной реальных деградационных изменений почв является несоответствие (неадекватность) антропогенных мероприятий их генетическим особенностям, свойствам и режимам, условиям естественного формирования ландшафтов.

Вместе с тем необходимо подчеркнуть, что деградационные изменения почв не являются детерминированными, неизбежно следующими за любым антропогенным воздействием. Реальные ситуации показывают, что утрата устойчивости почв под влиянием деятельности человека и, как следствие, их деградация, происходят только при неадекватном применении тех или иных способов воздействия на почвы. К неадекватным следует относить такие антропогенные воздействия на почвы, которые не учитывают условия их формирования. Естественные и вторичные процессы вызывают опасные деградационные изменения. Из этого следует, в частности, что исходно неустойчивых почв нет. Почвы, реально возникшие на Земле, устойчивы в тех термодинамических и геохимических условиях, которые определили их формирование. Но почвы устойчивы до тех пор, пока они не подвергаются направленному неадекватному антропогенному воздействию. Поэтому при вовлечении почв в тот или иной вид использования нельзя применять мероприятия, выводящие почвы из устойчивого состояния. Непонимание этого принципиального условия рационального природопользования оказалось причиной широкого распространения и

весьма разнообразного проявления антропогенной деградации почв на Земле.

Поскольку данная работа посвящена процессам антропогенной деградации почв, то можно ограничиться только перечнем естественных эндогенных и экзогенных процессов, которые, в той или иной степени, приводят к возникновению деградационных явлений в почвах и почвенном покрове: медленное тектоническое опускание или медленное тектоническое поднятие территории, землетрясения, извержение вулканов (в том числе грязевых), извержение гейзеров, выход термальных источников, выветривание пород, крип (дефлюкция), курумы, коррозия, экзарация, нивация, термокарст климатический, солифлюкция, пучение почвогрунтов, морозобойные трещины, наземные наледи, затопление земель во время прохождения тайфунов, цунами и приливами, камнепады, карстовые и суффозионные явления, заболачивание в связи с изменениями термических условий, засоление почв (не связанное с орошением). В эту группу могут быть отнесены также те процессы, которые в большей или меньшей степени зависят от деятельности человека, но проявляются и естественным путем: снежные лавины, оползни, осыпи, абразия речных берегов, паводки и некоторые другие.

Деградация почв в большинстве случаев идет при комбинированном воздействии природных и антропогенных факторов, при этом антропогенное влияние создает предпосылки для резкой активизации природных воздействий. Разграничить влияние природных и антропогенных факторов часто бывает достаточно сложно. Потенциальная устойчивость к деградации зависит от способности почв противостоять различным видам природно-антропогенных воздействий, т.е. определяется их составом и свойствами, наличием или отсутствием факторов, защищающих почву от деградации. Фактическая устойчивость, являющаяся величиной динамической, зависит от чередующихся циклов состояния почв, разной продолжительности: пребывание почв под травянистой растительностью (или под лесом), чередование культур в севообороте, изменение водного режима весной и летом и т. д. Под термином «обратимость деградации почв» понимается реальная возможность восстановления свойств почв, измененных (или утраченных) в процессе деградации. По мнению авторов, обратимость в первую очередь зависит от вида и степени деградации почв. Так, с подкислением, обеднением подвижными формами питания растений можно справиться в относи-

тельно быстрые сроки и без крупных затрат. А устранение последствий водной и ветровой эрозии, слитообразования при нерациональном орошении, значительной потери гумуса черноземами - крайне сложный и дорогостоящий процесс. При высоких степенях деградации восстановление профилей почв, их нормального функционирования и свойственного им плодородия становится невозможным (в обозримые сроки).

По проявлению деградационных процессов может быть выделено несколько степеней. В современных классификациях подходы к их выделению существенно различаются. Так, выделяется 5 степеней каждого из типов деградации: деградации нет, слабая деградация, средняя, сильная и экстремальная. Для каждой степени даются количественные придержки изменения конкретного свойства, количество промоин и их частота, степень засоления и т.д. При картографировании учитывается и площадь, занятая почвами той или иной степени деградации. В ряде рекомендаций по оценке степени деградации почв в мерзлотных регионах предлагается оценивать степень нарушенности почвенного покрова по возможной скорости восстановления растительного покрова.

Степень деградации почв довольно детально анализируется в «Методике по определению размеров ущерба от деградации почв и земель» [154]. Деградация почв и земель по каждому индикаторному показателю характеризуется пятью степенями:

- 0 - недеградированные (ненарушенные);
- 1 - слабodeградированные;
- 2 - среднедеградированные;
- 3 - сильнодеградированные;
- 4 - очень сильно деградированные (разрушенные).

Определение степени деградации производится в соответствии с таблицей индикаторных показателей, включающей около 30 параметров физического и химического состояния почв. Вычисленные в баллах и последующих коэффициентах показатели степени деградации позволяют не только оценить степень ущерба, но и перейти к экономическим расчетам.

2.2. Типы деградации земель и их анализ

Податливость почв к изменениям под влиянием антропогенных факторов не может быть оценена одной величиной, полученной по результатам анализа непосредственно почвенных показателей (интегральными показателями деградации). Это обу-

словлено тем обстоятельством, что разные типы деградаций зависят от различных свойств и факторов, а одни и те же свойства почв по - разному проявляются по отношению к ним. Более того, некоторые свойства связаны с податливостью к различным типам деградации с разным знаком. Так, высокая емкость обмена катионов почвы, в особенности при засолении ее кальцием и магнием, способствует усилению устойчивости к кислотным выпадениям. В то же время, чем выше катионная емкость обмена, тем больше способность почв поглощать и накапливать радионуклиды и тяжелые металлы. Поэтому единственная возможность количественной деградационной оценки почв заключается в определении на первом этапе ряда частных типов процессов деградации по определяющим именно их факторам и свойствам, проявляющимся на каких-либо почвах, а на втором этапе - обобщении характеристик частных типов деградаций и оценке всей их системы (комплекса), присущей всей биосфере, стране или отдельному региону.

Может оказаться, что для какого-либо региона (страны) характерны специфические формы деградации земель. Примером могут служить деградационные процессы земель при разработке месторождений нефти и газа на севере России. В этом случае необходимо разработать особую систему (особый комплекс) типов деградаций для оценки частного комплекса их показателей.

Общая система исследованных типов деградации представлена на рис. 2, а матрицы их даны в табл.12-19

Среднегодовая температура	темпе-	1. Водный режим	1. Водный режим
Среднегодовые осадки		2. Полимиктовость	2. Биологический вынос
Гумус		3. Триоктаэдричность	3. Ил
Набухающие минералы		4. Емкость обменных катионов	4. Набухающие минералы
Структура		5. Гумус	5. Карбонаты
		6. Crk/Cфк	6. Исходное содержание
			7. Гумус

Типами деградаций являются характерные для стран или регионов процессы изменений почв, обусловленные антропогенными воздействиями. В практике, как правило, предлагается выбирать следующие типы деградационных изменений: уплотнение, истощение, загрязнение, подкисление, оглеение, осолонцевание и эрозия. Для каждого типа деградаций составлена матрица

показателей, которые, согласно имеющимся материалам и обобщениям, являются определяющими для развития соответствующих процессов.



Рис.2. Система изучения деградации земель

Для того, чтобы избежать статистического шума, число показателей для каждого типа деградации ограничивается от 5 до 8. и хотя каждый тип деградации земель характеризуется только ему присущим комплексом факторов и свойств, последние могут играть определенную роль в других типах деградации (рис.3).

Под комплексами деградации земель понимаются характерные для страны или ее крупных регионов однородные по почвенно-экологическим условиям сочетания основных типов ан-

тропогенно обусловленных деградиционных процессов изменения почв: физического уплотнения, истощения элементов минеральной пищи растений, загрязнения тяжелыми металлами и радионуклидами, подкисления, оглеения, осолонцевания и эрозии, сопровождающиеся понижением продуктивности земель и ухудшением качества продукции (процессы деградации почв при их загрязнении нефтью и нефтепродуктами рассматриваются нами как особый вид загрязнения почв). Рассмотрим последовательно типы деградаций.



Рис. 3. Основные виды антропогенного воздействия на экосистемы и их реакция

Уплотнение - группа обратимых и необратимых процессов изменения физического состояния почв под влиянием нагрузок от сельскохозяйственной и другой техники. Они проявляется в уменьшении межагрегатной и агрегатной порозности и соответственно этому в увеличении объемного веса до значений порядка более $1,4 \text{ г/см}^3$. Процессы усиливаются при работе тяжелой техники на почвах, находящихся в состоянии близком к полной влагоемкости. К обратимым проявлениям относятся процессы, влияние которых исчезает к следующему циклу обработки почв. Это свойственно почвам с хорошей водопрочной структурой. При очень высоких нагрузках, при воздействии тяжелой техники на почвы во влажном состоянии при низкой степени их острукту-

ренности наступают необратимые изменения. Остаточные эффекты накапливаются и почвы теряют благоприятное для произрастания растений качество-сочетание водно-воздушного режима и плотности.

Таблица 12

Матрица показателей истощения земель элементами минеральной пищи растений (по 3-х бальной шкале)

Типы и общности почв	Полимиктовость	Триоктаэдричность	Обменные кальций и магний	Гумус	Сгк/Сфк	Водный режим	Модель почвообразования
1. Вулканические аллофановые	1	2	2	2	2	3	1
2.Смытые разных типов	1	1	2	3	2	2	1
3.Пойменные суглинистые	1	1	2	2	1	2	1
4.Подбуры и другие хлорит-гидрослюдистые	2	2	3	3	3	3	2
5.Подзолы кварцевые	1	3	3	3	3	3	3
6.Желтоземы гидрослюдисто-каолиновые	2	2	2	2	3	3	2
7.Подзолистые на моренных суглинках	2	1	3	3	3	3	3
8.Подзолистые на покровных суглинках	2	2	2	2	2	2	3
9.Подзолисто-глеевые (подбелы)	2	1	2	3	3	3	3
10.Песчаные степные	3	1	3	3	3	2	1
11.Черноземы и другие содового засоления	2	1	1	1	1	2	2
12.Темно-серые и черноземы выщелоченные и оподзоленные гидрослюдисто-сметитовые	2	1	1	1	1	2	3
13.Дерново-карбонатные гидрослюдистые	2	2	2	2	1	3	3
14.Черноземы типичные, обыкновенные, южные	2	1	1	1	1	2	3
15.Черноземы солонцеватые и слитые	1	1	1	1	1	2	3
16.Солончаки	2	1	2	3	2	1	1
17.Каштановые и бурые полупустынные	2	1	2	2	2	1	3
18.Тундровые мерзлотные песчаные	3	1	3	3	3	1	3
19.Тундровые мерзлотные суглинистые	2	2	2	3	3	1	3
20.Буроземы и грануземы смектитовые	1	3	1	3	2	3	2

Истощение. Имеются в виду разнообразные процессы, следствием которых является понижение доступности элементов минеральной пищи растений - биофилов - калия, магния, кальция, фосфора и микроэлементов. К числу процессов, понижающих уровень доступных элементов, относятся выщелачивание с поч-

венными растворами, поливными и другими водами, разложение органических и неорганических соединений, лессиваж, структурная фиксация элементов, синтез новых слаборастворимых соединений.

Главные факторы истощения земель - собственные резервы элементов. Это определяется с помощью учета показателей полимиктовости почвенной массы и триоктаэдричности слоистых силикатов, емкости обмена катионов, содержания гумуса и его фракционногруппового состава. Из факторов истощения учтены тип водного режима и модель почвообразования. В силитогенном ряду почв поступление осадочного и ирригационного материала является дополнительным источником элементов.

Загрязнение. В данном параграфе мы ограничились рассмотрением загрязнения земель тяжелыми металлами и радионуклидами. Из свойств почв первейшее значение имеют: количество ила, содержание лабильных минералов, карбонатов, гипса, гумуса. Загрязнение - процесс накопления микроэлементов в доступных растениям формах в результате превалирования эффектов накопления над удалением элементов разными процессами.

Подкисление. Это также сложный комплекс процессов, результатом которых является нарастание активной и других форм почвенной кислотности при поступлении из почвы или в почвы кислых веществ и соединений с атмосферными выпадениями, грунтовыми и другими водами, удобрениями и другими путями. В общем виде податливость к деградации подкисления тем ниже, чем больше оснований разного типа может в короткий срок мобилизовать данная система. Она определяется характером водного режима, запасами веществ, способных при растворении продуцировать основания карбонатов, гипса и силикатов.

Ил и содержание в нем лабильных минералов важны для оценки способности к обменному поглощению водорода.

Оглеение - группа процессов перехода поливалентных элементов в восстановленные формы. Наибольшее значение при почвообразовании имеют процессы накопления восстановленных форм железа и марганца.

При прочих равных условиях оглеению почв способствуют: высокое атмосферное увлажнение и наличие водоупорных горизонтов или слоев - иллювиально-метаморфических, мерзлых и других, тяжелый гранулометрический состав, высокое содержа-

ние смектита в илистом веществе. Условия анаэробнобиозиса формируются при наличии гумуса и других органических веществ, аморфных соединений железа и марганца.

Таблица 13

**Матрица показателей податливости почв к уплотнению
(по 3-х балльной шкале)**

Типы и структурно- минералогические общности почв	Среднегодовая температура	Среднегодовые осадки	Гумус	Ненабухающие и лабильные минералы	Оструктуренность
1. Вулканические аллофановые	2	2	2	1	2
2.Смывые разных типов	2	2	2	1	1
3.Пойменные суглинистые	2	2	2	2	3
4.Подбуры и другие хлорит-гидролюдистые	1	2	1	1	1
5.Подзолы кварцевые	2	2	1	1	1
6.Желтоземы гидрослюдистокаолиновые	3	3	2	1	2
7.Подзолистые на моренных суглинках	2	2	1	1	1
8.Подзолистые на покровных суглинках	2	2	1	2	1
9.Подзолисто-глеевые (подбелы) гидрослюдистосмектитовые	2	2	1	2	1
10.Песчаные степные	3	1	2	1	1
11. Черноземы и другие содового засоления	2	2	2	2	2
12.Темно-серые и черноземы выщелоченные и оподзоленные гидрослюдисто-смектитовые	2	2	2	2	3
13. Дерново-карбонатные гидрослюдистые	2	2	2	1	3
14.Черноземы типичные, обыкновенные и южные гидрослюдистосмектитовые	2	1	3	2	3
15.Черноземы солонцеватые и слитые	2	1	3	3	3
16.Солончаки	2	1	1	2	1
17.Каштановые и бурые полупустынные	3	1	2	2	2
18.Тундровые мерзлотные песчаные	1	2	1	1	1
19. Тундровые мерзлотные суглинистые	1	2	1	2	1
20.Буроземы и грануземы смектитовые	2	2	1	3	2

Осолонцевание - более специализированный деградационный процесс, в наибольшей мере проявляющийся в условиях субгумидного и семиаридного климатов. Он заключается в увеличении в почвенном поглощающем комплексе натрия, повышении степени пептизируемости коллоидов и илистого вещества вследствие наращивания молекул воды вокруг катионов натрия вплоть до полного материального разобщения силикатных слоев слоистых силикатов смектитового типа. В этом состоянии фундаментальная частица смектитового типа определяет повышенную способность коллоидов и ила к миграции, следствием чего является дифференциация почвенных профи-

лей на верхнюю обедненную илом толщу и обогащенные им иллювиальные горизонты.

Факторами внешней среды являются водный режим и состав поливных вод. Из свойств почв осолонцеванию способствует нейтральная или щелочная среда, высокое содержание ила и сметитовых минералов. В противоположность этому такие свойства как высокая кислотность, наличие карбонатов и гипса - факторы, препятствующие осолонцеванию.

Таблица 14

Матрица показателей загрязнения (по 4-х бальной шкале)

Типы и общности почв	Водный режим	Биологический	Ил	Набухающие и лабильные ми-	Карбонаты	Исходное со-	Гумус	Модель почво-
1.Вулканические аллофановые	1	1	2	2	0	2	2	1
2.Смытые разных типов	2	3	3	2	0	1	1	1
3 .Пойменные суглинистые	1	1	1	1	0	1	1	2
4. Подбуры и другие хлорит- гидрослюдистые	1	1	1	1	0	1	1	2
5. Подзолы кварцевые	1	2	1	1	0	2	1	3
6. Желтоземы гидрослюдисто-каолиновые	1	1	3	2	0	1	2	2
7. Подзолистые на моренных суглинках	1	1	2	1	0	1	1	3
8. Подзолистые на покровных суглинках	1	1	2	2	0	1	1	3
9.Подзолисто-глеевые гидрослюдисто-сметитовые	1	1	2	2	0	1	1	3
10. Песчаные степные	3	3	1	1	1	1	1	3
11.Черноземы и другие содового засоления	2	1	2	2	1	1	2	3
12.Темно-серые, черноземы выщелоченные и оподзоленные гидрослюдисто-сметитовые	2	1	2	3	1	1	2	3
13.Дерново-карбонатные гидрослюдистые	2	1	3	2	3	1	2	3
14.Черноземы типичные, обыкновенные и южные гидрослюдисто-сметитовые	3	1	3	2	3	1	3	3
15.Черноземы солонцеватые и слитые	3	2	3	3	3	1	2	3
16. Солончаки	3	3	2	2	3	1	1	1
17.Каштановые и бурые полупустынные гидрослюдисто-сметитовые	3	3	3	3	3	1	2	3
18.Тундровые мерзлотные песчаные	2	3	1	1	1	1	1	3
19. Тундровые мерзлотные суглинистые	3	3	2	-2	1	1	1	3
20. Буроземы и грануземы сметитовые	2	1	3	3	1	3	2	2

Эрозия. Кроме водного режима и уклонов местности, эрозия усиливается при наличии водоупорных горизонтов. Важным фактором, препятствующим эрозии почв, является мощный хорошо оструктуренный горизонт.

Каждый тип деградаций определяется различными факторами и различными свойствами. С помощью факторного анализа

установлено, что типы деградаций по их вкладу в величину (емкость) комплексов деградаций образуют три группы. Рассмотрим распределение показателей по этим группам.

Таблица 15

Матрица показателей подкисления (по 3-х бальной шкале)

Типы и общности почв	Водный режим	Карбонаты	Гипс	Ил	Набухающие и лабильные минералы	Активная кислотность	Полимиктовость	Модель почвообразования
1. Вулканические аллофановые	1	3	3	2	3	3	1	1
2. Смытые разных типов	2	2	3	2	2	2	2	1
3. Пойменные суглинистые	2	2	3	2	2	2	2	1
4. Подбуры и другие хлорит-гидрослюдистые	1	3	3	3	3	3	2	2
5. Подзолы кварцевые	1	3	3	3	3	3	3	3
6. Желтоземы гидрослюдисто-каолиновые	1	3	3	1	3	3	3	3
7. Подзолистые на моренных суглинках	1	3	3	2	3	3	3	3
8. Подзолистые на покровных суглинках	1	3	3	2	2	3	2	3
9. Подзолисто-глеевые (подбуры)	1	3	3	2	2	2	3	3
10. Песчаные степные	2	2	3	3	3	1	3	3
11. Черноземы и другие содового засоления	2	2	3	2	2	1	3	1
12. Темно-серые, черноземы выщелоченные, оподзоленные	2	2	3	2	2	2	2	3
13. Дерново-карбонатные гидрослюдистые	1	1	3	2	3	1	2	3
14. Черноземы типичные, обыкновенные и южные	2	2	2	1	1	1	2	3
15. Черноземы солонцеватые и слитые	3	3	1	1	1	1	2	3
16. Солончаки	3	3	1	1	2	1	2	3
17. Каштановые и бурые полупустынные гидрослюдисто-сметитовые	3	3	1	1	2	1	2	3
18. Тундровые мерзлотные песчаные	3	2	1	3	3	2	3	3
19. Тундровые мерзлотные суглинистые	3	2	1	2	2	2	2	3
20. Буроземы и грануземы смектитовые	1	3	1	2	1	1	1	3

Показатель водного режима является единственным, который используется для описания всех трех групп деградаций. Более широкая группа показателей используется для характеристики двух групп типов. К их числу относятся гумус, ил, лабильные минералы, структура почв, карбонаты, модель почвообразования, иллювиально-метаморфическая дифференциация профиля.

Перечисленные показатели встречаются в разных парах групп и служат наряду с показателем водного режима, участвующего в структуре характеристик всех групп, общим материальным основанием системы комплексов деградаций.

Остальные 16 показателей используются для характеристики только какого-либо одного типа деградаций. Не перечисляя их, отме-

тим, что эти показатели выражают специфические факторы и свойства экосистем, испытывающих определенные нагрузки. С помощью этих показателей можно сразу определить емкость и структуру конкретного типа деградаций.

В то же время следует отметить, что в настоящее время существует мнение, что все перечисленные выше типы деградации почв можно условно объединить в три крупных блока. Их краткое определение может быть сформулировано следующим образом.

Таблица 16

Матрица показателей оглсения (по 3-х бальной шкале)

Типы и общности почв	Водный режим	Ил	Набухающие и лабильные минералы	Гумус	Гидроксиды железа аморфные	Иллювиально-метаморфический горизонт	Мезотный горизонт
1. Вулканические аллофановые	3	2	1	2	3	3	2
2.Смьтые разных типов	2	2	2	1	2	1	2
3.Пойменные суглинистые	3	2	2	2	2	1	1
4.Подбуры и другие хлорит-гидролюдистые	2	1	1	1	1	1	2
5.Подзолы кварцевые	2	1	1	1	1	1	2
6.Желтоземы гидролюдисто- каолиновые	3	3	1	2	3	3	1
7.Подзолистые на моренных суглинках	2	3	1	1	1	2	2
8.Подзолистые на покровных суглинках	2	2	2	1	1	2	2
9.Подзолисто-глеевые (подбелы)	3	3	2	1	1	1	1
10.Песчаные степные	1	1	1	1	1	1	1
11.Черноземы и другие содового засоления	2	2	2	2	1	2	1
12.Темно-серые, черноземы выщелоченные, оподзоленные	2	2	1	1	2	1	1
13.Дерново-карбонатные гидролюдистые	2	2	1	2	1	1	1
14.Черноземы типичные, обыкновенные и южные гидролюдисто-сметитовые	1	3	3	3	1	1	1
15.Черноземы солонцеватые и слитые	1	3	3	3	1	2	1
16.Солончаки	1	3	3	3	1	1	1
17.Каштановые и бурые полупустынные гидролюдисто-сметитовые	1	3	3	3	1	1	1
18.Тундровые мерзлотные песчаные	3	1	1	1	1	1	3
19.Тундровые мерзлотные суглинистые	3	3	2	2	1	1	3
20.Буроземы и грануземы сметитовые	2	3	3	2	3	2	2

Физическая деградация - ухудшение физических и водно-физических свойств почвы, нарушение почвенного профиля.

Химическая деградация - ухудшение химических свойств почв: истощение запасов питательных элементов, вторичное засоление и осолонцевание, загрязнение токсикантами.

Биологическая деградация - сокращение численности видового разнообразия и оптимального соотношения различных видов микроорганизмов, загрязнение почвы микроорганизмами, ухудшение санитарно-эпидемиологических показателей.

На рис. 4. в наиболее общем виде представлены виды воздействия на экосистемы (почвы), приводящие к проявлению деградационных явлений.

Таблица 17

Матрица показателей осолонцевания (по 3-х бальной шкале)

Типы и общности почв	Водный режим	Поливная вода	Активная реакция		Набухающие минералы	Карбонаты	Гипс
1. Вулканические аллофановые	1	1	1	2	1	3	3
2.Смытые разных типов	2	1	1	2	2	3	3
3.Пойменные суглинистые	1	1	2	2	2	2	3
4.Подбуры и другие хлорит-гидрослюдистые	1	1	1	1	1	3	3
5.Подзолы кварцевые	1	1	1	1	1	3	3
6.Желтоземы гидрослюдисто-каолиновые	1	1	1	3	1	3	3
7.Подзолистые на моренных суглинках	1	1	1	3	1	3	3
8.Подзолистые на покровных суглинках	1	1	1	2	2	3	3
9.Подзолисто-глеевые (подбелы)	1	1	1	3	2	3	3
10.Песчаные степные	2	2	2	1	1	2	3
11.Черноземы и другие содового засоления	2	3	2	2	2	2	3
12.Темно-серые и черноземы выщелоченные, оподзоленные	2	2	2	2	2	2	3
13.Дерново-карбонатные гидрослюдистые	1	1	1	2	1	1	3
14.Черноземы типичные, обыкновенные, южные гидрослюдисто-сметитовые	3	2	2	3	3	2	2
15.Черноземы солонцеватые и слитые	3	2	3	3	3	1	1
16.Солончаки	3	3	3	3	2	1	1
17.Каштановые и бурые полупустынные гидрослюдисто-сметитовые	3	3	3	3	2	1	1
18. Тундровые мерзлотные песчаные	3	1	1	2	1	3	3
19. Тундровые мерзлотные суглинистые	3	1	1	2	1	3	3
20.Буроземы и грануземы смектитовые	1	1	1	2	3	3	3

Физическая деградация почвы фиксируется как по уменьшению мощности органогенных и (или) гумусоаккумулятивных горизонтов почв или уничтожению других почвенных горизонтов и всего профиля (механическая деградация), так и по изменению конкретных физических свойств механически нарушенного почвенного профиля (собственно физическая деградация). Нарушение почвы (и почвенного покрова) может быть связано и с по-

ступлением на ее поверхность постороннего абиотического износа, ухудшающего продукционную функцию почвы.

Таблица 18

Матрица показателей зрости (по 3-х балльной шкале)

Типы и общности почв	Среднегодовые осадки	Уклоны	Водоупорные горизонты	Мощность	Водоупорная структура
1. Вулканические аллофановые	3	3	2	3	2
2.Смытые разных типов	2	3	1	3	3
3.Пойменные суглинистые	2	1	1	2	1
4.Подбуры и другие хлорит-гидролюдистые	3	3	1	3	3
5.Подзолы кварцевые	3	1	1	3	3
6.Желтоземы гидролюдисто-каолиновые	3	3	3	2	1
7.Подзолистые на моренных суглинках	3	2	3	3	3
8.Подзолистые на покровных суглинках	3	2	3	3	2
9.Подзолисто-глеевые (подбелы)	3	1	3	3	3
10.Песчаные степные	1	1	1	3	3
11.Черноземы и другие содового засоления	2	1	2	2	3
12.Темно-серые, черноземы выщелоченные, оподзоленные гидролюдисто-сметитовые	2	2	1	2	2
13.Дерново-карбонатные гидролюдистые	3	2	2	1	1
14.Черноземы типичные, обыкновенные и южные гидролюдисто-сметитовые	2	2	1	1	1
15.Черноземы солонцеватые и слитые	2	3	1	2	3
16.Солончаки	1	1	1	3	3
17.Каштановые и бурые полупустынные гидролюдисто-сметитовые	1	1	1	2	2
18.Гундровые мерзлотные песчаные	3	1	3	2	3
19.Гундровые мерзлотные суглинистые	3	1	3	2	3
20.Буроземы и грануземы сметитовые	3	3	3	3	1

Механические нарушения почвы, приводящие к физическому разрушению всего почвенного профиля или его части, могут быть вызваны различными формами антропогенных воздействий. Они весьма разнообразны, что определяется как очень широким спектром видов антропогенного воздействия, так и реакцией на них, каждой конкретной почвенной разности. Наиболее целесообразным представляется рассмотреть особенности механических нарушений почв по способам воздействия. Среди нарушений, вызванных промышленной деятельностью человека, будет рассмотрено разрушение почв и почвенного покрова при добыче полезных ископаемых. При этом формируется серия природно-

техногенных ландшафтов, каждый из которых отличается своими чертами разрушения почвенного покрова. Среди таких ландшафтов представлены следующие: выработанные торфяники (торфяно-карьерные), крупнокарьерно-отвалы, загрязненные и частично поврежденные, индустриально-«мусоро»-отвалы, просадочно-карьерно-отвалы. В соответствии с этой систематикой предполагается рассмотреть особенности механических нарушений почв при разработке полезных ископаемых. К другим формам механических нарушений относятся разрушения почв при дорожном строительстве, строительстве газо- и нефтепроводов.

Таблица 19

Матрица комплекса типов актуальных деградаций земель России

Типы и структурно-минералогические общности	Типы деградаций							Комплекс деградаций
	Уплотнение	Истошение	Загрязнение	Подкисление	Огленение	Осолонцевание	Эрозия	
1. Вулканические аллофановые	45	25	34	77	78	94	18	29
2. Смытые разных типов	32	39	43	54	64	82	63	35
3. Пойменные суглинистые	68	17	37	54	51	71	55	48
4. Подбуры и другие хлорит-гидрослюдистые	0	28	0	93	80	100	47	0
5. Подзолы кварцевые	14	97	2	100	80	100	67	0
6. Желтоземы гидрослюдисто- каолиновые	45	54	47	81	60	88	0	27
7. Подзолистые на моренных суглинках	14	84	12	91	65	88	39	9
8. Подзолистые на покровных суглинках	24	46	24	73	63	88	28	22
9. Подзолисто-глеевые (подбелы)	24	71	24	71	66	82	49	20
10. Песчаные степные	59	100	27	72	59	68	100	30
11. Черноземы и другие содового за-	55	9	53	51	41	48	67	57
12. Темносерые, черноземы выщелоченные, оподзоленные гидрослюдистые	68	13	65	54	19	56	55	63
13. Дерново-карбонатные гидрослюдистые	58	34	78	64	50	79	12	46
14. Черноземы типичные, обыкновенные и южные гидрослюдисто-сметитовые	100	13	99	16	0	29	38	90
15. Черноземы солонцеватые и слитые	97	0	99	0	2	2	56	100
16. Солончаки	38	54	62	11	0	0	100	75
17. Каштановые и бурые полупустынные гидрослюдисто-сметитовые	82	51	100	11	0	0	82	90
18. Тундровые мерзлотные песчаные	0	100	19	55	100	82	42	6
19. Тундровые мерзлотные суглинистые гидрослюдистые	10	72	50	28	63	82	42	31
20. Буроземы и грануземы сметитовые	47	25	73	20	38	7	82	54

Среди антропогенных воздействий, связанных с сельскохозяйственным производством, наиболее существенные нарушения вызывают два его вида: распашка и выпас скота. Последствия распашки разнообразны и подробно изучены. Они включают изменение микрорельефа поверхности почвы, изменение плотности, резкое увеличение эрозионной опасности и т. д.

Физическая деградация выражается в ухудшении почвенной структуры и всего комплекса физических свойств, т.е. в разрушении физической основы почвы, и развивается всюду, где применяются избыточные нагрузки механического, химического, физикохимического, водного или биологического характера. Физическая деградация может быть обусловлена различными природными факторами и развиваться в условиях естественных биогеоценозов в результате изменения климатических условий, естественных процессов выветривания, денудации, эрозии, опустынивания и т. д. Причиной физической деградации почв могут явиться также различного рода катастрофические процессы природного и антропогенного характера.

Во временном аспекте длительности, постепенности наступления деградационных изменений существуют два основных проявления деградации:

– накопление деградационных признаков до критического состояния, когда процессы становятся необратимыми. Это изменение почв фактически представляет собой «медленную» катастрофу, обусловленную всей сложившейся системой эксплуатации природных ресурсов и почв в том числе, общей культурой природопользования. Тенденция к накоплению деградационных признаков состояния почв наблюдается в настоящее время практически более чем на 80% пахотных земель. Такая «накопительная» деградация происходит в случае длительной интенсивной эксплуатации почв как постоянного технологического ресурса в технологиях сельского, лесного и некоторых других производств, где основным достоинством почвы считается некое пасторально-мифическое самовозобновляющееся свойство, обозначаемое как «природное плодородие почвы»;

– частичное или полное разрушение почвенного тела как предусмотренный неизбежный этап промышленных технологий природопользования, осуществляемый в течение сравнительно

короткого промежутка времени и приводящий к моментальному разрушению природных объектов и почв в том числе. Такое проявление деградации (разрушения) носит локальный характер и опасно, главным образом, быстротой и полнотой проявления. Как правило, причины и степень разрушения почв являются в данном случае очевидными и имеют черты катастрофического характера. Как правило, это относится к ряду производств несельскохозяйственного направления, когда почвы неизбежно разрушаются в соответствии с принятыми технологиями природопользования – горное дело, дорожное строительство, различного рода свалки и хранилища отходов, урбанизация, магистральный трубопроводный транспорт и т.д.

Крайней степенью физической деградации является полное уничтожение почвы как природного объекта, вплоть до состояния горной породы или в ландшафтном плане до состояния абиотической пустыни.

Химическая деградация почв включает изменение многих почвенных свойств вследствие различных причин природного и антропогенного происхождения. Наиболее рационально все факторы и причины химической деградации разделить на две группы: первая из них охватывает те изменения почв, которые вызваны сельскохозяйственными процессами, тогда как вторая вызвана химическим загрязнением почв в результате развития различных промышленных производств, транспортом или поселением человека. В реальной обстановке такое разделение провести очень трудно или просто невозможно, но позволяет выявить причины и механизмы происходящих процессов, а следовательно, если необходимо, и меры борьбы с ними.

Потеря гумуса. В большинстве случаев для почв пахотных характерно снижение содержания органического вещества, что, как правило, можно считать негативным явлением. Только частичная потеря органического вещества торфяными или торфянистыми почвами иногда может рассматриваться с положительной стороны, но окончательная оценка все же зависит от содержания и состава оторфованных компонентов. При хорошо спланированном культурном земледелии и высоких урожаях в почве иногда наблюдается и накопление гумуса, но редко. Следует обратить внимание на то, что качественный состав гумуса может изменяться в любую сторону, с повышением или понижением в его составе гуминовых кислот. Предсказать ожидаемые изменения довольно трудно, поскольку они зави-

сят как от набора возделываемых культур, так и от химизации земледелия и применяемых мелиоративных приемов.

Известкование и гипсование почв. Эти приемы, направленные на регулирование степени почвенной реакции и состава обменных катионов, не всегда оказывают только желаемое воздействие на почву. При названных сельскохозяйственных приемах в почву могут попадать нежелательные сопутствующие компоненты, может усиливаться вертикальная миграция многих почвенных компонентов, изменяется (нередко повышается) растворимость гумминовых веществ, далеко не всегда значения рН приобретают оптимальные величины для выращиваемых культур.

Кислотные и щелочные дожди. Это типично техногенное (или антропогенное) явление, обусловленное накоплением в атмосфере оксидов серы, азота, ионов хлора или фтора, а также пылевидных выбросов цементных и других заводов. При взаимодействии таких выбросов в воздухе с парами воды накапливаются кислоты, реже основания, которые вместе с осадками всех видов поступают на поверхность почвы и затем просачиваются вниз по почвенному профилю. Однозначно оценить роль таких выпадений практически невозможно. В таежной зоне кислые осадки, как правило, усиливают почвенную кислотность, вызывая деграционные процессы. Отрицательно влияют основные компоненты осадков на большинство почв южных регионов. Но в тех случаях, когда кислые осадки выпадают на поверхность большинства степных почв, а основания - на кислые почвы, они могут играть положительную роль.

Кислотные скопления вокруг терриконов. В литературе довольно обстоятельно обрисованы те случаи, когда в районах угледобычи на поверхности почвы образуются крупные отвалы пустой породы, чаще всего терриконы. Их можно наблюдать в Тульской, Ростовской и других областях. В отвалах такой породы может присутствовать пирит, при окислении которого кислородом воздуха и после взаимодействия с атмосферой и почвенной влагой могут возникнуть наземные озера серной кислоты, сильно влияющие на почвенный покров.

Горнодобывающая промышленность. Добыча и переработка различных полезных ископаемых характеризуется многочисленными и разнообразными химическими процессами, которые сопровождаются или скоплениями различных отвалов условно так называемой «пустой» породы или выбросами в атмосферу различных газов. В атмосферу поступают различные соединения углерода, серы, азота,

другие вещества. Они воздействуют на почвы или непосредственно в газовой форме (поглощаясь почвенным покровом) или, предварительно, взаимодействуя с парами воды, выпадают на поверхность Земли в виде дождя и снега [77].

Металлургическая промышленность. Этот вид производства доставляет в природную среду очень большое количество отходов, различных по составу, и по количеству. Поэтому степень воздействия многих заводов может быть весьма различной, что зависит как от количества отходов, так и от их состава. Поэтому характер и степень воздействия таких заводов можно оценить только для конкретных комбинатов, хотя их общее влияние очень велико.

Нефть и нефтепродукты. Очень сильное влияние нефтедобычи и нефтепереработки стало прослеживаться с конца XIX в. и возрастало на протяжении всего XX в. Общеизвестны большие потери нефти и нефтепродуктов при добыче, переработке, хранении и транспортировке, причем может происходить как на поверхности суши, так и на море. При загрязнении почв нефтью в них возрастает доля углеводов, снижаются подвижность и доступность многих элементов питания растений, изменяются величины рН и окислительно-восстановительных потенциалов, изменяется химический состав почвенного воздуха. Некоторое количество углеводородных компонентов содержит любая почва, в чем можно убедиться по составу спиртобензольной вытяжки, но в ходе загрязнения содержание и доля углеводов возрастают вплоть до полного изменения водно-воздушного режима почв, а в их составе может нарастать доля неблагоприятных или даже токсичных веществ.

В заключение можно отметить, что химическая деградация почв неизбежно происходит при их обычном сельскохозяйственном использовании, но такую деградацию сравнительно легко приостановить или даже преодолеть, используя обычные удобрения или мелиоративные средства. При развитии и расширении различных видов производств, транспорта, городских поселений, нарушения почвенного покрова качественно и количественно могут приобретать такие размеры, которые не только соизмеримы с привычным сельскохозяйственным воздействием, но даже и значительно их превосходить.

Деградация биологических свойств почв. Изучение процессов деградации биологических свойств почв связано с огромной ро-

лью почвенной биоты в функционировании почв. Почвенные организмы обеспечивают осуществление многих экологических функций почв, в том числе определенные этапы круговорота биогенных элементов, они же поддерживают в почве гомеостаз по многим ее свойствам. При любых видах деградации почв первыми на них реагируют именно организмы. С одной стороны они стремятся благодаря изменению своей активности поддержать равновесие, с другой - они первыми страдают от нарушений. Комплекс почвенных организмов (биота) более устойчив функционально, чем структурно. Поэтому в первую очередь нарушается биоразнообразие, происходит его обеднение, идет перегруппировка популяций, изменяются доминирующие и часто встречающиеся виды, некоторые виды вообще исчезают, могут появляться и новые виды, часто вредные. При воздействии деградационных факторов различают четыре зоны с различными сдвигами в составе биоты:

- зона гомеостаза с нормальным составом организмов;
- зона стресса с перестройкой в количественных соотношениях видов, но без изменения качественного состава;
- зона развития резистентных организмов;
- зона репрессии.

Сохранение стабильности и нормального функционирования биоты обеспечивается огромным микробным пулом, отличающимся как поразительно большим запасом микроорганизмов (микробной биомассой), так и огромным качественным разнообразием (микробным генофондом), оснащенным тысячами ферментов, т.е. способным проводить тысячи биохимических реакций, которые не могут проходить чисто химическим путем или идут крайне медленно. В составе пула большинство организмов находится в состоянии анабиоза и выходит из него в случае необходимости проведения коррекции в функционировании биоты. Возможности такой коррекции по некоторым свойствам почв могут быть ограничены, например, изменение величины рН, а могут быть и очень велики, например при очистке от нефтепродуктов. С уменьшением пула микроорганизмов и его разнообразия происходят и функциональные нарушения, например способности к азотфиксации, гумусообразованию и структурообразованию, гипертрофируются такие функции, как скорость разложения органического вещества, нитрификационная и денитрификационная способность. Появляются новые отрицатель-

ные свойства, например появление потенциальных патогенов, аллергенов и фитопатогенов, образование фитотоксинов. В некоторых случаях наблюдается деградация микробного комплекса из-за загрязнения его посторонними почвенными организмами, например фекальными или микробами с микробиологических производств (антибиотиков, белкововитаминных концентратов, ферментов и некоторых химикатов).

Почвенные организмы страдают от всех видов деградации. При ветровой или водной эрозии почв организмы частично или почти полностью уносятся, причем для восстановления биоты требуется восстановление самой почвы.

Почвенные организмы резко реагируют на деградацию химического состояния почв. Любые химические изменения ведут к изменению биоты. Особенно сильно сказывается загрязнение тяжелыми металлами, пестицидами, подкисление почв, уменьшение содержания гумуса и т. д. Во всех случаях происходит деградация комплекса почвенных организмов. Однако организмы являются и мощным фактором борьбы с химической деградацией почв, так как они могут очищать почву от нефти и пестицидов, способствовать образованию органо-минеральных соединений, содержащих тяжелые металлы и либо способствовать передвижению их вниз по почвенному профилю, либо заключению их в пленки и агрегаты, где они не могут проявлять своего токсичного действия. Способность микроорганизмов к метилированию тяжелых металлов и некоторых других элементов приводит к их удалению из почвы в виде летучих соединений. Почвенные организмы способны разрушать все вредные природные органические соединения и большинство токсичных искусственных органических веществ.

2.3. Особенности деградации почв в районах добычи нефти и газа

Своеобразие экологических проблем, возникающих при добыче нефти, обусловлено тремя группами факторов:

- спецификой географических условий районов добычи;
- технологией ее извлечения;
- особенностями состава и свойств добываемой пластовой жидкости.

Близкие принципы технологии извлечения и транспортирования нефти, преобладание в нефтях углеводородов (до 90-95%) и наличие минерализованных вод в составе пластовых жидкостей определяют ряд общих форм воздействия нефтедобывающего производства на ландшафты суши. Этим объясняется возникновение однотипных экологических проблем в любых нефтедобывающих районах. Одновременно существуют и определяющиеся биоклиматическими и ландшафтно-геохимическими условиями местные экологические проблемы, например, в северных ландшафтах - это изменение криогенных процессов (со всеми вытекающими отсюда последствиями), в южных регионах - качество природных вод (проблема пресной воды), засоление и осолонцевание почв и т. д.

Среди общих экологических проблем наиболее важны следующие.

Нефтепромыслы занимают десятки, а иногда и сотни квадратных километров во всех природных зонах Земли - от тундр до пустынь и субтропиков. Воздействия на ОПС носят не локальный, как считают некоторые исследователи, а региональный характер, так как кроме многочисленных локальных участков загрязнения почв и грунтов, значительных по площади механических повреждений, фиксируются и серьезные качественные изменения отдельных компонентов ландшафтов, и природных процессов на региональном уровне. В частности, на территории Западно-Сибирской равнины отмечается обмеление рек и изменение химического состава природных вод, происходит заболачивание бывших суходолов и т.д. Интенсивная откачка пластовых жидкостей и газов также вызывает региональные изменения гидродинамических процессов, что приводит к разнообразным изменениям ландшафтов на значительных территориях.

Нефтедобывающая промышленность относится к наиболее землеемким отраслям вследствие широкого географического охвата проявлений тех или иных отрицательных экологических изменений, возникающих на территории промыслов. Существует два основных блока пространственного проявления техногенных процессов и, соответственно, возникают два блока проблем:

- техногенез недр (с комплексом проблем регионального загрязнения подземных вод);
- техногенез ландшафтов (с комплексом проблем их локальной и региональной трансформации).

Происходит длительное (иногда необратимое) отчуждение значительных площадей земельных угодий из регулярного землепользования, что сопровождается существенными потерями земельных ресурсов.

На территории промыслов функционируют комплексы производственных сооружений, разобщенных территориально, но связанных системами трубопроводов, энергопередач, транспортными системами, организацией работ. Средняя плотность технических средств добычи составляет 10-20 объектов (скважины, компрессорные станции и др.) на 1 км², а плотность трубопроводов - 11 км на 1 км². Кроме того, характер техногенных воздействий (их формы и интенсивность) на территории промыслов меняются в соответствии с основными этапами функционирования производства. Каждый их этапов характеризуется своей технологической спецификой:

- период строительства объекта, когда большую роль играет тяжелая техника;
- непосредственно после завершения строительства:
 - a) период нормальной эксплуатации объектов;
 - b) при их работе в аварийном режиме;
- спустя определенный срок после начала эксплуатации (возможно и после ее завершения).

Каждому этапу эксплуатации месторождений соответствуют; свои формы техногенных воздействий (табл.20), специфика «взаимоотношений» технических объектов и вмещающих их природных комплексов; особые типы техногенных потоков, возникающих как при авариях на промыслах, так и при нормальном режиме их функционирования.

Наиболее распространенные нагрузки связаны с многочисленными техническими объектами:

- скважинами (эксплуатационными, нагнетательными, наблюдательными);
- сборными и магистральными нефтепроводами; водоводами для закачивания воды в скважины;
- амбарами и отстойниками.

Любые технические сооружения на промыслах (скважины, трубопроводы, факелы и др.) являются потенциальными источниками техногенных потоков [181], различающихся по составу, концентрациям и объемам выбрасываемых в природу веществ. По характеру

локализации в ОПС эти потоки могут быть изолированы друг от друга, либо пересекаться в пространстве, выходить или не выходить за пределы территорий нефтепромысла [181, 182, 211, 214, 216].

Как видно из табл. 20 на территориях нефтепромыслов различаются два основных направления техногенеза (как поверхностного, так и подземного):

- механическое разрушение ландшафтов в связи с работой средств физического воздействия (транспорт, бурильные установки, средства перемещения грунта и др.);
- геохимическая трансформация и последующее разрушение природных систем при сбросе в них чужеродных и, как правило, геохимически активных веществ.

Широкий спектр характерных для нефтепромыслов вариантов территориально рассредоточенных техногенных нагрузок вызывает разнообразные изменения в ландшафтах и составляющих их компонентах (почвах, грунтах, поверхностных и подземных водах, биоте), что создает мозаику геохимических и физических изменений в экосистемах.

Интенсивность и формы преобразования природных систем определяются не только тем «что», но и «сколько» в них вводится или изымается.

В результате на значительных по площади территориях возникает множество разноплановых экологически неблагоприятных ситуаций, меняющихся не только в пространстве, но и во времени. Наиболее опасны и важны среди них:

- загрязнение природных сред техногенными потоками, разными по качественному составу и объемам;
- изменения режимов нормального функционирования природных систем;
- разрушение отдельных компонентов природных комплексов и ландшафтов в целом.

При оценке форм изменений ОПС возникает необходимость разработки большого числа методологических и теоретических проблем.

Методологические проблемы включают разработку:

- принципов и методов инвентаризации и оценки совокупности явлений, характерных для нефтедобывающих комплексов;

- критериев морфологической оценки трансформированности природных систем (почвенного покрова в целом, почвенных тел, элементов их строения), растительности и растительного покрова;
- обоснование физико-химических критериев адекватной оценки геохимической трансформированности ландшафтов в зависимости от характера технологических и аварийных выбросов;
- принципов и критериев оценки отдаленных следствий влияния техногенных потоков.

Таблица 20

**Контрольный список агрегированных ТГ источников
и виды воздействия**

Этапы воздействия		Виды производства, технические объекты и другие типы воздействий на ОПС
Обустройство промыслов		<p>Строительство линий связи и электропередач, дорог и мостов, жилья и производственных помещений, продуктопроводов, очистных сооружений и полигонов для складирования и захоронения отходов.</p> <p>Строительство карьеров по добыче песка и гравия, бурение скважин (включая подготовку площадок, амбаров и емкостей для буровых растворов, пластовых жидкостей и шламов).</p>
Эксплуатации промыслов	При нормальном режиме эксплуатации	<p>Испытания и промысловые исследования скважин</p> <p>Эксплуатация и ремонт скважин</p> <p>Эксплуатация трубопроводов разного назначения</p> <p>Кустовые насосные станции, дожимные и перекачивающие насосные станции</p> <p>Центральные пункты сбора и подготовки нефти, газа и воды</p> <p>Факельные устройства, факелы и запальные свечи</p> <p>Компрессорные станции</p> <p>Базы производственного обслуживания и материально-технического снабжения</p> <p>Транспортное хозяйство</p> <p>Складирование и захоронение отходов, сброс очищенных и неочищенных стоков</p> <p>Нефтехранилища (резервуарные парки)</p> <p>Установки комплексной подготовки газа и газоперерабатывающее оборудование</p>
	При аварийном режиме	<p>Разливы нефти и нефтепродуктов разного состава</p> <p>Разливы пластовых и сточных вод разного состава</p> <p>Разливы буровых растворов и буферных жидкостей</p> <p>Разливы химических реагентов</p> <p>Выбросы нефти и газа через факельные устройства</p> <p>Открытое фонтанирование скважин</p> <p>Пожары на буровых и эксплуатационных скважинах</p> <p>Перетоки нефти и минерализованных вод в подземные горизонты из-за порывов кондукторов, эксплуатационных колонн при некачественной цементации</p>

Теоретические проблемы включают:

- разработку принципов и критериев типизации основных форм нарушений природных систем и протекающих в них процессов - характерных «ответов» на техногенный пресс;
- выявление и анализ механизмов трансформации почвенно-геохимических процессов при взаимодействии токсикантов с почвенно-грунтовой массой;
- разработку общих моделей эволюции трансформированных почвенных экосистем.

ГЛАВА III. МЕХАНИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ ПОЧВ

3.1. Деградация почв при добыче полезных ископаемых

Механические нарушения почв и почвенного покрова связаны, как правило, с разработкой различного рода полезных ископаемых, строительством дорог, газо- и нефтепроводов, оросительных систем и каналов, различного рода коммуникаций. Деградационные процессы наблюдаются также на вырубках, пастбищах, они возникают при лесных пожарах.

Масштабы деградации, вследствие перечисленных видов антропогенных воздействий, настолько велики и сам характер нарушений столь разнообразен, что возникает необходимость последовательного получения различных типов нарушений, их классификации, установления закономерностей воздействия на почвы ОПС в целом. Одновременно встают задачи сведения к минимуму механических нарушений и проблемы рекультивации земель, восстановления нормального функционирования почв и экосистем.

Самые грандиозные по своим масштабам нарушения возникают в промышленности, энергетике, при добыче полезных ископаемых, а также добыче, транспортировке и переработке нефти и нефтепродуктов. Во всех случаях нарушений последствия могут носить разнообразный характер, но в своей принципиальной основе они сводятся к следующим. Во-первых, эти нарушения носят прямой характер воздействия, что заключается в отчуждении земель, причем иногда на многие годы или столетия. Это, прежде всего, земли занятые строениями гражданского или промышленного характера. Обширные пространства между ними могут быть в функциональном отношении доведены до фонового уровня при правильной рекультивации. Значительное отчуждение земель возможно в процессе разработки карьеров при открытой добыче полезных ископаемых. Отметим, что такое отчуждение сопровождается перемещением огромных почвенных масс. Отчуждение земель происходит при строительстве шахт, причем это сопровождается появлением новых форм рельефа. Отвалы образуются и при функционировании горно-обогатительных фабрик, например, при выплавке золота или других металлов. Безвозвратное отчуждение земель происходит при использовании

гидромониторингов в ходе добычи россыпного золота, когда полностью уничтожаются почвы береговых систем. В ходе этого воздействия почвенный материал поступает в водные экосистемы и перестает активно участвовать в наземных экосистемах.

Не менее опасно и опосредованное воздействие механических нарушений. В их числе снижение уровня грунтовых вод вследствие выборки пород и образования карьеров, изменение гидрохимического состава природных вод. Существенным является выпадение пыли и усиление целого ряда эрозионных явлений, включая водную эрозию и дефляцию. Опосредованное воздействие заключается в изменении биоклиматических условий вследствие механического нарушения почвенного покрова. Причиной этих явлений может служить изменение растительного покрова, смена видового состава и характера рельефа. В меньшей степени изучены явления изменения водно-солевого режима почв.

Добыча полезных ископаемых играет исключительную роль в экономике России. Достаточно сказать, что на них приходится около 90% всей продукции тяжелой промышленности. Причем значительную долю в экспорте (свыше 70%) составляет минеральное сырье. Объем добываемого сырья составляет около 6,5 млрд. т. Набор полезных ископаемых чрезвычайно широк.

При открытом способе добычи полезных ископаемых происходит отчуждение земель и образование отвалов. Так, в России при добыче 1 млн. т угля из шахт теряется 20-30 га, из угольных разрезов 115 га, тогда как в Польше - всего 6-9 га. Один км автостреды исключает из оборота до 10 га. Как положительную тенденцию следует отметить тот факт, что в Польше с 1980 г. площадь возвращаемых земель начала превышать площади деградированных территорий [33].

Образование отвалов относится к одной из особенностей добычи сырья открытым способом. Так, ежегодно в отвалы поступает около 3 млрд. м³ породы. Только на предприятиях цветной металлургии отвалы занимают 1450 км². В угольной промышленности насчитывается около 2100 природных отвалов. В цветной металлургии площади под карьерами и отвалами занимают от 60 до 90% территории; хвостохранилища в некоторых случаях занимают площади в 10-15 раз большие, чем промыш-

ленные объекты. В черной металлургии весомая доля приходится на отвалы - 52-55%, на карьеры - 30%, на хвостохранилища - до 18%.

Серьезные негативные последствия добычи полезных ископаемых открытым способом связаны с запылением атмосферы (часто и токсичными веществами), увеличением дренированности территории и, наоборот, повышением уровня грунтовых вод, появлением оползней, обвалов, заилением рек и ручьев.

Подземная добыча полезных ископаемых также не обходится без нарушений. Среди них существенное место принадлежит просадкам, провалам, серьезным нарушениям гидрологического режима. Просадочные явления приобретают настолько серьезный характер, что могут приводить к специфическому рельефу. Примером является территория объединения «Тула-уголь». Опускание территории вокруг терриконов приводит к тому, что русла рек могут оказаться выше окружающей местности. Источником пыли являются терриконы с выработанной породой. Кроме того, подземная добыча приводит к снижению уровня грунтовых вод, тогда как верхние толщи в результате иссушения более легко подвергаются механическим нарушениям.

В общем виде нарушения при добыче полезных ископаемых и при строительстве коммуникаций могут быть разделены на пять категорий:

- образование терриконов;
- образование выемок - карьеров и отвалов;
- карьеры без отвалов с изменением рельефа;
- нарушения почвенного покрова при строительстве дорог и коммуникаций;
- нарушения, связанные с добычей нефти.

В соответствии с ГОСТ 17.5Л.02-85 и ГОСТ 17.5.1.03-78 выделяются следующие группы нарушений:

- выемки карьерные до 10 м;
- выемки карьерные 15-30 м;
- выемки карьерные глубиной более 30 м;
- выемки карьерные высотой более 30 м;
- отвалы платообразные ниже уровня поверхности на 1-5 м;
- отвалы платообразные высотой до 5 м;
- отвалы высотой до 30 м;

- отвалы высотой до 30 м, но пригодные для биологической рекультивации;
- отвалы платообразные высотой до 100 м;
- отвалы внутренние с высотой гребней до 15 м;
- отвалы внешние с высотой гребней до 15 м;
- отвалы платообразные с высотой до 15 м;
- прогибы западинные;
- отвалы конические;
- выемки карьерные глубиной 1-10 м.

В типологии нарушений большую роль могут сыграть представления о природно-техногенных ландшафтах, сущность которых заключается в единстве структурнофункциональной организации нарушенных и сохранившихся территорий. Экологическое значение земель смежных с деградированными территориями заключается в том, что они могут служить источником семян, участвовать в перераспределении загрязняющих веществ. При экологической перестройке природно-техногенных ландшафтов необходимо изучать и новую структуру почвенного покрова с учетом присутствия нарушенных, насыпных, примитивных и других новообразованных почвогрунтов.

3.2. Дегградация почв на лесных вырубках. Экологическая роль лесных экосистем

Лесные земли земного шара составляют 3,9 млрд. га, в том числе площадь доступных лесов составляет 1,8 млрд. га, малодоступных - 1,9 млрд. га и недоступных 142 млн. га. По расчетам В.А. Ковды на леса приходится около 27% всей территории суши, тогда как пашни занимают около 10%, а луга и пастбища - 17,6%.

Важнейшая роль лесов в биосфере и в почвенном покрове общеизвестна. В.А. Ковда, в частности, подчеркивал, что уничтожение лесов и прерий наряду с минерализацией почвенного гумуса дало до 50% углекислоты в современной атмосфере, кроме того, произошло ускорение на 1-2 порядка биологического круговорота важнейших элементов. В.А. Ковда [121] обращал внимание на роль процессов минерализации подстилок, которые одновременно с биомассой лесов удерживают огромное количе-

ство химических элементов. Уничтожение лесов оказало сильное влияние на водный баланс планеты.

Вырубки уменьшили количество воды, ранее участвовавшей в круговороте в составе сырой древесины. Это в 2-3 раза усилило поверхностный сток на открытых безлесных территориях и привело к сокращению внутрипочвенного стока и питания грунтовых вод. В связи с этим существенно активизируются эрозионные процессы.

Экологическая роль лесных насаждений и правильное их использование, включая вырубки, подчеркивается во многих работах. Это показано не только для таежных, но и для южных территорий. Роль леса учитывается в эколого-экономической оценке земель; например, может быть подсчитана эффективность от защитных функций леса и лесохозяйственной продукции. Увеличение урожайности на межполосных полях показано и в других работах. В частности, предложено рассчитывать так называемый суммарный показатель сельскохозяйственной эффективности, учитывающий прибавки урожая за счет улучшения экологических условий, создаваемых лесополосами.

Удельный вес многолетних насаждений используется при расчете общего оценочного балла сельскохозяйственных угодий. Выявлено снижение себестоимости продукции при облесении неудобий, при этом эффективность лесомелиоративных мероприятий оценивается отдельно. Лесистость территории, таким образом, признана одним из важнейших экологических параметров. В рамках оценки земель особую ценность имеет развитие концепции экологически безопасного земледелия, основной упор здесь делается на ландшафтность. Ключевые положения концепции следующие:

- увеличение в структуре агроландшафтов площадей под экологически стабилизирующими системами (пастбища, луга, леса, лесополосы);
- дифференцированный подход на основе эрозионно-гидрологических показателей в бассейновых системах, при замене пашен на альтернативные сельскохозяйственные и природные угодья;
- использование земельных ресурсов с учетом почвоохранного обустройства эродированных и эрозионно-опасных зе-

мель (группа водосборов). В соответствии с этими положениями предложено понятие «агроэкологический тип земель», то есть территория, однородная по экологическим требованиям возделывания полевых и кормовых культур. Предложено понятие «коэффициент однообразия экосистем» - отношение площади стабильных экосистем (кормовые угодья, полезащитная лесистость) к площади пашен, характеризующее устойчивость экологической организации ландшафтов.

Особенности почвообразования под лесами заключается в том, что генезис лесных почв и их эволюция весьма специфичны [95, 111] Это во многом обуславливает характер их деградации при антропогенном или естественном нарушении. Прежде всего, отличительной чертой лесных почв является тот факт, что они формируются в условиях преобладания надземной фитомассы. Кроме того, лесные почвы развиваются на фоне существования важного компонента лесных биогеоценозов - лесных подстилок, обуславливающих специфику не только химизма лесных почв, но и питательный режим лесных насаждений, когда значительная часть важнейших биофильных элементов потребляется из подстилок. Нарушение последних приводит к серьезным функциональным изменениям лесного биогеоценоза, что может повлечь за собой гибель древостоя. Вот почему в лесном хозяйстве уделяется серьезное внимание лесным подстилкам.

Лесные экосистемы часто развиваются в тех условиях, где другие экосистемы не могут существовать. Это, прежде всего, горные территории с их сложным рельефом и климатом. Устойчивость лесных почв во многом определяется единством структурно-функциональной организации лесных экосистем, любое нарушение которой приводит к серьезным последствиям в почвенном покрове. Немаловажно и то, что лесные ценозы играют важную роль в поддержании устойчивости смежных экосистем, что давно эмпирически установлено при ведении сельского хозяйства в лесной зоне. Зачастую уничтожение леса ведет к уничтожению почв, что характерно, например, для тропических регионов.

Эксплуатации лесных насаждений в России. Лесные насаждения являются важнейшими экосистемами в пределах террито-

рии России, однако, площади лесных насаждений распределены неравномерно. В европейской части России сосредоточено 1/5 всей лесной площади страны, а в азиатской - 4/5. Роль лесных экосистем многогранна. Так, свойства большинства пахотных почв обусловлены их лесным происхождением. Леса определяют специфику гидротермического режима территории, газовый режим атмосферы. Любые нарушения, которые происходят в лесных экосистемах, находят отражение не только в пределах собственно лесного пространства, но и в смежных экосистемах, в частности на агроценозах. В число таких нарушений лесных экосистем входят лесные вырубки, которые не только чрезвычайно разнообразны, но и относятся к числу постоянно действующих экологических факторов. Вместе с тем нельзя не отметить, что вид вырубки является одним из важнейших критериев, которым определяется степень воздействия на почвенный покров.

Рассматривая вырубки как один из антропогенных экологических факторов, отметим, что их роль сводится к двум важнейшим формам воздействия на почвенный покров. Первая форма воздействия носит биогеоценотический характер и определяется последствием вырубок. Такое последствие сводится к смене древостоя, в процессе которой происходит изменение направленности почвообразовательных процессов. Уменьшение емкости круговорота, причем иногда значительное - особенно на первоначальных стадиях вырубок, обуславливает изменение водного режима, что зачастую ведет к временному заболачиванию почв. Изменяется также соотношение лесных и смежных экосистем.

Вторая форма воздействия носит кардинальный характер и обусловлена преимущественно концентрированными вырубками, при которых происходят серьезные нарушения покрова вследствие эрозии, лавин, солифлюкции, оползней, подмывания берегов и других явлений. Важно отметить, что характер последствий в результате этих процессов может серьезно различаться, причем это касается не только скорости восстановления нарушенных лесных насаждений, но и степени воздействия на окружающие ландшафты. Все зависит от принадлежности лесных экосистем к определенной почвенно-географической зоне.

Очевидно, что самые серьезные последствия в результате вырубок следует ожидать в горных районах, где большая крутизна склонов и незначительная мощность почвы создают благопри-

ятную основу для незначительных потерь почвенного мелкозема в послевырубочный период.

Особое внимание следует уделять сохранности лесов на малолесных территориях, составляющих около 83 млн. га. Но самое пристальное внимание следует уделять многолесным территориям с площадью 978,3 млн. га. Эти территории не только отличаются широким разнообразием почвенного покрова с различными уровнями устойчивости, но и характеризуются активным хозяйственным использованием. В связи с этим отметим, что классификации вырубков в научной литературе уделяется огромное внимание. Исследования влияния вырубков на трансформацию лесных почв носят комплексный характер, который включает в себя различные аспекты почвообразования.

Установлено, что на малых водосборах в результате сплошных вырубков поверхностный сток иногда резко возрастает. Показана существенная роль в этом процессе зимних осадков, например для лесов Среднего Урала, для которых поверхностный сток для почв вырубков увеличивается от 3-10% на ненарушенных участках до 72% - на нарушенных, а максимальный суточный модуль стока возрастает на вырубках в 4-10 раз. Так, ухудшение водно-физических свойств почв происходит при снижении сомкнутости полога меньше 0,5. При быстром восстановлении растительности водно-физические свойства лесных почв изменяются в меньшей степени. Использование вырубков под пастбища и сенокосы зачастую приводит к увеличению поверхностного стока. Существенные изменения происходят и при постепенных и выборочных рубках. Изменение поверхностного стока сопровождается усилением процессов почвенной эрозии, причем даже в тех районах, где осадков выпадает немного.

Существенное значение при рассмотрении нарушений имеет тип рубок. В лесоводстве различают три группы рубок. Первая из них - это сплошные рубки. К ним относятся типы леса, ограниченные внутри естественными границами или визирами, которые вырубаются в один прием, как правило, в течение года. Выборочные рубки характеризуются тем, что вырубается деревья определенного возраста, качества и состояния. Внутри каждой из групп существуют подразделения, которые определяются технологией разработки лесосек. Среди всех типов вырубков наибольшим достоинством характеризуются постепенные рубки. От-

личительной чертой этих вырубок является то, что при их использовании территория непрерывно находится под лесом, сохраняется естественное возобновление леса. Но этот тип вырубок также не лишен недостатков. К ним относятся большая возможность ветровалов, бурелом, а также высокие требования к технологии проведения вырубок.

Совершенно отдельную группу образуют рубки ухода за лесом, при которых задача сводится не только к улучшению породного состава леса, но и к усилению защитных и рекреационных функций леса. Нередко речь идет и о санитарных рубках леса. В частности, это показано для лесов Забайкалья, ухудшение водного режима уменьшает прирост насаждений в 1,5-2 раза. Учитывая последствие сплошных вырубок для многих районов, особенно горных, площадь вырубок на водосборах не должна превышать 60% .

Огромное теоретическое практическое значение имеет типология и классификация вырубок. Так, В.Н. Сукачев (1972) оценивал классификацию вырубок И.С. Мелихова [153], называя рубки особыми биогеоценозами. Действительно, в отличие от сложившихся насаждений вырубки характеризуются чрезвычайной динамичностью, что проявляется в довольно быстрой смене основных эдификаторов в наземном покрове. Не случайно в номенклатуре и классификации вырубок И.С. Мелихова используются преобладающие виды растений. Вырубки временно увеличивают разнообразие типов леса. Так, из 9 типов леса в рамках типологии И.С. Мелихова после рубок возможно формирование 16 групп вырубок, а в случае пожаров дополнительно может сформироваться еще 10 типов вырубок, причем наибольшее число вырубок характерно для типов леса со средними условиями увлажнения. В рамках биологического круговорота это означает резкое увеличение числа его типов, при этом низкосолевой круговорот с активным участием лигно-целлюлозных соединений меняется на средний и высокосолевой с участием углеводов и белков, поступающих с опадом на поверхность почвы. Эта общая закономерность сохраняется на фоне регионального набора вырубок.

Тип вырубок относится к географическим явлениям [172]. В зональном аспекте обращает на себя внимание относительно хо-

рошая корреляция типов вырубок не только с типами леса, но и с типами почв - на севере с подзолами, в южной тайге - с дерново-подзолистыми почвами. В частности, это объясняет формирование сфагновых типов вырубок в пределах средней тайги и меньшую их распространенность в южно-таежных системах. Почвенные условия, таким образом, наряду с другими факторами определяют типы вырубок.

В результате нарушений технологий вырубок леса возрастает пространственная неоднородность почвенных свойств. Восстановление же почвенных свойств обусловлено степенью нарушений, зависящей от техники, особенностей волоков, освещенности. Так, последняя влияет на развитие луговых или лесных типов растений, определяя, таким образом, направленность почвообразования. Общая продолжительность восстановления почв различна; но по некоторым данным, она составляет для таежных ландшафтов от 100 до 150 лет, а скорость восстановления гумусового горизонта определяется величиной до 0,1 см в год.

Динамика свойств почв на вырубках сводится к медленному возрастанию кислотности (в том числе и гидролитической), уменьшению степени насыщенности основаниями. Это может сопровождаться увеличением гумусового горизонта, иногда частичным увеличением оглеения. Изменения затрагивают преимущественно верхние горизонты. Формирование дернового горизонта, что можно оценивать положительно в рамках гумусообразования, не всегда способствует воспроизводству хвойных пород [169,172]. Близкие процессы происходят и на осушенных торфяных почвах, где обилие трав также препятствует развитию хвойных, что требует технологии рубок с сохранением подроста. Обилие трав на вырубках оказывает аллопатическое и ценотическое влияние на развитие процесса. Поэтому необходимы определенные меры для создания благоприятных условий. На участках с сильно уплотненной почвой восстановление затягивается на 15-20 лет и более [169]. Основными критериями типов нарушений служат темпы роста и возобновляемость хвойных пород.

Агрегатные лесозаготовительные машины повреждают почвы, уплотняют их до 1,3 г/см³, что ухудшает экологическую обстановку особенно на местах стоянок и срединных частей маги-

стральных волоков, погрузочных площадок. Наибольшие нарушения отмечаются для первых 3-4 лет после рубок [172].

Однако отметим, что восстановление почвенных свойств и почвенного покрова в целом несколько запаздывает по сравнению со становлением основного древостоя. Улучшение лесорастительных свойств на вырубках - это скарификация или минерализация поверхности почвы, перемешивание органических остатков и минеральной части почвы. Неуплотненные, минерализованные участки часто благоприятны для восстановления хвойных, на что обращал внимание еще А.В. Побединский (1965). На магистральных волоках самосев появляется уже через 3-5 лет. Отметим, что на Европейском севере естественному возобновлению отводится важное место. Этим объясняется важность сохранения прироста. Специфично восстановление лесов в Западной и Восточной Сибири, что обусловлено особенностями почвенного покрова в целом и типами леса [172].

При любых типах рубок существенное значение имеет время их проведения. Так, рубки и вывоз древесины в зимний период приводит к меньшим нарушениям не только наземного покрова, но и верхних подстилочных горизонтов, что приводит к значительно меньшим нарушениям в последующий период.

Технология рубок и вывозка древесины имеют громадное значение для изменения почвенных условий. Коэффициент поверхностного стока на трелевочных волоках иногда составляет 0,52-0,83, тогда как на сохранившихся участках отсутствует. Уничтожение подстилки приводит к увеличению скорости воды в 3-5 раз, а мутность на нарушенных участках возрастает в сотни раз, нередко также явления эрозии почв. На рубках активно развиваются следующие негативные явления:

- снижение мощности гумусового горизонта;
- образование абиотического наноса;
- уменьшение содержания физической глины;
- увеличение равновесной плотности сложения верхнего горизонта;
- изменение коэффициента фильтрации;
- уменьшение мощности почвенного профиля;
- увеличение каменистости поверхности;
- увеличение засоления;

- увеличение обменного натрия.

Важно отметить группу признаков, проявляющихся на уровне ландшафта:

- рост расчлененности территории оврагами;
- усиление дефляционных процессов;
- увеличение подвижности песков;
- поднятие уровня грунтовых вод;
- сработка торфа;
- увеличение эродированности почв;
- увеличение площади естественных кормовых угодий;
- увеличение площади засоленных почв;
- увеличение солкифилюкационных процессов.

Многие исследователи отмечают резкую смену гидротермического режима после вырубок включая и мерзлотные регионы. Так, на вырубках по сравнению с сохранившимися насаждениями резко возрастает чистота процессов промораживания – оттаивания. Но в летний период почвы могут прогреваться в большей степени, что в условиях распространения многолетнемерзлых пород приводит к большему сезонному протаиванию [31]. Отметим, что наибольшее различие почвенных свойств на вырубках полугидроморфных и автоморфных условий относится к самым начальным этапам восстановления растительности и постепенно может в некоторой степени ослабевать. Почвы после вырубок могут распахиваться и использоваться в сельском хозяйстве и затем снова развиваться под пологом леса. Этим, возможно, объясняется то, что под лесными насаждениями довольно часто обнаруживается ровная граница гумусово-аккумулятивного горизонта. В целом отметим, что период развития почвы под вырубками, сопровождающийся временным заболачиванием, интенсивным накоплением органического вещества, сменой типа биологического круговорота в определенной степени благоприятен для интенсивного развития процесса оподзоливания. Этому способствуют процессы оглеения, а также резко увеличенное на вырубках по сравнению с сохранившимися насаждениями общее количество воднорастворимых органических соединений.

На вырубках изменяется поведение гумуса, в частности отмечается увеличение его подвижности, что приводит к явлению «вмытости гумуса». Значительные потери биофильных элементов

связаны не только с физическим уничтожением подстилки или изменением ее состава, но и с нарушением численности и видового состава.

Засорение порубочными остатками тормозит восстановление почвенного покрова, приводит к стихийным пожарам, что, в свою очередь, приводит к серьезным нарушениям почв. Нарушение лесных почв довольно часто происходит и на ограниченных территориях, например, приуроченных к трассам газо- и нефтепроводов, причем не только вследствие выбросов продуктов из нефтепроводов, но и заболачивания тех участков, где трубопроводы препятствуют нормальному стоку.

Таким образом, вырубки, особенно при нарушениях технологии, приводят к серьезным изменениям свойств почв и структуры почвенного покрова, замедляющим темпы восстановления нормального древостоя.

Все перечисленные изменения проявляются в широком диапазоне биоклиматических условий и во многом определяются типом почв, характером рельефа и особенно технологией, которая используется при проведении вырубок. Восстановление почв в морфологическом отношении может характеризоваться более длительным периодом по сравнению с восстановлением отдельных компонентов почвенного профиля, например лесной подстилки.

К настоящему времени разработан комплекс мероприятий для борьбы с отрицательными последствиями, возникающими на вырубках. В их числе эффективными признаны такие мероприятия как укладка порубочных остатков на волоках, которая уменьшает потери органического вещества в результате минерализации в 2-3 раза. Укладка порубочных остатков существенно снижает поверхностный сток и сохраняются водно-физические свойства. Существенным на вырубках является лесовозобновление, которое разделяется на естественное и искусственное. Восстановление лесного покрова приводит к существенным изменениям в почвенном покрове и частичному, а иногда и полному возврату почвенных свойств.

В теоретическом плане признано целесообразным создание системы региональных лесных мониторингов для прогнозирования негативных последствий на вырубках [172], создание геоботанической классификации вырубок.

3.3. Пожары и их влияние на почвы

Пожарам в системе деградации почвенного покрова принадлежит особое место, что обусловлено их специфическим воздействием на окружающую среду, в том числе и на почвенный покров. В зарубежных работах пожарам уделяется самое серьезное внимание как важному экологическому фактору.

Существенное значение при пожарах имеют особенности наземного покрова, возраст и качество древесины, состояние и типы подстилки, особенности водного режима. На характер воздействия пожаров оказывает также тип рельефа и биоклиматические условия территории.

Исследователи обычно уделяют внимание не только современным воздействиям пожаров, но и их роли в историческом прошлом формирования почвы и растительности.

Типы пожаров. Характер воздействия на ОПС обусловлен типом пожаров. В лесоводстве выделяют три группы пожаров: верховые, низовые и подземные. Обращает на себя внимание, что около 80% всех пожаров составляют низовые пожары. Именно при этих пожарах горят не только нижние яруса леса, но и повреждаются корневые системы, выгорает подстилка, гумус; но скорость распространения огня при низовых пожарах невелика и не превышает 1 км/час, тогда как при верховых - 25 и более км/час. Существует специальная шкала оценки лесных участков по степени опасности возникновения огня. Наибольшую опасность таят хвойные леса, особенно засыхающие, а также захламленные порубочными остатками. Предупреждение пожаров сводится к устройству защитных противопожарных полос: для предупреждения верховых пожаров - рубкой просек шириной 10-15 м, а для профилактики низовых пожаров ширина просек составляет 1-2 м. Особое внимание следует уделять очисткам лесосек: созданию полос земли с удаленным растительным покровом, шириной до 2 м. Для предупреждения торфяных пожаров создают специальные каналы. Существенное место имеют и противопожарные разрывы шириной 30-50 м и барьеры — 6-12 м.

Биогеоценотический уровень можно признать самым общим в системе воздействия пожаров. Рассматривая этот уровень, можно сказать, что интегральное воздействие пожаров заключается в перестройке всего биогеоценоза в целом, в изменении его струк-

турнофункциональной организации. Происходит количественная и качественная перестройка основных компонентов биогеоценоза. Это касается смены основных эдификаторов, животного населения, включая микроорганизмы. Такие изменения могут носить временный характер и различаться по масштабам воздействия. Последнее особенно существенно для оценки эволюционного развития биогеоценоза. При возрастании степени влияния пожаров большую роль начинают играть его долговременные последствия. Важным является разграничение действия внутрисочевенных, низовых и верховых пожаров [215].

Оценивая влияние пожаров на структурные компоненты биогеоценозов, можно отметить, что несомненно, меньшее воздействие высоких температур испытывают почвообразующие и подстилающие породы, за исключением тех случаев, когда они выходят непосредственно на поверхность. В ландшафтном отношении более устойчивыми оказываются гидроморфные ландшафты. В качественном составе пород наиболее устойчивы к воздействию пожара первичные минералы, тогда как вторичные минералы могут изменить свою структуру.

При оценке функционирования экосистем отметим, что пожары не изменяют геохимической сопряженности ландшафтов и общего миграционного потока веществ. Этого нельзя сказать о других характеристиках функционирования, обусловленных видовым составом и численностью живых организмов.

Влияние пожаров на растительность заключается в том, что они влияют на формирование мозаичной и разновозрастной структуры, временно уменьшают экологическое разнообразие. Однако есть указания на увеличение экосистемного разнообразия. Пожары используют в качестве агента, увеличивающего продуктивность растительных сообществ и возобновления таких пород, как сосна и секвойя. Общее биогеоценозическое воздействие пожаров прослеживается на смене древесных пород, что особенно характерно для сосновых и еловых экосистем. Для торфяников пожары являются катастрофическим явлением, приводящим подчас к уничтожению этих сложно организованных систем.

Послепожарный период характеризуется многими важными процессами, среди которых можно отметить увеличение содержания золы и ряда микроэлементов в некоторых растениях. Сме-

на растительного покрова приводит к изменению биологического круговорота. Происходит потеря биофильных элементов не только из состава биомассы, но и из лесной подстилки. Судьба элементов различна. Одни из них безвозвратно теряются из ландшафта и поступают в гидрографическую сеть, другие аккумулируются на почвенно-геохимических барьерах. Судьба многих летучих элементов складывается по-разному - от поступления в атмосферу до последующего переноса и аккумуляции в смежных ландшафтах.

При благоприятных условиях, что более всего связано с типом ландшафта и отсутствием эрозионных явлений, значительная часть элементов вовлекается в биологический круговорот в результате становления нового фитоценоза. Если же пожары сопровождаются серьезными нарушениями почвенного покрова, что часто происходит при незначительной мощности почв на склонах, то в послепожарный период возможно резкое увеличение потери почвенного мелкозема. Это обусловлено тем, что лесные подстилки и лесные полосы в значительной степени уменьшают эрозию, что показано для многих регионов.

Уничтожение древостоя в результате пожаров изменяет водный режим территории, приводя к временному заболачиванию. В результате этого резко возрастает роль глеевых процессов на фоне частичного снижения кислотного гидролиза, так как на ранних стадиях в наземном покрове начинают преобладать разнообразные травы, а в древостое активно проявляют себя мелколиственные породы. Все это свидетельствует о том, что в послепожарный период изменение растительности приводит к изменению характера биологического круговорота, как правило, при увеличенной зольности и изменении биохимического состава опада.

Влияние пожаров на свойства почв. Пожары приводят к серьезным изменениям в пределах почвенного профиля. Особенно активны процессы потери гумуса при выгорании подстилки и верхнего гумусового горизонта; кроме того, происходит деградация первичных минералов и глинистой плазмы. Изменения в морфологии почв наиболее заметны в верхних горизонтах (широкое распространение угольков, сохранение охристых тонов в окраске горизонтов).

Выгорание подстилки приводит к изменению залегания почвенных горизонтов. По мере становления растительности начинает формироваться новая подстилка, но бывшие пирогенные горизонты сохраняются длительное время. В результате пожаров изменяется кислотность почв, обычно в сторону подщелачивания. В образующейся после пожаров золе отмечается потеря наиболее подвижных элементов. К их числу следует отнести калий, натрий, магний и марганец.

Потеря органического вещества является не только результатом механических явлений выноса мелкозема или выгорания, но и потерей важнейшего компонента лесных биогеоценозов растительности [153] и уменьшения продуктивности. В послепожарный период увеличивается подвижность органических веществ. Некоторые авторы отмечают увеличение гуминовых кислот, также сужение отношения углерода к азоту, а в других работах зафиксировано появление наиболее агрессивных фракций, представленных фульвокислотами.

Пожары ведут к перестройке зоомикробного пула, при котором иногда отмечаются увеличение активности микрофлоры, увеличение выделения CO_2 , а также рост численности целлюлозоразлагающих и аммонифицирующих бактерий. Существенные изменения наблюдаются в термическом режиме почв.

Многими исследователями отмечено увеличение температуры на горячих, причем разница в температуре нарушенных участков по сравнению с сохранившимися может составлять от 3 до 6-10°. В числе деградационных явлений следует отметить ухудшение структуры, увеличение плотности, возникновение трещин.

В числе деградационных явлений особенный ущерб приносит почвенная эрозия, которая, в частности, приводит к заилению рек. В северных регионах эрозия может сопровождаться солифлюкционными процессами, которые приводят почти к полному уничтожению почвенного покрова. Деградация лесных почв после пожаров связана с изменением водного режима. Как правило, лесные почвы после пожаров склонны к временному или длительному заболачиванию. По мере становления древостоя водный режим территории восстанавливается, но период заболачивания сопровождается интенсивным проявлением процесса оглеения, сегрегацией железа, господством восстановительных

процессов. Это, в свою очередь, ведет к усилению элювиально-иллювиальной дифференциации, что приводит к потере важнейших элементов из профиля почвы.

При всем многообразии взглядов на изменение химизма почв, отметим, что восстановление свойств почв происходит в зависимости от силы воздействия огня и от их гранулометрического состава, например, в меньшей степени воздействие касается песчаных и супесчаных почв. Длительность восстановления может растягиваться от 1 до 20 лет. Некоторые изменения могут сохраняться чрезвычайно длительное время. Но самым главным критерием при оценке деградации при пожарах следует считать скорость восстановления продуктивности леса. Особенно длительное снижение продуктивности, очевидно, свойственно северным лесам с их типом круговорота, при котором существенная роль принадлежит лесным подстилкам, уничтожаемым в процессе пожаров. Сложная структура почвенного покрова лесотундровых и тундровых территорий приводит к значительной дифференциации характера воздействия огня. Так, пожарам практически не подвергаются почвы пятен, лишенных растительности, тогда как остаточнo-торфяные почвы деградирующих торфяников или торфянистые почвы сильно подвержены воздействию огня [31]. Важно также отметить, что, например, вертикальное проникновение огня будет значительно меньшим в зоне распространения многомерзлотных пород.

Таким образом, резюмируя материалы о действии пожаров на почвы, можно сделать заключение, что их действие носит зачастую спонтанный характер с нарушением естественного хода эволюции почв, а зона воздействия распространяется от общебиогеоцено-тического и ландшафтного воздействия до отдельных компонентов и их составляющих. Последствие пожаров имеет широкую амплитуду - от положительного до отрицательного. Важнейшие деградационные явления связано с потерей гумуса, нарушением водного режима, включая заболачивание. В крайних вариантах нарушение почвенного профиля приводит к частичной потере почвенного мелкозема, а иногда и всей почвенной массы. Нарушения в результате пожаров часто сочетаются с последствием вырубок. Соотношение и степень проявления последствие пожара определяются типом почв, составом рас-

тельности, а также характером ландшафта. Многофакторность влияния пожаров следует отнести в число их важнейших характеристик.

История развития лесных почв, по крайней мере, с периода их освоения в целях сельскохозяйственного использования, всегда сопровождалась и, вероятно, будет в будущем сопровождаться различными нарушениями, среди которых вырубки и пожары следуют признать неизбежными процессами, с которыми другие явления не всегда могут быть сравнимы по масштабам и силе воздействия. Характер этого воздействия будет проявляться на разных уровнях - от общего биогеоценотического до отдельных компонентов биогеоценоза, а далее может быть прослежен в системе геохимического ландшафта (рис.4.).



Рис. 4. Влияние пожаров и вырубок на разных уровнях организации биосферы

Каждому географическому ландшафту в зависимости от его особенностей будет свойственна своя специфика проявления этих нарушений.

3.4. Устойчивость и деградация почвенно-растительного покрова тундр при антропогенных нагрузках

Активное хозяйственное освоение криолитозоны, связанное с разработкой месторождений полезных ископаемых, приводит к резкому усилению интенсивности процессов деградации почвенного и растительного покровов Техносфера становится мощным агентом эволюции почв.

В области распространения мерзлых пород наибольшую роль играют те виды деградационных процессов, которые связаны с интенсивным проездом тяжелого транспорта, бурением скважин, расчисткой снега на стройплощадках и дорогах, широкомасштабным проведением земляных работ при строительстве дорог, прокладке газо- и нефтепроводов.

Техногенные воздействия на тундровые ландшафты проявляются главным образом в нарушении почвенно-растительного покрова и рельефа (нано-, микро-, мезо-). В последние десятилетия, в частности, для севера Западной Сибири, описаны основные типы деградационных изменений почвенно-растительного покрова :

- частичное уничтожение растительности в результате проезда транспорта (естественная растительность покрывает более половины площади); уплотнение и частичный разрыв тундрового войлока или лесной подстилки;
- уничтожение большей части растительного покрова и подстилки (войлока) за счет многократного прохождения транспорта;
- снятие растительного покрова, удаление верхних органических горизонтов почвы, нарушение микрорельефа (расистка территории бульдозером);
- погребение естественного растительного покрова в результате навалов;
- механическое нарушение всего почвенного профиля при экскавации и переотложении грунта.

Наряду с этим можно добавить и еще ряд антропогенных факторов, действие которых проявляется, например, в ходе обустройства и эксплуатации нефтегазоносных комплексов:

- увеличение мощности и плотности снежного покрова у зданий, откосов дамб линейных сооружений и насыпных площадок, на полотне зимников и искусственных наледей;
- увеличение коэффициента стока на урбанизированных, менее водопроницаемых территориях;
- появление локальных антропогенных источников стока отепленных вод, растепление грунтов вокруг зданий, создание перепадов высот при искусственном изменении рельефа местности, непосредственное техногенное изъятие грунтов и возникновение отрицательных форм рельефа (карьеры, дорожные выемки, канавы, траншеи и т. п.).

Дальнейшая типизация вида и степени деградации собственно почв и почвенного покрова является достаточно сложной.

До сих пор недостаточное внимание уделяется нарушению почвенно-мерзлотных комплексов. Искажение или уничтожение исходного микро- и нанорельефа практически исключает восстановление естественного почвенного покрова. Если же он сохранен, то формирование растительного и почвенного покровов идет достаточно быстрым темпом. Разделение почв по степени механической деградации только по глубине воздействия (мощность уничтоженного слоя почвы) не дает полного представления о масштабах деградации. Кроме того, при полевых исследованиях часто трудно определить, какая часть почвенного покрова (профиля) уничтожена или нарушена, в то время как выход на поверхность того или иного генетического горизонта очевиден. Поэтому можно принять, что основным качественным признаком подразделения почв по степени механического нарушения (деградации) может служить сохранность или, наоборот, отсутствие тех или иных горизонтов.

При нарушениях только в пределах верхнего органогенного горизонта подстилки, торфяного горизонта и сохранении его фрагментов почвы обладают способностью сравнительно быстро восстанавливать исходный профиль, поэтому их можно отнести к слабо деградированным. Если нарушения коснулись уже средней части торфянистой толщи или гумусоаккумулятивного горизонта в элювиально-глеевых почвах, то почвы могут быть отнесены к среднедеградированным. Эти участки уже значительно легче, чем

почвы первой группы, подвергаются эрозионным процессам, труднее восстанавливаются, существенно снижается термоизолирующая способность верхних горизонтов. Однако даже незначительные фрагменты гумусоаккумулятивных или торфяных горизонтов создают предпосылки для возобновления растительности. При полной ликвидации верхней части профиля и выходе на дневную поверхность песчаных иллювиальных и глеевых горизонтов или материнской породы создаются крайне неблагоприятные условия для их последующего закрепления растительностью, поэтому мы относим их к сильно нарушенным.

Техногенные нарушения поверхности территории (почвенно-растительного покрова) в области распространения многолетнемерзлых пород порождают и усиливают криогенные и другие процессы, изменяющие весь ландшафт, растительный и почвенный покров в нежелательном для человека направлении. Нарушение поверхности вызывает, прежде всего, изменение температурного режима почв и грунтов, которое способствует резкому ускорению криогенных процессов.

Одной из непосредственных причин появления, усиления или ослабления криогенных процессов является изменение теплового баланса. Частичное нарушение или полное удаление мохово-торфяного покрова на севере Сибири увеличивает радиационный баланс поверхности на 5-15%, что вызывает повышение среднегодовой температуры на 0,7-2,0°C и увеличение глубины летнего протаивания почв в 2-3 раза. Интенсивность техногенного нарушения теплового баланса почв и грунтов в количественном отношении на несколько порядков больше, чем при естественных его изменениях.

Сопrotивляемость к антропогенным воздействиям зависит от степени развития дернины или торфянистого горизонта, так как даже при малой мощности профиля в области распространения многолетней мерзлоты и его большой влагонасыщенности они играют существенную защитную роль. В зоне лесотундры и северо-таежных редколесьях Западной Сибири на озерно-аллювиальной равнине, где развиты бугристые и плоские торфяники, подстилаемые мерзлыми песками и суглинками, удаление мохового покрова при сохранении торфяного горизонта не приводит к заметному повышению температуры почвы и грунтов и глубины их протаивания; при удалении же торфяного слоя пески

и суглинки протаивают глубоко и развивается термокарст, увеличивающий заболоченность территории. Если же нарушалась верхняя органогенная часть почвенного профиля, то протаивание существенно увеличивалось и происходило оползание почв и грунтов. В таежной зоне Западной Сибири серьезные последствия вызывают вырубка леса, уменьшение мощности и уплотнение снежного покрова на оголенных от растительности участках, в результате чего возникают техногенные ландшафты с характерными процессами пучения и морозобойного растрескивания. Там, где удаление растительности и почв обнажает пески, происходит их протаивание и развевание сильными ветрами, вследствие чего на обширных пространствах возникают ландшафты техногенные пустынь [251].

Другим важным фактором, определяющим степень устойчивости почв к деградации в мерзлотных регионах, является наличие льда в почвенно-грунтовой толще: его количество, качество, характер залегания [72]. Высокая льдистость почв и грунтов, наличие различных форм подземного льда при механических нарушениях поверхности и изменении теплового режима способствуют более активному проявлению таких процессов, как термокарст, солюфикация (сползание грунта по склонам), пучение. Предлагается несколько систем классификации мерзлотных грунтов по их устойчивости, учитывающих льдистость, наличие повторно-жильных (ПЖЛ) и других типов льдов разной мощности. Так, при нулевой льдистости («сухая мерзлота») освоение территории возможно без какого-либо учета мерзлотности, до 20% - учет льдистости необходим, от 20 до 40% - освоение региона должно вестись с учетом мерзлотного состояния, при льдистости 40% мерзлота, при освоении, должна быть сохранена. При мощности подземных льдов до 1 м территория не чувствительна к освоению, при мощности 1 -2 м - слабо чувствительна, при мощности 2-3 м - средне чувствительна, больше 4 м (мощные льды) - территория сильно чувствительна к хозяйственному использованию. Эти и другие виды классификации геосистем (и почв) по мерзлотному состоянию могут быть учтены при картографировании и при ранжировании степени их чувствительности и устойчивости к антропогенным воздействиям.

Исследования показали, что вытаивание ПЖЛ зависит от глубины сезонно талого слоя (СТС), который является результирующим тепло- и массообмена между атмосферой и деятельным слоем почвогрунтов [55]. Поэтому величину термопросадок, которая зависит от СТС, можно принимать в качестве результирующей характеристики криоэкологического состояния мерзлоты почв и количественного показателя градации их устойчивости к антропогенным воздействиям. Целесообразно использовать пять градаций устойчивости к антропогенным воздействиям:

- устойчивые - просадки не наблюдаются;
- слабоустойчивые - глубина просадок 0,1-0,3 м, возможно развитие зачаточного былара (вид просадки);
- средне неустойчивые (0,3-0,5 м) - возможна деформация в виде округлых и продолговатых просадок, полигональных бугров, эрозии почв;
- сильно неустойчивые (0,5-0,7 м) - возможно интенсивное развитие былара, сильное разрушение почвы, микрорельеф - полигонально бугристый;
- совершенно неустойчивые (0,7-1,0 м и более) - интенсивное развитие зрелого былара, что вызывает очень сильное разрушение почвы и сельхозугодий, микрорельеф - бугристо-западинный.

Эти градации могут быть использованы для криологического районирования при картографировании мерзлотных почв.

Нарушение растительных сообществ при антропогенных воздействиях приводит к изменению глубин сезонного протаивания-промерзания почв, их гидротермического режима, к активации геологических процессов. Исследованиями в северотаежных редколесьях Западной Сибири в 1970-1980 гг. установлено, что уничтожение древесной растительности на слабо наклонных дренированных участках привело к увеличению притока солнечной энергии к поверхности почвы и повышению среднелетней температуры почвы. Одновременно на нарушенных участках наблюдается уменьшение влажности, особенно на песчаных почвах, активизируются окислительные процессы. На других почвах и других типах растительных сообществ масштабы увеличения температуры и уменьшения влажности почвы могут

быть другими, но общая тенденция изменения этих параметров остается постоянной.

Прокладка трассы газопровода приводит к перераспределению снега, в связи с этим могут изменяться влажность и температура почвы, особенно в зимний период. Сопутствующие освоению территории пожары также вносят свой вклад в изменение гидротермического режима. Возникновение вторичного растительного покрова приводит к постепенному понижению температуры почвы. Можно отметить также, что в болотных ландшафтах наблюдается наименьшее увеличение температуры почвы и, наоборот, увеличение обводненности. Н.Г.Москаленко (1999 г.) приводятся длительные стационарные наблюдения за динамикой температуры почв, почвообразующих пород и глубиной их сезонного протаивания промерзания на освоенных территориях северной тайги и северотаежных редколесий в криолитозоне Западной Сибири. На площадке, заложенной в 1972 г. на морошково-багульниково-сфагновом плоскобугристом болоте в районе 14 км трассы газопровода Надым-Пунга (мощность торфа 1 м), в первые 4 года после снятия растительного покрова глубина сезонного протаивания увеличилась незначительно. Однако, впоследствии, в связи с уплотнением торфа, осадкой и изменением его теплофизических свойств, развитием заболачивания стало наблюдаться значительное возрастание глубины сезонного протаивания. За рассматриваемый 27-летний период глубина сезонного протаивания на нарушенном плоскобугристом болоте так и не стабилизировалась.

В лесотундровой и тундровой зонах снятие растительного покрова также сопровождается увеличением глубин сезонного протаивания, но оно менее значительно. На дренированных пологоволнистых участках после удаления растительного покрова глубина сезонного протаивания возрастает на 20-50%. В то же время на слабодренированных территориях с рединами и тундрами происходит активная деформация мелкобугристых поверхностей, образование просадок, в которых глубина протаивания вследствие снятия растительного покрова и торфянистого горизонта увеличивается в 2-3 раза.

Появление вторичных травяно-моховых сообществ сопровождается небольшим понижением глубин сезонного протаива-

ния, однако, за 18-25-летний период наблюдений они продолжают оставаться выше, чем в естественных условиях.

Существенные изменения температурного режима под влиянием нарушений растительного покрова отмечены на слабонаклонных дренированных участках с песчаными альфегумусовыми почвами, покрытыми березово-сосновыми кустарничково-лишайниковыми редколесьями. Наибольшее повышение летних температур (на 7°C) наблюдается на глубине 0,2 м. С глубиной различия в температуре почвы нарушенных и ненарушенных участков уменьшаются. На глубине 4 м различия составляют около 1°C. Отмечено также некоторое увеличение среднегодовых температур почвы на уровне 0,2 м. На плоских пушицево-сфагновых болотах, после нарушения растительного покрова, альbedo поверхности в летний период уменьшилось от 0,16 до 0,07 вследствие обводненности и обнажения торфа. В связи с этим увеличились температуры поверхности торфяника, более глубоких слоев торфа и минеральных почвообразующих пород. На глубине 0,2 м повышение среднелетней температуры составило 2°C.

Уничтожение растительного покрова верхнего органогенного горизонта почвы на плоских и пологоволнистых дренированных равнинах, сложенных песками, приводит к развитию дефляции. На плоских недренированных или слабодренированных равнинах нарушение напочвенного и растительного покровов сопровождается активизацией заболачивания, термокарста, пучения и криогенного растрескивания. На склонах холмистых равнин усиливаются процессы водной эрозии и солифлюкции (на суглинистых отложениях).

Оползневые и другие процессы в областях распространения многомерзлых пород и криосолей существенно понижают устойчивость ландшафта к различным естественным и антропогенным воздействиям. По наблюдениям О.В. Ребристой на Центральном Ямале в результате оползания грунта с растительностью происходит резкое изменение условий: разрушается органогенный горизонт, изменяется влажность почвы, значения рН верхнего горизонта сдвигаются в сторону нейтральных. Стадия первичного застарания на поверхностях скольжения затягивается на десятилетия и заканчивается формированием злаковых и ромашково-злаковых сообществ на сухих участках и осоково-дюпонтиевых в

промоинах. В дальнейшем в эти сообщества проникают венофильные виды из тундрового окружения и деградировавших блоков оползневых тел. В результате формируются травяноивковме и ивковые группировки, которые и представляют длительную стадию зарастания оползней. Моховый покров восстанавливается еще более медленно.

Установлено, что ни одно растительное сообщество не выдерживает многократного проезда гусеничного транспорта. При этом сильнее всего страдают от механического воздействия кустарники; хорошо развитая моховая дернина особенно легко повреждается гусеницами. В связи с этим болотная растительность полностью разрушается. Наблюдения показали, что чем сырее экотоп, тем сильнее нарушения в растительном покрове. Однако на болотах растительный покров восстанавливается быстрее. Кустарничково-лишайниковые тундры на сухих песчаных почвах устойчивы к механическим повреждениям, но при разрушении покрова начинаются дефляционные процессы, полностью уничтожающие и растительные сообщества, и маломощные песчаные почвы.

Исследования в районе ГКМ «Бованенково» установили, что длительное воздействие на растительность привело к тому, что из локальной сферы выпало 20 видов сосудистых растений, ерниковые тундры сменились кустарничковыми сообществами с большим количеством трав, чуждым тундровым группировкам, почти полностью исчезли ивняково-моховые тундры, плоскополигональные, Тундрово-болотные комплексы; ивняки сменились более низкорослыми тундрами [222].

Изменение физико-механических свойств почв и устойчивости, тех или иных групп, видов растений при воздействии транспорта, в частности вездеходов, было изучено в полевых и лабораторных условиях Н.П. Бучкиной (1996). Наименее устойчивы к воздействию транспорта лишайники и кустарнички. Они легко повреждаются при механических нагрузках и во всяком случае в течение четырех лет не возобновляются на дорогах. Зеленые и сфагновые мхи повреждаются меньше, чем лишайники, но возобновляются слабо. Осоки и пушицы в связи с наличием подземных вегетативных побегов обладают высокой способностью к самовосстановлению, хотя тоже достаточно чувствительны к действию транспорта.

Деформационные испытания верхних песчаных горизонтов с растительностью, проведенные на Ямале, позволили определить, что наименьшей устойчивостью к нормальной нагрузке (24-47 кПа) обладают песчаные почвы пятнисто-полигональной тундры; суглинистые почвы характеризуются большей устойчивостью в связи с наличием ила и органического вещества; наименьшей восприимчивостью к нормальным нагрузкам обладают торфяные почвы. Обобщение данных по сопротивлению нормальным нагрузкам позволяет выделить на исследуемой территории ряд типов почвенно-растительных комплексов с разной степенью устойчивости к воздействию транспорта. К ранжированию почвенно-растительных комплексов привлекаются также данные (кроме прочностных характеристик верхних горизонтов) по мощности СТС и органогенных горизонтов, положению биогеоценозов в рельефе.

При благоприятных для восстановления растительности условиях (достаточное увлажнение, наличие фрагментов органогенных горизонтов почвы, небольшие запасы гумуса и др.) активизировавшиеся процессы деградации растительного и почвенного покровов постепенно затухают. При медленном восстановлении растительного покрова и формировании дернины или тундрового войлока экзогенные деградационные процессы продолжают развиваться.

В осваиваемых районах нефтяных месторождений и при проведении разведочных и строительных работ в пределах криолитозоны наблюдается активизация эрозионных и термоэрозионных процессов. Разнообразные техногенные воздействия, преимущественно механические, приводят, как уже отмечалось ранее, к увеличению площади деградированной тундры или северотаежных редколесий. Нарушенные почвогрунты, лишенные растительного покрова и верхнего органогенного горизонта почвы, характеризуются низкой противозерозионной устойчивостью и легко подвергаются воздействию разрушительных процессов. Происходит изменение рельефа, характера снегоотложения, перераспределения поверхностного, дождевого и талого стока.

Если зоны локального скопления снега в поселках увеличивают сток на ограниченном числе элементарных водосборов, в основном, с нарушенным песчано-растительным покровом, то линейные скопления снега создают повышенный сток талых вод

практически на всех (нарушенных и ненарушенных) водосборах в зоне освоения. В результате широкое распространение получает ручейковая, овражная и русловая эрозия, повышается сезонное протаивание почвогрунтов, интенсифицируется вытаивание подземных льдов, усиливается термокарст и термоэрозионные явления. Все эти процессы в комплексе уже в настоящее время приводят к деградации почвенно-растительного покрова, изменению ОПС, авариям и повреждениям инженерных сооружений.

Активная деградация растительного и почвенного покровов в криолитозоне России придает особую остроту проблеме их охраны. Н.Г. Москаленко (1999) обобщены материалы по охране растительного мира Севера. Подчеркивается необходимость составления карт охраны растительных сообществ и экосистем в целом, имея в виду проведение экологического картографирования охраны геосистем. На основе карты природных комплексов криолитозоны Западной Сибири проведено масштабное природоохранное районирование геолога чешской среды.

Оценку устойчивости инженерно-геологических условий в природоохранных районах к техногенному воздействию можно проводить на основе комплекса показателей: состав поверхностных отложений, их температура, льдистость, мощность сезонно-талого и сезонно-мерзлотного слоев, развитие экзогенных геологических процессов и восстанавливаемость растительного покрова. Такие подходы, несомненно, могут быть использованы и при оценке устойчивости почвенного покрова.

На примере Северо-Востока Евразии Е.М. Наумовым и А.А. Пугачевым [166] составлена карта деградации и устойчивости почв этого мерзлотного региона. На основе экспертной оценки выявлено 6 групп криогенных почв - от катастрофически неустойчивых до устойчивых к механическим нарушениям. В данном случае предметом оценки стали типы ландшафтов, почвы и криокомплексы. При учете устойчивости и неустойчивости каждого из элементов геосистем были выделены ведущие факторы деградации или устойчивости. В одних случаях основным фактором является дестабилизация высокольдистой мерзлоты, в других - малая мощность органических горизонтов и (или) их активное техногенное нарушение. Относительно высокую устойчивость авторы связывают с наличием свободного внутреннего дренажа почв и формированием в почвах мощных органических горизонтов с высоким содержанием корней.

Песчаный гранулометрический состав создает угрозу дефляции, наличие сухоторфянистых горизонтов и хвойных подстилок при хорошем дренаже становится фактором риска для пожара.

Интересен подход Н.В. Тумель (2000) к оценке устойчивости ландшафтов криолитозоны. Анализ проведен для Большеземельной тундры. Оценка устойчивости геосистем к глобальному потеплению климата основывается на доле сохранения реликтов голоценового оптимума в современной ландшафтной структуре. Ряд естественной устойчивости в связи с этим зонален. Неустойчивы ландшафты южной геокриологической зоны с современными мерзлыми породами. Слабоустойчивы ландшафты центральной геокриологической зоны, где широко распространены мерзлые породы первой половины голоцена. Относительно устойчивы ландшафты северной геокриологической зоны, где сохранились верхнеплейстоценовые подземные льды. Отмечается, что устойчивость геосистем при антропогенных воздействиях не совпадает с естественной устойчивостью. Так, в ландшафтах южной геокриологической зоны островная мерзлота будет исчезать при тепловом ударе быстрее, условия для восстановления растительности при механических нарушениях будут более благоприятными, что позволяет считать эти ландшафты относительно устойчивыми. Неустойчивыми в данном случае будут ландшафты типичной тундры (центральная геокриологическая зона).

В этом ландшафте при нарушении напочвенного покрова интенсивно протаивают мерзлые породы, содержащие различные типы льдов. Гибнет тундровая растительность, прогрессирует термокараст и термоэрозия. Между гибелью тундровой биоты и экспансией леса появится достаточно длительный временной интервал. Существует опасность резкого упрощения ландшафтной структуры и появления других отрицательных последствий. В данной ситуации слабоустойчивыми будут ландшафты северной геокриологической зоны, где стабилизирующим фактором служат низкие температуры пластовых, жильных льдов и высокольдистых пород. При нарушениях поверхности будет происходить медленное замещение тундровой флоры более теплолюбивой, а криогенные процессы при нарушении поверхности могут локализоваться или затухать.

Анализ тенденций изменения устойчивости по естественному и антропогенному сценариям может дать важные результаты для изучения эволюции ландшафтов, экосистем и, конкретно, почв и почвенного покрова в криолизоне.

ГЛАВА IV. ФИЗИЧЕСКАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ

4.1. Некоторые общие вопросы

Физическая деградация почв - это некоторое негативное изменение комплекса физических свойств или физического состояния почв, характеризуемого определенными качественными параметрами.

Набор параметров, характеризующих физическое состояние почв достаточно велик, оценочная значимость и их величины различны для различных почв. Однако, существует ряд оценочных шкал в абсолютном выражении, безотносительно к некоторому оптимальному состоянию.

Наиболее сложным вопросом нормативной оценки уровня физической деградации является выбор независимых необходимых и достаточных параметров, однозначно характеризующих физиическое состояние почвы. Фактически физические свойства почвы практически полностью определяются состоянием почвенной структуры. Под структурой почвы, в данном случае, принимается пространственное дискретное распределение почвенных фазовых компонентов твердых, жидких и газообразных, что, в свою очередь, определяет строение порового пространства почвы.

Достаточн большой выбор физических параметров, используемых в настоящее время в теоретической и практической физике почвы, включает как базовые, так и динамические характеристики физического состояния почвы. Многие их них характеризуют взаимоперекрывающиеся явления, процессы и свойства, несмотря на их необходимость для оценки отдельных разделов, процессов, явлений и технологий, они не являются достаточно независимыми параметрами и, в силу этого, не могут быть использованы в качестве специфических критериев оценки физического состояния. Некоторые характеристики, необходимые для описания физического состояния, практически не меняются в процессе физической деградации и также не могут служить нормирующими параметрами.

Для большинства почв можно определить ряд независимых, необходимых и достаточных характеристик диагностики физиии-

ческого состояния и, следовательно, уровня физической деградации:

- текстурная пористость, или, методически, пористость агрегатов или фрагментов в сухом состоянии, размером 3-5 мм;
- текстурная набухаемость, методически - коэффициент текстурной усадки;
- стабильная структурная пористость, методически - межагрегатная пористость.

Эти параметры характеризуют самостоятельные аспекты физического состояния и не связаны друг с другом, они могут быть выражены в единицах общепринятой международной системы единиц и, сравнительно легко, измеряются независимыми методами. Они отражают в суммарном виде такие «капитальные» свойства почв, как гранулометрический состав, содержание органического вещества, состав обменных катионов, характер структурообразующих «клеящих» цементов-коллоидов и являются прямыми характеристиками почвенной структуры.

С другой стороны, они определяют структуру порового пространства, ее динамичность под воздействием климатических и антропогенных факторов и большинство функциональных свойств почвы: водоудерживающую способность, влагопроводность, водопроницаемость, фильтрацию и др. Эти величины прямо отражают степень уплотнения почвы и связаны с распыленностью почвенной структуры. Любое воздействие деградационных факторов, так или иначе, отражается на этих параметрах.

В этом плане достаточно показательной характеристикой физического состояния почв является плотность почвы в целом. Эта характеристика представляет собой прямое отражение текстурной пористости, плотности твердой фазы и набухаемости и, в силу этого, может быть принята за некоторый обобщенный показатель физического состояния почв. Плотность почвы не подменяет другие физические параметры; они представляют собой функцию от вышеперечисленных показателей и имеют самостоятельное значение, как оценочная величина, тем более, что методы ее определения достаточно просты и хорошо отработаны в практике. Показательными также являются и другие категории плотности: плотность агрегатов и плотность безтрещинных фрагментов.

4.2. Процессы слитизации почв как выражение физической деградации

В естественных условиях почвообразования существует вполне определенный ряд почв, состоящий из почвенных таксонов на разных уровнях классификации, различающихся по своему физическому состоянию от хорошо агрегированных, до «бесструктурных» или «слитых». К крайним членам этого ряда можно отнести хорошо оструктуренные черноземы типичные целинные, сохранившиеся в заповедных условиях Курского заповедника, и, так называемые, слитые предкавказские черноземы, по своим свойствам близкие к классическому понятию «вертисолей» и отличающиеся резкой набухаемостью, фрагментарно-трещинной структурой, крайне высокой плотностью и механической прочностью в сухом состоянии, то есть обладающие крайне неблагоприятным комплексом физических свойств.

Слитыми принято считать почвы, обладающие неблагоприятными физическими свойствами: резко выраженной набухаемостью, сплошностью сложения во влажном состоянии (собственно слитостью), блочностью структуры и крупной трещиноватостью в сухом состоянии. Как правило, среди исходных свойств, способствующих слитогенезу, указывают на тяжелый гранулометрический состав, специфический водный режим, невысокое содержание органического вещества при значительной доле негидролизуемого остатка смектиновый минералогический состав. К слитогенезу иногда относят также появление подобных структур при осолонцевании почвы, при поливах минерализованными водами, при механическом разрушении структуры почвы воздействием тяжелой сельскохозяйственной техники, несоблюдении норм агротехники и т. д.

Не входя в детали отдельных процессов, отметим, что общим для всех описанных ситуаций является весьма неблагоприятное физическое состояние почв.

Отмеченный круг вопросов требует ответа не только в связи с изучением естественного распространения слитых почв и вертисолей, но и вследствие острой необходимости выработки классификационных и прогнозных критериев оценки ухудшения структуры в процессе эксплуатации, когда появляются свойства,

присущие слитым почвам, т. е. необходимо выделить круг явлений, составляющих процессы «физической деградации» почв.

Взаимообусловленность энергетических параметров твердой фазы, структуры порового пространства и водоудерживающей способности почвы. Сущность взаимообусловленности энергетических параметров твердой фазы, структуры порового пространства и водоудерживающей способности почвы состоит в том, что состояние воды в почве определяется характером гидратации поверхности твердой фазы, распределением пор по размерам, способностью почвы к усадке-набуханию. Эти физические и физико-химические параметры фактически полностью определяют физический облик почвы и могут быть приняты за оценочные характеристики.

Современное состояние вопроса о слитизации позволяет сделать заключение о несомненной связи процессов слитизации с вещественным составом почв. Она не всегда определена, в большинстве случаев многозначна, поэтому на данной степени изученности не представляется возможным говорить о формализованных зависимостях. Однако, качественное рассмотрение взаимосвязи поверхностных энергетических характеристик твердой фазы, гранулометрического и минералогического составов, гумусового состояния, состава почвенного поглощающего комплекса позволяет во многом прояснить внутренний механизм процессов слитизации почв.

Утяжеление гранулометрического состава ведет к непосредственному увеличению общего удельного поверхностного заряда почвы, который определяется площадью удельной поверхности почвы и поверхностной плотностью заряда. Последняя определяется минералогическим составом почвы, особенностью ее тонкодисперсных глинных компонентов. Поэтому вполне понятна приуроченность слитости к тяжелому гранулометрическому и смектитовому (что нередко связано) минералогическому составу.

Увеличение содержания органического вещества обычно ведет к снижению поверхностной энергии. Это связано с тем, что в большинстве случаев с точки зрения взаимодействия «вода - твердая фаза» оно выступает как поверхностно-активное вещество (ПАВ), снижающее поверхностную энергию. При этом влияние органического вещества зависит от его качества и характера

взаимодействия с минеральной основой и межмицелярной водой. В этом плане оно может вести себя как гидрофобное ПАВ.

Обладающее гидрофобными свойствами органическое вещество при взаимодействии с минеральными компонентами снижает величину общего заряда и, соответственно, препятствует сорбции воды, сужает диапазон усадки-набухания и стабилизирует почвенную структуру. В случае его гидрофильности оно ведет себя как фактор дополнительного возрастания поверхностной энергии, увеличивая диапазон усадки-набухания и обуславливая проявление слитости. Это указывает на необходимость подробного изучения электроповерхностных свойств органического вещества, их связи с химическим составом и характером физико-химического взаимодействия его с минеральной основой почвы, его гидрофильности и гидрофобных свойств, то есть изучения органического вещества как ПАВ, регулирующего физико-химические, межкомпонентные взаимодействия.

Проявления слитости часто обнаруживаются при применении оросительной воды повышенной минерализации. Это ставит проблему связи энергетических характеристик твердой фазы с составом обменного комплекса и роли отдельных насыщающих ионов. Имеющийся экспериментальный материал дает основания для ряда полезных заключений.

Слитые набухающие почвы характеризуются резко пониженной аэрированностью текстурного порового пространства. Физически это проявляется в том, что вследствие резко выраженных процессов усадки объем внутриагрегатных пор, занятых воздухом уменьшается почти параллельно с уменьшением влажности, то есть всегда очень мал при любых значениях влажности, в результате чего возникает явление анаэробнозиса даже при недостатке воды в поровом пространстве набухающих почв. Объем аэрации порового пространства, равный разности удельных объемов текстурного порового пространства и воды, также зависит от энергетических характеристик твердой фазы. Это показывает, что при любых значениях величин, характеризующих моментное состояние воды и порового пространства, объем аэрации тем меньше, чем больше величины поверхностной энергии и емкости адсорбционного слоя. Другими словами, основными предпосылками к проявлению анаэробнозиса, слитости и, в определенной степени, гидроморфизма, при прочих равных условиях, является

наличие твердой фазы с повышенными гигроскопичностью и поверхностной энергией.

Возможно и обратное влияние: воздействие неблагоприятных режимов на увеличение поверхностной энергии и гигроскопичности почвы. Так возникновение гидроморфизма вследствие изменения гидрологических условий приводит к уменьшению содержания органического вещества и усилению его гидрофильности. Это вызывает возрастание поверхностной энергии и гигроскопичности, а такое изменение физико-химических свойств поверхности влечет за собой резкое изменение структуры в виде появления признаков слитости. Подобным же образом в условиях орошения, где существует большая вероятность захода тяжелой техники на влажное поле, когда несущая способность почвы понижена, часто проявляются процессы слитизации вследствие уменьшения стабильности агрегатов, исчезновения стабильной структурной пористости и формирования фрагментарно-трещиновой структуры с текстурным строением межтрещинных фрагментов с повышенной набухаемостью. Таким образом, необходимыми предпосылками для проявления слитости (физической деградации) являются специфические свойства поверхности твердой фазы. Внешние факторы, содействующие проявлению слитости - это специфический водный режим и режим технологических воздействий.

Несмотря на всю сложность процессов слитизации, затрагивающих твердую фазу почвы, включая ее органическую часть, возможно применение основных энергетических характеристик как прямых показателей слитости в частности, и изменения структуры почвы вообще. Эти параметры имеют обобщенный характер, так как отражают в целом процессы взаимодействия в системе «минеральная часть - органическое вещество - обменные основания - поровый раствор - поровое пространство» Электроповерхностные характеристики остаются практически единственными достаточно универсальными параметрами подобных систем. Общее решение проблемы лежит в сфере коллоидных физико-химических взаимодействий, а не только в сфере частных процессов химического поведения того или иного отдельного компонента почвы, изменения его минералогического или химического состава. Это обусловлено неоднозначностью или сложностью связи внутреннего строения почвенной мицеллы и ее

электроповерхностных свойств. Практически это означает, что различные по химическому строению или структуре мицеллы могут иметь сходные электроповерхностные свойства и наоборот. Эта связь неоднозначна в такой сложной многокомпонентной системе как почва.

Выяснение физико-химических аспектов слитости имеет существенное значение в понимании направленности и частных механизмов изменения твердой фазы. Особенно это относится к роли органо-минеральных комплексов в проблеме физико-химического взаимодействия твердой фазы с поровыми растворами, энергетики и термодинамики этих взаимодействий. Весьма остро стоит проблема изменения твердой фазы, и гумусового состояния в том числе, под действием интенсификации технологических нагрузок, включая орошение, химизацию и биологические нагрузки.

4.3. Потенциальная опасность слитизации и реальная слитость почв

По характеру структуры существуют два диаметрально различных состояния почвы:

- наличие хорошо выраженной агрегированности со значительной долей стабильного межагрегатного пространства, не исчезающего при полном набухании почвы;
- отсутствие агрегированное или слитость - почва имеет текстурно-фрагментарное строение, при набухании фрагменты смыкаются и поровое пространство становится однородным, текстурным.

Реальные почвы по состоянию структуры находятся в пределах, ограниченных этими крайними состояниями, в той или иной степени обладают чертами как стабильной структурности, так и бесструктурности, слитости. Соотношение этих свойств определяет физический облик почвы. Теоретические и эмпирические зависимости, определяющие структуру порового пространства, позволяют выделить формальные константы, от которых зависит характер динамики и статаки физического состояния почвы. Очевидно, эти формальные константы могут быть использованы как прогнозные или оценочные параметры. Диагностическая значимость этих констант различна, различен также и физи-

ческий смысл этих величин. Существенным является то, что они являются исходными параметрами в модели структуры порового пространства, характеризуют физическое состояние почвы, имеют вполне определенные аналоги в физике почв и могут быть определены независимыми методами.

Например, плотность твердой фазы необходима при всех расчетах, но она мало варьирует для различных почв и поэтому имеет весьма вспомогательное значение.

Величины E и W_a представляют собой базовые энергетические характеристики поверхности твердой фазы относительно межмиллярной влаги, определяют динамичность структуры в условиях конкретных режимов и, в силу этого, несут существенную информацию о потенциальной чувствительности почвы к деструктивным воздействиям. Это позволяет использовать их для диагностики потенциальной подверженности почв слитизации, или неустойчивости почв к деградационным воздействиям.

Анализ массового материала по этим двум параметрам для широкого ряда суглинисто-глинистых почв (от целинных типичных, до слитых предкавказских черноземов и «классических» вертисолей (о. Куба) в различных условиях их использования, дал возможность определить диапазоны и градации для оценки потенциальной слитости почв (табл.21).

Таблица 21

Диапазоны и градации базовых энергетических характеристик поверхности твердой фазы и оценка потенциальной слитости почв [по 204]

Поверхностная энергия твердой фазы		Емкость адсорбционного слоя по адсорбции паров воды	
E , Дж/кг	Балл слитости, с1	W_a , см ³ /г	Балл слитости, с2
<60	1	<0,04	1
61-80	2	0,05-0,06	2
81-100	3	0,07-0,08	3
101-120	4	0,09-0,10	4
>121	5	>0,10	5

Каждый параметр оценивается по пятибалльной шкале, сумма обеих частных оценок дает общую оценку слитогенности или потенциальной слитости по десятибалльной шкале. Для конечной оценки десятибалльная шкала разделена на 4 категории слитогенности (табл.22), что обеспечено детальными первичны-

ми данными и обеспечивает, в свою очередь, достаточную специфичность оценки по конечным градациям потенциальной слитости.

Таблица 22

Суммарная оценка потенциальной опасности слитости по базовым энергетическим характеристикам поверхности твердой фазы почвы [по 204]

Суммарный балл потенциальной слитости	Категория потенциальной слитости почвы
<4	Устойчива к слитогенезу
5-6	Среднеустойчива
7-8	Слабоустойчива
>8	Слитогенная

Представленные частные и общая оценочные шкалы потенциальной слитости (слитогенности) почв наиболее детально отражают свойства «слитых» почв [204]. Собственно вертисоли («слитоземы») по представленным количественным физическим критериям сгруппировались в одну крайнюю градацию «слитогенных» почв.

В условиях щадящих почвоохранных технологий в благоприятных биолого-климатических условиях потенциальная опасность слитизации не реализуется, и почва может оставаться в достаточно хорошем физическом состоянии, то есть обладать достаточно высокой текстурной и структурной пористостью, а также пониженной набухаемостью вследствие хорошей агрегированности. Чем больше балл потенциальной слитости, тем сильнее деградационные последствия от агротехнологических воздействий механического, водного, химического или биологического характера.

Уровень фактического состояния почвы характеризуется независимыми (по табл. 23) формальными исходными константами) параметрами физического состояния, достаточно традиционными и самостоятельно определяемыми характеристиками: *D_{np}*, *K_a* и *D_Ф*.

Параметр *О_{np}*, предел усадки по текстурной пористости (методически - удельная пористость сухих агрегатов или фрагментов размером 3-5 мм) отражает предельный уровень уплотненности почвы при иссушении, тот объем порового пространства, который является вместительностью всех ресурсов жизнеобеспе-

ченности почвенного биоса. Минимальные значения *Опр* характерны для наиболее слитых почв (0,15 см³/г), максимальные - для целинных черноземов (0,32-0,38 см³/г). Остальные почвы укладываются в этот диапазон. Потенциальная набухаемость характеризуется диапазоном изменения текстурного порового пространства при изменении состояния почв по влажности от полного насыщения до сухого. Процесс усадки в этом диапазоне описывается формулой, в которой характер усадки определяется коэффициентом агрегатной (текстурной) усадки *Ka*. Как видно из таблицы эта величина колеблется в пределах 0,40-0,95. Потенциальная набухаемость реализуется в конкретных условиях залегания почвенного слоя и определяет характер трещиноватости и глыбистости.

Стабильная структурная пористость отсутствует в слитых почвах, а ее наличие и величина свидетельствуют об уровне стабильности почвенной структуры, стабильности агрегатов и их взаимупаковки в пределах крупных межтрещинных фрагментов, глыб и почвы в целом. Эта категория порового пространства в отличие от трещиноватости не исчезает при набухании и первой освобождается от воды при иссушении.

Таблица 23

Диапазоны и градации независимых характеристик физического состояния для оценки актуальной слитости почв [по 204].

Предел усадки по текстурной пористости		Потенциальная набухаемость		Стабильная структурная пористость	
<i>Dпр</i> , см ³ /г	Балл слитости, а1	<i>Ka</i>	Балл слитости, а2	<i>DФ</i> , см ³ /г	Балл слитости, а3
<0,17	5	<0,50	1	<0,02	5
0,17-0,19	4	0,50-0,70	2	0,03-0,05	4
0,20-0,25	3	0,71-0,80	3	0,06-0,10	3
0,26-0,30	2	0,81-0,90	4	0,11-0,20	2
>0,30	1	>0,90	5	>0,20	1

В практике традиционных почвенных исследований определяется ряд характеристик, связанных с объемом стабильной структурной пористости. Это «некапиллярная пористость», «межагрегатная порозность», «порозность аэрации», «скважность», «водоотдача» и некоторые другие характеристики. Хотя в основе этих характеристик лежит объем стабильной структурной пористости, методически в зависимости от методики определе-

ния в них входят такие параметры, как некоторый объем трещиноватости, набухания, усадки и текстурной пористости, что делает эти характеристики недостаточно специфическими для оценки степени слитости. Стабильная структурная пористость представляет собой разницу между удельным объемом общего порового пространства при отсутствии трещин и удельным объемом текстурного порового пространства. Эта величина практически ближе к разнице между общей пористостью, определенной при полевой влагоемкости и собственно полевой влагоемкостью, при условии выражения этих величин в единицах СИ. Стабильная структурная пористость, $D\Phi$, принципиально отличается от трещиноватости, которая возникает и исчезает в зависимости от влажности в циклах увлажнения-иссушения, набухания-усадки. Она остается постоянной независимо от влажности, так как определяется только стабильностью агрегатов и характером их взаимоотношения и взаимофиксации. Ее величина определяет фильтрационные свойства почв, способность глыб и межтрещинных фрагментов распадаться на агрегаты под действием механических и других факторов. С этой величиной связана эффективность обработок почвы для создания качественного пахотного слоя. Стабильная структурная пористость зависит от характера органоминеральных коллоидов - цементов, создающих цементационные связи, как в агрегатах, так и между ними. Наибольшая величина стабильной структурной пористости наблюдается при зернистой структуре с рыхлой упаковкой зерен-агрегатов - как крайний вариант максимально агрегированной почвы - до $0,35 \text{ см}^3/\text{г}$. В неагрегированных почвах она уменьшается до нуля. Именно это обстоятельство дает обоснование термину «слитость» для обозначения почвы, у которой все поровое пространство является однородным, текстурным. При иссушении такая почва расчленяется трещинами на текстурные межтрещинные глыбы-фрагменты. Для таких почв понятия «агрегат», «внутри-агрегатная пористость», «межагрегатная пористость» теряют смысл в силу отсутствия агрегатов как таковых.

Фактически эти три (D_{np} , Ka и $D\Phi$.) независимых, специфических параметра являются основными показателями физического состояния почвы, ее актуальной слитости. Разрушение цементационных связей, усиление «текстурности» сложения, увели-

чение потенциального набухания по существу и составляют процесс слитизации.

В табл.23 показаны диапазоны значений этих величин и оценки слитости по равноценным градациям, которые были сделаны по принципу аддитивности конечных оценочных баллов по учитываемым независимым параметрам. Суммарная оценка актуальной слитости получается сложением баллов по отдельным параметрам и приведением суммы баллов к масштабу 10-балльной шкалы (табл. 24).

Применение этих шкал показало вполне удовлетворительную сходимость оценок с заключением о состоянии почв по всему комплексу физических характеристик и соответствие их уровню технологических нагрузок. Оценочные величины потенциальной и актуальной слитости являются самостоятельными друг от друга характеристиками. Потенциальная слитость ограничивает уровень интенсивности технологических нагрузок с целью недопущения развития актуальной слитости. Величина актуальной слитости дает основания для определения фактического физического состояния почвы и позволяет планировать почвозащитные мероприятия по восстановлению почвенной структуры или ее поддержания на приемлемом уровне.

Таблица 24

Суммарная оценка слитости по параметрам физического состояния почвы

Суммарный балл слитости	Категория актуальной слитости почвы
$A = \frac{a1 + a2 + a3}{1,5}$	
<4	Отсутствие слитности
5-6	Слабая слитность
7-8	Средняя слитность
>8	Сильная слитность

Потенциальная слитость реализуется в зависимости от конкретных условий эксплуатации почв. В естественных условиях актуальная слитость, как правило, равна или ниже потенциальной. В условиях длительной залежи почвы, ранее относившиеся к категории слитых, могут переходить в категорию нормальных, хорошо агрегированных почв. Если актуальная слитость больше потенциальной, то почва испытывает излишние технологические нагрузки механического, водного, химического

или биологического характера. Для большинства пахотных почв актуальная слитость, как правило, выше потенциальной на 1-3 балла, что свидетельствует о необходимости применения «ремонтных» технологий во избежание необратимой деградации почвы в целом.

Объективная диагностика потенциальной и актуальной слитости по условным оценочным шкалам или по первичным величинам независимых и достаточных, функционально значимых параметров физического состояния почвы представляется необходимой для нормального мониторинга и научно обоснованной эксплуатации пахотных земель.

Оптимизация физических свойств, связанных со структурой, при соответствующем организационном обеспечении позволит увеличить продуктивность полей в 1,5-2,5 раза без увеличения затрат на химизацию и при резком уменьшении затрат на почвообрабатывающие операции. Снижение уровня химизации и улучшение физического состояния почв являются необходимыми условиями повышения качества продукции и оздоровления почвенно-экологической обстановки на пахотных землях.

Вышеизложенное позволяет предварительно принять эти параметры в качестве диагностических для нормирования уровня физической деградации почвы. Возможно, в процессе экспертной проработки потребуется введение некоторых дополнительных параметров физического состояния почвы, менее специфичных, но представляющих интерес в аспекте прямой оценки отдельных проявлений физической деградации, различных групп почв и ее экологических последствий.

В профиле почв физические нарушения сводятся к таким параметрам, как его полнота (наличие или отсутствие горизонтов), перекрытие посторонними породами и материалами. Некоторые профильные характеристики играют роль интегральных показателей состояния почвы: способность усваивать дождевые и талые воды, уровень грунтовых вод, литология почвенного профиля и т.д. Профильные характеристики необходимы для оценки состояния промышленно нарушенных земель - отвалы, терриконы, торфоразработки, строительные землеройные работы.

Существует ряд характеристик рельефно-ландшафтного характера - наличие просадок над шахтными и нефтяными полями, последствия селей, оползней, разрушения почвенного покрова и

земной поверхности на военных испытательных полигонах, зонах военных действий, прокладке транспортных магистралей, каналов, строительстве плотин и водорегулирующих сооружений. Физические изменения почв происходит в результате процессов опустынивания, эрозии, выпадения загрязненных и пенновых осадков и т.д.

Среди существенных параметров могут быть использованы такие, как фильтрационная способность, агрегатный состав и водопроходимость, водоудерживающая способность и влагопроводность, а также ряд физико-технологических параметров: твердость, сопротивление сдвигу, внутреннее сцепление, трение почва-почва и почва-металл, характеристики абразивных свойств, липкости, пластичности, тепловых, электрических и магнитных свойств.

Очевидно, что для полного обоснования экологического заключения о физическом состоянии конкретной почвы потребуются полное обследование по всему комплексу физических параметров с учетом агроклиматической обстановки и условий эксплуатации. Однако, в большинстве случаев, можно ограничить количество определяемых параметров по принципу разумной достаточности и необходимости в рамках целевой направленности экспертизы. Весьма полезными могут быть подходы нахождения унифицированных интегральных показателей по комплексу свойств с учетом их взаимозависимости и специфичности.

4.4. Последствия физических деградаций почв

Деградация почв означает неспособность их выполнять свои функции: экологическую, то есть быть средой обитания и обеспечивать:

- существование экологических систем;
- производственную, то есть обеспечить рост, развитие и урожайность сельскохозяйственных, лесотехнических и других культур;
- санитарно-эпидемическую, то есть обеспечить условия среды, благоприятные для существования человека, безопасные для его здоровья и жизни.

Невыполнение почвами естественных функций в своем крайнем выражении означает превращение ОПС в безжизненную

пустыню, что равноценно реальной потере части территории страны как пространственного базиса государства на протяжении обозримого будущего, то есть на несколько поколений или же навсегда.

Физически деградированные почвы являются экологически опасным природным объектом в связи с рядом процессов, которые могут развиваться на сравнительно больших площадях земной поверхности с постепенным накоплением неблагоприятных последствий и, при определенных условиях, приобретающих лавиннообразный катастрофический характер. Крайняя степень физической деградации - физическое уничтожение почвы как природного объекта - базового компонента ОПС.

Получение продукции на физически деградированных почвах требует повышенных доз минеральных удобрений и других химикатов-деструкторов. Происходит перегрузка почвы, а соответственно, и получаемой продукции по отдельным токсическим компонентам. Физически деградированные почвы прекращают выполнение роли естественного физико-химического фильтрационного буфера, увеличивая таким образом опасность от многих видов химического загрязнения ОПС. Почвы с неблагоприятными физическими свойствами обладают пониженной способностью к накоплению и сохранению дождевых и талых вод, что увеличивает вероятность засух, локального заболачивания, ветровой и водной эрозии почв.

Повышенный поверхностный сток дождевых и талых вод из-за снижения водопроницаемости физически деградированных почв обуславливает снос агрохимикатов в общую гидрографическую сеть, общее загрязнение естественных водоемов со всеми вытекающими экологическими последствиями.

Бесструктурность или слитость, характерные для физически деградированных почв, вызывает необходимость увеличения числа и интенсивности почвообрабатывающих операций для создания и поддержания приемлемого рыхления пахотного слоя, что влечет за собой дальнейшее разрушение почвенной структуры.

Хозяйственная ценность земель растениеводческого предназначения, будь то сельское, лесное или другое хозяйство, определяется биологическим (экологическим) качеством почв, составляющих почвенный покров этих земель, то есть способно-

стью почв выполнять роль среды обитания почвенной биоты, обеспечивать рост и развитие растений, как дикорастущих так и различных культур продовольственного, фуражного или технического назначения, включая лесотехнические культуры, травяной покров пастбищ, растительность защитных территорий и т.д.

Экологическая значимость территорий в большей мере определяется биологическим качеством почв, обеспечивающим нормальное функционирование экологических систем, основным и очевидным компонентом которых является растительная составляющая. Другие почвенно-биологические компоненты экологических систем (животный мир, макро-, мезо- и микробиота) внешне не всегда столь очевидны, тем не менее без этих компонент экологических систем невозможно реально эффективное существование растительности как в дикорастущих, так и в культивируемых формах. Именно физическое состояние почв обеспечивает возможность выполнения почвой ее биологической функции.

ГЛАВА V. ХИМИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ

5.1. Источники загрязнения почв

К концу XX века загрязнение ОПС отходами, выбросами, сточными водами всех видов промышленного производства, сельского хозяйства, коммунального хозяйства городов приобрело глобальный характер и поставило человечество на грань экологической катастрофы.

Под загрязнением ОПС понимают поступление в биосферу любых твердых, жидких и газообразных веществ или видов энергии (теплоты, звука, радиоактивности и т.п.) в количествах, оказывающих вредное влияние на человека, животных и растения как непосредственно, так и косвенным путем.

Загрязнения биосферы подразделяют на локальные, региональные и глобальные.

Локальные загрязнения характерны для городов, крупных промышленных предприятий, районов добычи тех или иных полезных ископаемых, крупных животноводческих комплексов.

Региональные загрязнения охватывают значительные территории и акватории, подверженные влиянию крупных промышленных районов.

Глобальные загрязнения чаще всего вызываются атмосферными выбросами, распространяются на большие расстояния от места своего возникновения и оказывают неблагоприятное воздействие на крупные регионы, а иногда и на всю планету.

Источники загрязняющих веществ разнообразны, также многочисленны виды отходов и характер их воздействия на компоненты биосферы. Биосфера загрязняется твердыми отходами, газовыми выбросами и сточными водами металлургических, металлообрабатывающих и машиностроительных заводов. Огромный вред наносят водным ресурсам сточные воды целлюлозно-бумажной, пищевой, деревообрабатывающей, нефтехимической промышленности. Интенсивное развитие автомобильного транспорта привело к загрязнению атмосферы городов и транспортных коммуникаций тяжелыми металлами и токсичными углеводородами, а постоянное возрастание масштабов морских перевозок вызвало почти повсеместное загрязнение морей и океанов нефте-

продуктами. Массовое применение минеральных удобрений и химических средств защиты растений привело к появлению ядохимикатов в атмосфере, почвах и природных водах, загрязнению биогенными элементами водоемов, водотоков и сельскохозяйственной продукции - нитратами, пестицидами.

При горных разработках на поверхность земли извлекаются миллионы тонн разнообразных, зачастую фитотоксичных горных пород, образующих пылящие и горящие терриконы и отвалы. В процессе эксплуатации химических отвалов и тепловых электростанций также образуются огромные количества твердых отходов (огарки, шлаки, золы), которые складываются на больших площадях, оказывая негативное влияние на атмосферу, поверхностные и подземные воды, почвенный покров (пыление, выделение газов). В настоящее время антропогенные выбросы в биосферу различных химических элементов и веществ достигли уровней, соизмеримых с естественными биогеохимическими потоками соответствующих элементов; в ряде случаев они превосходят естественные потоки.

В.А. Ковда [122] еще в 1976 г. привел данные о соотношении естественных биогеохимических циклов и антропогенного вклада в природные процессы, а с тех пор техногенные потоки возросли.

О масштабах антропогенного влияния на природные объекты можно судить хотя бы по тому, что выбросы оксидов серы и азота, образующие при взаимодействии с атмосферной влагой серную и азотную кислоты, пересекают вместе с воздушными потоками границы государств, охватывая территории в сотни тысяч квадратных километров.

Очень опасно загрязнение почв и вод углеводородами нефти. При разливе нефти на водной поверхности прекращается доступ кислорода из атмосферы в воду, в результате гибнут обитатели водоемов. Нефть обволакивает перья водоплавающих птиц и без посторонней помощи, а помочь в этом случае могут только люди, такие птицы очень быстро погибают. Не менее драматично складывается ситуация при загрязнении нефтью почвенного покрова. При высоких дозах нефти почвенная масса становится гидрофобной; механические элементы и структурные агрегаты покрываются нефтяной пленкой, которая изолирует пита-

тельные вещества от корневых систем растений. Почвенные частицы слипаются, а при старении и частичном окислении компонентов нефти последняя загустевает, и почвенный слой превращается в асфальтоподобную массу, которая совершенно непригодна для произрастания естественной растительности или возделывания сельскохозяйственных культур. При загрязнении биогеоценозов нефтью или другими углеводородами может проявляться их канцерогенное воздействие на живые организмы, поскольку в их составе нередко содержатся полициклические ароматические углеводороды [177].

Оценивая различные стороны воздействия химических загрязняющих веществ на живые организмы, нельзя не принимать во внимание возможность мутагенного изменения. Различные мутации возможны при поступлении в живые организмы некоторых химических соединений, но особенно вероятны и опасны они при загрязнении радионуклидами.

5.2. Пути химической деградации почв

Загрязнение наземных биогеоценозов обычно начинается с частичного угнетения населяющих почвы и поверхностные воды организмов, затем страдает высшая растительность и, наконец, начинается деградация почв и разрушение почвенного покрова. Наглядный и характерный пример конечного результата – формирование безжизненных, лишенных растительности техногенных ландшафтов вблизи крупных промышленных комбинатов, химических заводов. Такие ландшафты возникают под воздействием промышленных выбросов, в результате постепенного отмирания растительности, развития процессов эрозии и дефляции почв, приводящих к выходу на дневную поверхность подстилающих почвы пород, во многих случаях - скальных, к частичному или полному разрушению почвенного покрова, которое практически необратимо. Особенно быстро на различные загрязнения реагируют гидробионты, поскольку воды суши наименее буферны по сравнению, например, с почвами. Обычно многие пресноводные реки и озера имеют степень щелочности, характеризующуюся величинами рН около 7,0, иногда до 8,0. Выпадающим кислотным дождям свойственны значения рН 3-4, зафиксированы случаи выпадения дождя с рН 2,4. В соответствии с этим в первую очередь

под влиянием кислых дождей начинают изменяться кислотность озерных и прудовых вод, преимущественно непроточных [79].

Американская исследовательница С.Уэст приводит следующую градацию величин рН, влияющих на озерные гидробионты: при снижении рН до 7,0 вода приобретает нейтральную реакцию, в ней снижается содержание кальция, начинается гибель икры некоторых земноводных. При рН 6,6 начинают погибать некоторые улитки, при рН 6,0 исчезают пресноводные креветки, при рН 5,5-6,0 сокращается численность и общее количество видов гидробионтов. Гибнет планктон, на дне начинают скапливаться неразложившиеся органические остатки. Если рН опускается ниже 5,5, развиваются мхи, грибы, нитчатые водоросли, вымирают многие виды рыб. При рН 4,5 рыбы в озере практически не остаются, органические остатки поступают на дно практически не разложившимися. В результате жизнь в озере практически замирает. Это, конечно, только образная картина-схема, реальность более сложна и зависит от особенностей почвенно-климатической зоны, видового разнообразия растений и животных, численности популяций.

Загрязнение почв происходит различными путями в форме атмосферных выпадений, поступления с почвенно-грунтовыми водами, вследствие химизации сельского и лесного хозяйства, за счет коммунальных отходов, отвалов, свалок, строительного мусора, разливов нефти и т. д. Для оценки возможного уровня загрязнения введено понятие антропогенной нагрузки.

Под антропогенной нагрузкой понимается уровень влияния комплекса источников и факторов воздействия всех видов хозяйственной деятельности на ОПС. Выработаны специальные критерии оценки антропогенной нагрузки на ОПС региона, которые можно подразделить на две группы: потенциальные, или потенциальная возможность отрицательного воздействия на ОПС, и фактические, или факторы, вызывающие непосредственное загрязнение и включающие выбросы вредных веществ в атмосферу, сброс сточных вод, нарушение земель промышленными разработками, деградация сельскохозяйственных земель.

В результате антропогенной деятельности в ОПС поступает значительное количество загрязняющих веществ. Загрязняющие вещества подразделяются по агрегатному состоянию на твердые, жидкие и газообразные (парообразные). Твердые вещества в зависимости от размера частиц составляют следующий убывающий ряд: макроча-

стицы > сажа (агломераты углеродных частиц) > пыль > летучая зола > дым.

Твердые загрязняющие вещества, за исключением макрочастиц, рассеяны в сплошном потоке газовой или жидкой среды.

По характеру воздействия на живые организмы различают загрязняющие вещества общетоксического действия, мутагенные, результатом действия которых могут быть нарушение в системе воспроизводства потомства и канцерогенные, обуславливающие развитие злокачественных новообразований.

В практике природоохранной деятельности загрязняющие вещества разделяют с учетом их химических свойств на видовые группы: неорганические, органические; используют и более дробное деление на оксиды, кислоты, щелочи. В качестве видовых характеристик используют также физические свойства: цвет, запах, содержание и природа твердых частиц, скорость осаждения, температура, плотность, характеристики потоков (расположение, направление и скорость потока и диффузии).

Нередко рассматривают группы веществ по видам отраслей, их выделяющих: загрязняющие вещества химической, нефтеперерабатывающей, целлюлозобумажной промышленности, черной и цветной металлургии, автотранспорта, теплоэнергетики.

Такое деление является нестрогим, так как в разные группы может входить одно и то же вещество. Например, диоксид серы SO_2 поступает в ОПС с выбросами предприятий цветной металлургии, заводов химической промышленности, теплоэлектростанций. Но такая классификация удобна при разработке природоохранных мероприятий. Для каждого конкретного предприятия составляют список поллютантов, поступающих в ОПС (табл. 25). Общий перечень наиболее важных веществ, загрязняющих ОПС, согласован странами системы ООН, участвующими в специальной программе по улучшению ОПС (СКОПЕ) и принятой на Стокгольмской конференции (1972). Перечень включает следующие вещества и виды загрязнения:

- сернистый газ;
- хлорированные органические соединения;
- взвешенные частицы;
- нефть;
- оксид углерода;
- диоксид углерода
- микотоксины;

- нитраты, нитриты, нитрозоамины;
- оксиды азота;
- аммиак;
- фотоокислители и реакционноспособные углеводороды;
- отдельные микробные загрязнения;
- ртуть;
- радиоактивные загрязнения;
- свинец.

Ежегодно на каждого человека в мире в среднем приходится до 5 т органических и минеральных отходов, что составляет для планеты величину порядка $20 \cdot 10^9$ т/год. В их составе много инертных и безвредных соединений, но немало и токсичных, опасных, вызывающих болезни и мутации. В ОПС поступают отбросы, отходы и побочные продукты, сбросные воды, шлаки, золы, аэрозоли, газы.

Наиболее токсичными считаются свинец, ртуть, кадмий, цинк, а также сопутствующие им сероводород, сероуглерод, сернистый ангидрид, фтористоводородная кислота, хлор, силикатная пыль, сажа, оксид углерода, фенолы. Эти вещества образуются и концентрируются в промышленных центрах и городах, а затем переносятся на расстояния в десятки и сотни километров.

Таблица 25

**Состав загрязняющих веществ, поступающих в ОПС
из различных источников [по 65]**

ИСТОЧНИК	ВЕЩЕСТВО
Химические заводы	Аммиак, сернистый газ, сероводород, фосфорный ангидрид, фтористые соединения, оксиды азота, хлор, пары кислот, предельные и непредельные углеводороды, разнообразные продукты сгорания отходов
Автотранспорт	Оксид и диоксид углерода, оксиды азота, углеводороды, альдегиды, сажа, бензпирен, тяжелые металлы
Предприятия цветной металлургии	Тяжелые металлы, мышьяк, фтор, сурьма, остатки флотоагентов (цианиды, ксантогенаты, нефтепродукты), сульфаты, хлориды, окислы серы, азота
Нефтеперерабатывающие предприятия, разрывы нефтепроводов, аварии скважин	Оксид углерода, диоксид серы, сероводород, окислы азота, углеводороды, фенол, аммиак, минеральные соли

Различные газы, аэрозоли, химикаты, применяемые в сельском, лесном, водном, морском хозяйствах, отходы транспорта имеют тенденцию распространяться на всю сушу и океан. За счет антропогенной деятельности в ОПС, т. е. в конечном счете в поч-

вы, воды и пищу, поступает огромное количество различных химических элементов и их соединений в количествах десятков, сотен тысяч и даже миллионов тонн ежегодно. От половины до двух третей этих поступлений остается в шлаках, золе, образуя локальные аномалии в химическом составе почв и вод. Лес задерживает довольно много загрязняющих веществ. Наиболее тонкие частицы уносятся на тысячи километров, выпадая с пылью, дождями, снегом на растения и почвы.

Только в США летучей тонкой золой в атмосферу поступает 38-40 млн. т ежегодно; реакция золы и аэрозолей весьма разнообразна и рН колеблется от 3 до 9-12. В зависимости от типов почв и их водного режима шлаки, зола, летучие компоненты могут вызывать подкисление или подщелачивание почв. Они могут стать источниками дополнительного питания растений на бедных почвах, средствами нейтрализации крайних уровней реакции, или, напротив, причиной токсикозов и болезней.

При загрязнении тяжелыми металлами необходимы регулярные режимные наблюдения за источниками поступлений этих элементов, уровнем содержания их в почвах, продуктах питания, питьевых водах. Важное значение приобретает сопоставление почвенно-геохимических карт этих элементов с данными о здоровье, болезнях и смертности населения.

Следует отметить, что существенные опасения из солей тяжелых металлов вызывает ртуть. В некоторых районах земного шара зарегистрированы серьезные хронические отравления населения в результате попадания ртути в пищевые цепи с водой и различными продуктами. Так, в США при анализе около 1000 проб почвы, отобранных с практически фоновых территорий, ртуть была обнаружена во всех образцах в концентрациях от 0,055 до 4,6 мг/кг. Накопление ртути в некоторых продуктах питания наблюдается на протяжении последних десятилетий XX века, в течение которых интенсивно протекали процессы техногенеза. В 1972 г. (по сравнению с 1941 г.) в США содержание ртути в мясе увеличилось в 5, рыбе - в 20 раз. В настоящее время доля ртути в составе пищевых продуктов, к сожалению, не уменьшилась. Главный источник ртути в ОПС - сточные воды химической, электротехнической и лакокрасочной промышленности. Присутствие метилртути на рисовых полях, в питьевой воде, зерне, тканях рыб, обитающих в прибрежных зонах, вызыва-

ют тяжелую болезнь минамата, названную по имени японской местности, где она была впервые описана, а затем обнаружена почти во всей Японии и в ряде мест Канады, Скандинавии.

Токсические соединения кадмия и фтора присутствуют в суперфосфате, полученном при переработке некоторых апатитов. Шведские, австралийские, американские фосфорные туки содержат иногда от 20 до 90 мг/кг Cd, Из удобрений через почвы и растительную продукцию кадмий попадает в продукты и фураж. Аналогичные явления наблюдаются иногда для стронция, цинка.

Предприятия, строения, городское хозяйство, отходы быта населенных пунктов и промышленных районов не только отчуждают почвенный покров. Они на десятки, сотни и тысячи километров нарушают нормальное функционирование почвенно-экологических систем. Районы Токио и обширные прилегающие пространства загрязнены огромным числом разнообразных соединений, многие из которых являются вредными. В известной степени каждый город или индустриальный центр, если не приняты соответствующие меры, является причиной возникновения крупных биогеохимических аномалий, опасных для здоровья человека.

Свинец и цинк активно накапливаются вдоль автострад и в индустриальных центрах. Установлено, что почвы сельской местности содержат свинца в 10-30 раз меньше, чем почвы городских районов. Содержание свинца в почвах и растительности (особенно в моховом покрове) вдоль дорог на расстоянии 15-20 м резко повышено по сравнению с фоновым содержанием. Это отрицательно сказывается на качестве сельскохозяйственной продукции, полученной вблизи дорог.

Источником тяжелых металлов являются главным образом промышленные выбросы. При этом лесные экосистемы страдают значительно больше, чем почвы сельскохозяйственных угодий и сельскохозяйственные культуры, так как культурные почвы перепашиваются, удобряются, а культуры выращивают, как правило, однолетние. В последнее время, правда, некоторые исследователи загрязнения окружающей среды не считают тяжелые металлы причиной гибели лесов, выдвигая на первое место по токсичности опасные окислы, синтетические углеводороды и пестициды. Однако на основании фактического материала достоверно

установлено токсичное влияние тяжелых металлов на растительный покров, а впоследствии, на животных и человека.

Например, в Польше [120], вблизи заводов по переработке меди резко возросло общее содержание меди и свинца. В верхних почвенных горизонтах и хвое сосны, при этом количество органического вещества в подстилке уменьшилось, а содержание меди и свинца значительно возросло.

Сложные и иногда необратимые последствия влияния тяжелых металлов можно предвидеть на основе ландшафтно-биогеохимического подхода к проблеме токсикантов в биосфере. Уровни загрязнения поллютантами и последующие токсико-экологические ситуации существенно зависят от таких показателей, как:

- содержание гумуса в почвах;
- кислотно-основные условия почв и вод;
- окислительно-восстановительные условия;
- концентрация почвенных растворов;
- поглощательная способность почв;
- гранулометрический состав почв;
- тип водного режима.

5.3. Миграция загрязняющих веществ в почве

Почва - открытая подсистема в геохимическом ландшафте, потоки вещества и энергии в которой связаны с приземной атмосферой, растительностью, с поверхностными и почвенно-грунтовыми водами. Почвы регулируют процессы миграции веществ в ландшафтах, проявляя буферность в отношении загрязняющих веществ; кислые почвы могут нейтрализовать щелочные соединения, карбонатные нейтрализовать кислые выпадения [63]. Значительная часть элементов, поступающих на поверхность почв с техногенными потоками, задерживается верхним горизонтом почвы. Состав и количество удерживаемых элементов зависит от содержания и состава гумуса, кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий, сорбционной способности, интенсивности биологического поглощения. Другая часть элементов проникает внутрь почвенной толщи при нисходящем токе

почвенной влаги, а также механическим путем за счет деятельности почвенной фауны.

В пределах почвенного профиля техногенный поток веществ встречает ряд почвенногеохимических барьеров. К ним относятся карбонатные, гипсовые, иллювиально-железистогумусовые горизонты. Часть высокотоксичных элементов может переходить в труднодоступные для растений соединения, другие элементы, мобильные в данной почвенно-геохимической обстановке, могут мигрировать в почвенной толще, представляя потенциальную опасность для биоты. Часть элементов может выноситься за пределы почвенного профиля, хотя в почвах с водозастойным режимом такие биогеохимически активные, легкодоступные вещества могут представлять наибольшую опасность [120].

Подвижность элементов существенно зависит от кислотности основных и окислительновосстановительных условий в почвах. В кислых почвах с преимущественно окислительными условиями (подзолистые с хорошим дренажем) такие элементы, как ртуть и кадмий, образуют легкоподвижные соединения, но большая группа элементов в этих условиях слабо подвижна (свинец, мышьяк, селен). В кислых почвах (тундрово-глеевые, глеевоподзолистые) подвижность большинства элементов уменьшается. Если в составе загрязняющих веществ присутствуют соединения серы, то малоподвижные сульфиды могут образовываться в восстановительных условиях.

В нейтральных почвах подвижны соединения цинка, ванадия, мышьяка, селена, которые могут выщелачиваться при сезонном промывании почв. Накоплению ряда элементов в неподвижных и слабоподвижных соединениях способствуют процессы изоморфного замещения в кристаллических решетках, сорбция, соосаждение с полуторными оксидами, образование слаборастворимых органоминеральных комплексов. Присутствие в составе иллювиальной фракции монтмориллонита, неокристаллизованных полуторных оксидов, гуминовых кислот усиливает сорбционные барьеры. В табл.26 приведены типы почвенно-геохимических барьеров по М.А. Глазовской с нашими дополнениями.

Таблица 26

Типы почвенно-геохимических барьеров [по 63]

Кислотно-основные условия	Окислительно-восстановительные условия	Тип барьера	Подвижность и накопление химических элементов		
			Слабо подвижны, активно накапливаются	Умеренно подвижны, накапливаются, частично выносятся	Легко подвижны, выносятся
Кислые	Окислительные Восстановительные	Окислительный, кислый Восстановительный, кислый	$\frac{Cd}{Mn}$ $\frac{AsSe}{MoV}$	$\frac{PbAsSe}{NiCrV}$ $\frac{PbCdHg}{NiCrCuZnCo}$	$\frac{CdHg}{CuZn}$ -
Нейтральные и щелочные	Окислительные	Окислительный, нейтральный и щелочной	$\frac{Pb}{Zn}$	$\frac{CdHg}{ZnMoCuCo}$	$\frac{AsSe}{Cu}$
	Окислительные с испарительной концентрацией	Окислительный, испарительный	$\frac{Pb}{ZnCr}$	$\frac{CdHg}{ZnMoCbCoNiCr}$	$\frac{AsSe}{Cr}$
	Восстановительные глеевые	Восстановительный, нейтральный и щелочной	$\frac{PbCd}{CuZnCo}$	$\frac{AsSe}{MoVUAg}$	$\frac{Hg}{Ni}$
	Восстановительные сероводородные	Восстановительный, сероводородный	$\frac{PbCdHgAsSe}{CuZnCoNiGaAg}$	$\frac{Hg}{VUMo}$	-

Накопление подвижных, особо опасных для биоты соединений элементов зависит от водного и воздушного режимов почв. Аккумуляция их, наименьшая в водопроницаемых почвах промывного режима, увеличивается в почвах с непромывным режимом и максимальна в почвах с выпотным режимом. При испарительной концентрации и щелочной реакции могут накапливаться селен, мышьяк, ванадий в легкодоступной форме, а в условиях восстановительной среды - ртуть в виде метилированных соединений.

Следует отметить, что, несмотря на общие закономерности поведения поллютантов различной природы в почве, в каждом конкретном случае процессы миграции и дальнейшая трансформация попадающих на поверхность почв загрязняющих веществ (тяжелых

металлов, нефтепродуктов, пестицидов, ПАУ) значительно различаются.

Скорость их разложения, миграции и трансформации обусловлена кислотноосновными и окислительно-восстановительными условиями, гидротермическим режимом, активностью микробиологической деятельности и химическими свойствами самих поллютантов.

5.4. Особенности загрязнения и деградации почв тяжелыми металлами

Часть техногенных выбросов тяжелых металлов, поступающих в атмосферу в виде тонких аэрозолей, переносится на значительное расстояние и вызывает глобальное загрязнение. Другая часть с гидрхимическим стоком попадает в водоемы, где накапливается в водах и донных отложениях и может стать источником вторичного загрязнения. Основная масса выбросов осаждается в непосредственной близости от источника загрязнения.

Теоретически техногенные аномалии представляют систему концентрических колец, в которых содержание поллютанта убывает от центра к периферии. В реальной природной обстановке форма и размеры зон загрязнения существенно отличаются от теоретических, обычно наблюдается неплохая корреляция формы и размеров зон загрязнения с конфигурацией розы ветров. Вокруг крупных предприятий цветной металлургии образуются сильные техногенные аномалии металлов, например, вокруг медно-никелевого комбината в Садбери (Канада) или Норильского горно-металлургического комбината. Для таких предприятий характерно наличие зоны максимальных концентраций тяжелых металлов на расстоянии до 5 км от источника и зоны повышенных содержаний на расстоянии до 20-50 км. Далее содержание тяжелых металлов убывает до величин местного фона. При этом в малобуферных ландшафтах в зонах максимального загрязнения нередко формируется «техногенная пустыня» - территория сильноэродированная, лишенная растительности и верхнего гумусового горизонта. Вокруг промышленных предприятий меньшей мощности зона максимального загрязнения простирается на расстояние до 1-2 км и площадь загрязненных земель значительно меньше.

Локальные техногенные геохимические аномалии образуются также вокруг предприятий, которые перерабатывают сырье, содержащее тяжелые металлы и другие загрязняющие вещества в виде

примесей. Геохимические аномалии меди, цинка, свинца, фтора образуются вокруг суперфосфатных заводов. Вокруг крупных тепловых электростанций образуются зоны загрязнения металлами протяженностью 10-20 км в диаметре. Любые городские территории являются значительным источником загрязнения тяжелыми металлами.

Тяжелые металлы, поступающие на поверхность почвы, накапливаются в почвенной толще, особенно в верхних гумусовых горизонтах, и медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии и дефляции. Первый период полуудаления (т. е. удаления половины количества от начального содержания) тяжелых металлов значительно варьирует для различных элементов и составляет весьма продолжительные периоды времени: для Zn - от 70 до 510 лет; для Cd от 13 до 110 лет; для Cu - от 310 до 1500 лет и для Pb от 740 до 5900 лет [120].

Характер вертикального распределения тяжелых металлов в естественных и техногенных ландшафтах существенно различается. Для техногенной территорий, независимо от типа почвы, характерен регрессивно-аккумулятивный тип распределения (в соответствии с классификацией Б.Г. Розанова), проявляющийся в накоплении металлов в верхнем гумусовом горизонте почвы и резком понижении их содержания в нижележащих горизонтах.

В целом на характер перераспределения тяжелых металлов в профиле почв оказывает влияние комплекс почвенных факторов: гранулометрический состав почв, реакция среды, содержание органического вещества, катионообменная способность, наличие геохимических барьеров, дренаж. Гранулометрический состав оказывает непосредственное влияние на закрепление тяжелых металлов и их высвобождение. Почвы тяжелого гранулометрического состава прочнее связывают металлы, поэтому они в меньшей степени поступают в растения или грунтовые воды.

Поглощение тяжелых металлов почвами существенно зависит от реакции среды, а также от состава анионов почвенного раствора. В кислой среде преимущественно сорбируются свинец, цинк, медь, в щелочной - кадмий и кобальт. Тяжелые металлы способны образовывать сложные комплексные соединения с органическим веществом почвы, поэтому в почвах с высоким содержанием гумуса они менее доступны для поглощения. Катионообменная способность зависит от минералогического состава илистой фракции, а также количества органического вещества. Чем выше емкость катионного обмена, тем

больше металлов удерживает почва и тем меньше тяжелых металлов поступает в растения и живые организмы.

Избыток влаги в почве способствует переходу тяжелых металлов в низшие степени окисления и более растворимые формы. Анаэробные условия повышают доступность тяжелых металлов растениям. Поэтому дренажные системы, регулирующие водный режим, способствуют преобладанию окисленных форм тяжелых металлов и тем самым снижению их миграционной способности.

Насыщение тяжелыми металлами биосферы крайне опасно, т.к. они обладают сильным токсическим действием на живые организмы, неограниченной устойчивостью во времени и передаются по трофическим цепям с выраженным кумулятивным эффектом. Соотношение концентраций металлов в живых организмах выработалось на протяжении всего хода эволюции органического мира, и значительные отклонения от этих соотношений вызывают для них губительные последствия. Острая токсичность для человека проявляется уже при дозе свинца 150 мкг в день.

Тяжелые металлы в высоких концентрациях (1% в среде и более) действуют как общеплазматические яды, вызывая денатурацию белков. Они разрушают мембраны клеточной стенки и внутриклеточных структур (митохондрий, ядра, вакуолей), нарушают функции цитоплазматической мембраны. В более низких концентрациях токсический эффект тяжелых металлов связан прежде всего с их взаимодействием с сульфгидрильными и, в меньшей степени, с аминок-, фосфат-, имидазол- и гидроксильными радикалами ферментов, что ведет к их инактивации и, соответственно, подавлению процессов катаболизма и синтеза жизненно важных веществ.

Тяжелые металлы обладают мутагенной активностью в отношении микроорганизмов. При концентрации 10 мг/л кадмий оказывает мутагенное действие на клубеньковые бактерии. Число одноцепочечных разрывов ДНК *E. Coli* коррелирует с концентрацией кадмия в среде.

Известно, что *Cu*, *Zn*, *Co*, *Mo*, *Fe* и некоторые другие элементы, относящиеся к тяжелым металлам, входят в состав ферментов и добавка их в среды в малых количествах стимулирует рост и метаболическую активность микроорганизмов.

Наиболее значимый механизм адаптации микроорганизмов к тяжелым металлам связан с наличием в плазмидах генов, обуславли-

вающих резистентность к этому фактору. У таких микроорганизмов может быть понижена активность сорбции металлов и проницаемость для них клеточной стенки, ускорен процесс их выведения из клетки, исключены из метаболизма звенья, наиболее чувствительные к повреждающему агенту. В присутствии металлов у микроорганизмов индуцируется синтез специфических металл-связывающих белков. Микроорганизмы снижают отрицательное действие металлов, трансформируя их в реакциях окисления-восстановления в менее токсичные формы (Hg^{2+} в Hg^0 , Au^{3+} в Au^0 , Ag^{2+} в Ag^0 , Fe^{2+} в Fe^{3+} , As^{3+} в As^{5+}) осаждая в виде труднорастворимых соединений (фосфатов, оксалатов, сульфидов) и связывая в хелатные комплексы, за счет продукции органических кислот и сидерофоров. Резистентность микроорганизмов к металлам может быть обусловлена внеклеточными веществами капсул и муцигеля (полисахаридами, гликопротеидами, липополисахаридами), соединениями, содержащими сульфгидрильные группы (тиогликолевая кислота, цистеин, глутатион, сероводород), и меланиновыми пигментами. Метилирование металлов микроорганизмов приводит к образованию часто более токсичных, но летучих соединений, которые легко удаляемы из среды.

Некоторые резистентные микроорганизмы способны аккумулировать тяжелые металлы в значительных количествах. Это происходит путем их быстрой адсорбции на поверхности клеточной стенки из-за наличия карбоксильных, фосфатных и других металлсвязывающих групп и более медленного поглощения за счет активного транспорта и диффузии внутрь клетки. Концентрироваться металлы могут в клеточной стенке, внешних и внутренних мембранах митохондрий, оболочке ядра, цитоплазме.

В последние три десятилетия убедительно показано, что при загрязнении почв тяжелыми металлами снижаются численность колониобразующих единиц (КОЕ) микроорганизмов (клеточных и мицелиальных бактерий и грибов), биомасса, качественное разнообразие микроорганизмов, популяционная плотность отдельных видов и физиологических групп микроорганизмов (целлюлозолитиков, нитрификаторов, азотфиксаторов), подавляется интенсивность разрушения растительных остатков и трансформации азота (азотфиксации, денитрификации, нитрификации, аммонификации), активность почвенных ферментов.

Картина воздействия тяжелых металлов на комплекс почвенных микроорганизмов представляется следующей. В почвах, где содержание тяжелых металлов превышает фоновое в несколько (до 5-10) раз, изменения в запасах биомассы, активности микробиологических процессов в видовой структуре микробных сообществ четко не выражены. Можно обнаружить как некоторое снижение, так и стимуляцию интенсивности биохимических процессов и повышение численности КОЕ микроорганизмов. Диапазон этих изменений, как правило, не превышает их варьирование в почвах под влиянием естественных экологических факторов. Дальнейшее повышение содержания тяжелых металлов приводит к достоверному снижению активности многих микробиологических процессов (азотфиксации, нитрификации, денитрификации, дыхания), разложения различных органических соединений и ферментативной активности почв. Начинает меняться видовая структура активно-функционирующих микробных сообществ. Высокую чувствительность к загрязнению почвы тяжелыми металлами проявляют часто актиномицеты, олиготрофные микроорганизмы, азотбактер и липомицеты. Возрастает доля закиси азота, одного из парниковых газов, среди продуктов восстановления нитратов у денитрификаторов.

При контаминации металлами на два порядка выше фонового происходит нарастание негативных изменений в функционировании и структуре микробного комплекса почв. Снижаются запасы микробной биомассы, дыхание почвы, резко сокращается спектр утилизируемых микроорганизмами субстратов, упрощается структура комплексов бактерий, актиномицетов, грибов и микробных сообществ, возрастает количество пигментированных форм, и преимущественное развитие часто получают токсинообразующие виды. Отмечается усиление фитотоксической активности у микромицетов, изолированных из загрязненных тяжелыми металлами (свинцом) почв в сравнении со штаммами, выделенными из контрольной почвы.

При содержании тяжелых металлов на три порядка выше по сравнению с фоном ингибируются развитие типичных для этой почвы микроорганизмов и активность многих биологических процессов. Функционировать в почвах способно только ограниченное число микроорганизмов, резистентных к данному поллютанту. Среди микроорганизмов повышенную устойчивость к тяжелым металлам наиболее часто наблюдали у грамм-положительных бактерий (ба-

цилл) и микроскопических грибов. Более высокие концентрации тяжелых металлов приводят к полной блокировке микробиологической активности почв и гибели микроорганизмов. Следует отметить, что верхние пороговые концентрации металлов, подавляющие рост микроорганизмов в почве, во много раз выше, чем на питательных средах. Тяжелые металлы проявляют мутагенную активность в отношении микроорганизмов в почве. Уровень их активности при этом ниже, чем в случае с микроорганизмами, растущими на питательных средах.

В заключении отметим, что почва является универсальным нейтрализатором химических загрязняющих веществ самой различной природы. Но защитная, или протекторная роль почвы не безгранична. При глубоком нарушении биоценологических связей, существенных и длительных отклонениях от нормы физических, химических и биологических свойств почва теряет способность к самовосстановлению, что в значительной мере ослабляет ее протекторные функции. При кратковременных или сравнительно длительных, но не очень глубоких отклонениях свойств от нормы почва, как и любая другая природная система не теряет способности к относительно быстрому самовосстановлению. Поэтому организация четкого контроля за уровнями показателей химического состояния почв, физических и биологических свойств является задачей первостепенной важности при решении вопросов охраны почв. К сожалению, несмотря на многолетние исследования, до сих пор отсутствует четкая система показателей, позволяющая характеризовать пределы устойчивости почв к различным химическим загрязняющим веществам (тяжелым металлам, нефтепродуктам, пестицидам, ПАУ и др.). Влияние токсикантов на различные свойства почв, на процессы гумусообразования изучены недостаточно. Ответные реакции почв могут варьировать в широких пределах в зависимости от свойств токсикантов, почвенно-климатических особенностей, гумусного состояния почв, особенностей почвенной биоты, конкретной экологической обстановки, агротехнических и мелиоративных приемов.

5.5. Радиоактивное загрязнение и деградация почв

С началом развития атомной энергетики и массового испытания ядерного оружия в атмосфере (50-60 гг. XX в.) особую актуальность приобрела проблема радиоактивного загрязнения. Под радио-

активным загрязнением почв понимается увеличение концентрации радиоактивных веществ в почвенной толще вследствие антропогенно и техногенной деятельности.

В отличие от химического радиоактивное загрязнение не оказывает токсического действия на объекты живой природы; оно не вызывает никаких существенных изменений свойств почв, в частности pH, емкости ППК, уровня минерального питания и т. п. В связи с тем, что массовая концентрация радионуклидов в почве чрезвычайно мала, пороговый эффект их накопления в растениях отсутствует. Исключением являются тяжелые естественные радионуклиды урано-ториевого ряда, для которых характерен пороговый эффект. В зависимости от состава и свойств почв пороговые концентрации урана колеблются в интервале $n \cdot 10^{-3} - n \cdot 10^{-2}$ г/г. За пределами этих величин дальнейший рост концентрации урана и тория в почвах приводит к уменьшению коэффициентов их биологического накопления.

Негативными последствиями радиоактивного загрязнения являются:

- прямое воздействие ионизирующего излучения на компоненты почвенно-растительного покрова, животных и человека;
- ограничение возможности использования загрязненных почв в народнохозяйственной деятельности, поскольку получаемая с таких земель продукция, как правило, имеет высокие превышающие допустимые уровни концентрации радионуклидов.

Таким образом, очевидно, что основным лимитирующим фактором при радиоактивном загрязнении почв являются дозовые нагрузки на объекты живой природы, которые складываются из внешнего и внутреннего облучения. Внешнее облучение происходит непосредственно от источника излучения (в данном случае - почвы); внутреннее облучение - вследствие потребления загрязненной радионуклидами продукции, получаемой на данных территориях, а также при вдыхании пылеватых частиц, обогащенных радиоактивными элементами (ингаляционным путем).

При поступлении в биосферу больших количеств радиоактивных веществ возможно формирование дозовых нагрузок на биоту, приводящих к радиационному поражению природных и агроэкосистем. Однако следует отметить, что существенное радиационное поражение биоты в естественных условиях, включая полную гибель

популяций и биогеоценозов, происходит при достаточно высоких плотностях загрязнения (более 1000 Ки/км²). Такие плотности загрязнения, как правило, фиксируются в пределах локальных территорий, расположенных в непосредственной близости от источника выброса. На большей части загрязненной территории основным лимитирующим фактором является превышение дозы внешнего и внутреннего облучения человека.

Таким образом, ареал радиационного поражения биоты на различных уровнях (популяционном, экосистемном) при радиоактивном загрязнении значительно меньше, чем зона, где проживание человека и ведение сельскохозяйственной деятельности невозможно [7].

Радиоактивное загрязнение почв обуславливают две большие группы радионуклидов: естественные (или природные) и искусственные (или техногенные). Концентрация естественных радионуклидов в почвах существенно увеличивается за счет технологических процессов, связанных с добычей, переработкой и складированием природного сырья, производством и внесением удобрений, сжигания угля на тепловых и электростанциях и т. п.

Добыча и переработка урана. Содержание урана в промышленных урансодержащих рудах составляет в среднем 0.1 -0.2%, в разработанных месторождениях на территории СНГ - 0.05-0.1%, то есть более 99.9% составляют радиоактивные отходы. Результатом этого является поступление и концентрирование на земной поверхности огромного количества радионуклидов.

Источниками загрязнения территории радиоактивными элементами на этапах добычи урана являются:

- карьеры, шахты, хвостохранилища;
- выделение радиоактивных газов, в первую очередь, радона из руд и отходов;
- твердые рудные остатки, гидратные осадки и пульпы, которые образуют хвостохранилища;
- применение рудных пород в качестве местных строительных материалов, в частности при строительстве дорог;
- уровень излучения в некоторых районах, населенных пунктах, прилегающих к рудникам, достигает 500-700 мкР/ч, а на хвостохранилищах 400-1500 мкР/ч, что в 30-100 раз превышает фоновые значения.

Загрязнение почв естественными радионуклидами происходит также в процессе эксплуатации ТЭС, работающих на угле. При этом возможны следующие пути поступления радионуклидов в почву:

- аэрозольные выпадения;
- при утилизации золоотвалов.

По некоторым данным, за 20 лет работы ТЭС содержание радионуклидов в почве на прилегающей территории, радиусом 5-10 км, повышается в 1,5-3 раза по сравнению с фоновым. Использование шлаков золы для производства различных строительных материалов (цемента, кирпича, строительных блоков), а также в качестве удобрений приводит к значительному повышению концентрации радона в помещениях.

Загрязнение почв естественными радионуклидами отмечается при добыче нефти и газа. Источниками загрязнения в этом случае являются пластовые воды, в которых содержание изотопов Ra и Th в 100-1000 раз выше фоновых значений. Радиоактивность пластовых вод может вызывать загрязнение оборудования, скважин и почв вокруг этих скважин. При сбросе же пластовых вод могут создаваться прочные радиохимические аномалии.

Особенности поведения и распределения радионуклидов в почвах. Почвы являются одним из основных компонентов биосферы, где происходит локализация техногенных радионуклидов. Обладая ППК, они сорбируют радионуклиды и в последующем являются долговременным депозитарием радиоактивных выпадений. Поведение радионуклидов в почвах в значительной степени определяет поступление в растения и их миграцию по пищевым цепям. В свою очередь, поведение радионуклидов в почвах - очень сложный и неоднозначный процесс. Оно не одинаково и определяется целым комплексом факторов [136, 258].

- химической природой и химическими свойствами радиоактивных элементов;
- физико-химическими формами соединений радионуклидов в выпадениях;
- составом и свойствами почв;
- ландшафтными особенностями территории загрязнения;
- климатическими показателями.

Влияние химической природы и химических свойств радиоактивных элементов. В ряду биологически значимых искусственных радионуклидов поглощение одной и той же почвой возрастает в ряду: $^{106}\text{Ru} < ^{90}\text{Sr} < ^{144}\text{Ce} < ^{137}\text{Cs}$. Практически в этом же ряду нарастает и прочность связи радионуклидов с твердой фазой почв. По сравнению с неизотопными стабильными аналогами у радионуклидов прочность связи с твердой фазой почв выше: $\text{K} < \text{Rb} < ^{137}\text{Cs}$; $\text{Mg} < \text{Ca} < ^{90}\text{Sr}$.

Причиной этого являются различия в заряде, атомной массе, размерах атомов и гидратных оболочек этих катионов.

Механизм поглощения различных радионуклидов почвой не одинаков. Для изотопов стронция в наибольшей степени характерно поглощение по обменному типу. Для редко земельных радионуклидов таких, как ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr обменное поглощение имеет второстепенное значение. Они обычно образуют трудно растворимые гуматы, фосфаты, карбонаты, сульфаты, которые отличаются меньшей растворимостью, чем соответствующие соединения Ca. Вследствие этого данные радионуклиды могут легко замещать Ca в указанных соединениях. Для ^{137}Cs в наибольшей степени характерно необменное поглощение, которое, как правило, идет по типу изоморфного замещения калия радиоцезием в решетках глинистых минералов.

Нужно помнить, что по сравнению с изотопными и неизотопными аналогами радионуклиды находятся в почвах в ультра малых количествах.

Влияние физико-химических форм соединений радионуклидов в выпадениях. Радионуклиды поступают на поверхность почвы в составе аэрозолей, частиц диспергированного топлива, оплавленных частиц почвы, минералов, а также конструкционных материалов и т.п. Все это сказывается на растворимости радиоактивных выпадений. Максимальная доля растворимой фракции отмечается в составе глобальных выпадений, от 30 до 90% в зависимости от химической природы радионуклида. В ряду же радионуклидов она максимальна у ^{137}Cs и ^{90}Sr и минимальна у ^{144}Ce . В составе топливных частиц доля растворимой фракции не превышает единиц %, поэтому поведение радионуклидов в первые годы поступления их на поверхность почвы очень сильно отличается от поведения стабильных изотопов, и лишь со временем в процессе разрушения частиц и включения радионуклидов в биогеохимические

циклы они достигают состояния, близкого к состоянию изотопных аналогов, то есть на поведение радионуклидов большое влияние оказывает и фактор времени.

Период достижения так называемого динамического квазиравновесия нарастает по мере снижения растворимости радиоактивных выпадений.

Плутоний в почве малоподвижен, даже в тех случаях, когда поступает туда в форме растворимых соединений. Его поведение определяется, в основном, гидролизом. Почти весь способный к миграции плутоний в почве находится в форме гидрооксидов. Считается, что доступный для растений плутоний может также находиться в форме бикарбонатных и карбонатных комплексов и органических соединений. Реакция гидролиза определяет поведение и других трансурановых элементов: Am, Cm, Np. Однако по отношению к плутонию гидрооксиды этих элементов более подвижны и доступны для растений. Это определяет их большую экологическую опасность по сравнению с плутонием.

По прочности сорбции твердой фазой почв трансурановые элементы располагаются в ряд: Pu > Am > Cm >> Np.

Влияние состава и свойств почвы на поведение радионуклидов. В зависимости от этих факторов меняется механизм поглощения, прочность связи, миграционная подвижность и биологическая доступность радионуклидов для растений. Так, для одного и того же радионуклида поглощение почвой возрастает в ряду: подзолы > дерново-подзолистые песчаные > дерново-подзолистые суглинистые > серые лесные > черноземы. Такая последовательность обусловлена увеличением в данном ряду содержания илистой фракции и минералов группы монтмориллонита, а также образованием малорастворимых гуматов. Важное значение в поглощении радионуклидов имеет наличие и состав коллоидных пленок на почвенных структурных отдельностях. Поглощение радионуклидов почвой растет параллельно числу частиц, обогащенных оксидами Fe, Mn, Al и органическим веществом. С ними радионуклиды образуют малорастворимые соединения.

Существует прямая связь между миграционной подвижностью радионуклидов и содержанием растворимых органических веществ (РОВ). Основным механизмом в этом случае является образование органо-минеральных комплексов.

Поглощение радионуклидов существенно зависит и от других химических свойств почв. Например, подкисление среды приводит к усилению их миграционной подвижности. Большое влияние на поведение радионуклидов в почвах оказывает концентрация их изотопных и неизотопных аналогов. Причина заключается в том, что массовая концентрация радионуклидов чрезвычайно мала и их осаждение, миграция и поглощение протекают совместно с изотопными и неизотопными аналогами, выступающими в качестве носителей. На основе этого разработан ряд контрмер по снижению поступления радионуклидов в растения.

Таким образом, подвижность радионуклидов в почвенном блоке находится в зависимости от реакции среды, содержания пылеватых и илистых фракций, их минералогического состава, наличия геохимических барьеров в профиле почв и коррелирует с органической составляющей.

Перераспределение радионуклидов в почвах. Радиоактивные вещества, поступившие на поверхность Земли, в той или иной мере включаются в геохимические потоки и подвергаются процессам вторичного перераспределения в горизонтальном и вертикальном направлениях.

Горизонтальная миграция. При атмосферных радиоактивных выпадениях наиболее интенсивно процессы горизонтальной миграции радионуклидов происходят в начальный период после осаждения, когда частицы лежат на поверхности растений и почв. В этот период они легко смываются дождем и сдуваются ветром. В первые недели после выпадений наибольшее значение имеет эоловый перенос. Источником вторичного загрязнения являются только открытые участки поверхности почв, в особенности песчаных, а также лесные массивы, в древесном ярусе которых аккумулируется до 90% радиоактивных выпадений [258]. Миграция радионуклидов с поверхностным стоком более вероятна при выпадениях в зимне-весенний период и на территориях с выраженным рельефом и сформированным снежным покровом.

Важной геохимической проблемой, значение которой нарастает со временем, является горизонтальная миграция радионуклидов из мест захоронения растворенных органических веществ, отвалов и хвостохранилищ отходов. Наиболее интенсивно ветровая и

водная эрозия происходят на хвостохранилищах, в особенности при отсутствии дезактивирующего покрытия.

Вертикальная миграция. Вертикальное перераспределение радионуклидов во всех почвах, в том числе и песчаных, идет очень медленно с линейной скоростью от десятых долей до 1-2-х см в год. То есть почвенный покров является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов. Как показано результатами исследований на территории загрязнения Кыштымской и Чернобыльской аварий, основная часть радионуклидов в течение длительного времени остается в пределах 10-см толщи, а в лесных почвах при наличии подстилки - радионуклиды аккумулируются в ней и в верхнем 1-2 см подстилочном слое [79, 258]. Выраженность барьерных функций почв меняется в зависимости от их состава и свойств, а также особенностей строения почвенного профиля. По интенсивности миграции радионуклидов почвы располагаются в следующий убывающий ряд: гидроморфные лесные БГЦ > пойменные аллювиальные луговые БГЦ > автоморфные лесные БГЦ > автоморфные залежные.

В целом процессами, обуславливающими вертикальную миграцию радионуклидов, являются:

- диффузия свободных и сорбированных ионов;
- конвективный перенос с током влаги;
- перенос корневыми системами растений;
- перенос с коллоидными частицами;
- влияние роющей деятельности почвенной мезофауны;
- влияние хозяйственной деятельности человека.

Влияние перечисленных факторов на миграцию радионуклидов не равнозначно. Оно меняется в зависимости от времени после выпадений, почвенно-климатических и биоценологических факторов.

ГЛАВА VI. ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ СТРОИТЕЛЬСТВЕ НЕФТЯНЫХ СКВАЖИН

6.1. Источники, причины и характер загрязнения природной среды при бурении скважин

Сооружение скважин характеризуется рядом специфических особенностей, которые и определяют характер и объемы техногенных нарушений и загрязнения объектов окружающей природной среды. Для разработки природоохранных мероприятий, исключающих негативное влияние процессов строительства скважин на объекты природной среды, необходимо знание в первую очередь источников нарушения и загрязнения компонентов окружающей среды.

Под источником нарушения и загрязнения понимаются технологические процессы, воздействующие на природную среду при строительстве скважины. Для выявления активного источника нарушения необходимо весь технологический процесс рассматривать как состоящий из отдельных операций. Задача состоит в том, чтобы в каждом технологическом процессе найти операции, которые приводят к данной форме нарушений.

Источником геомеханических нарушений являются следующие технологические процессы:

- снятие и складирование плодородного слоя земли при подготовке территории буровой;

- устройство насыпной площадки под буровую при кустовом строительстве скважин;

- устройство земляных котлованов (шламовых амбаров) для сбора и хранения производственно-технологических отходов бурения;

- сооружение технологических площадок под оборудование буровой;

 - засыпка земляных шламовых амбаров при их ликвидации;

 - техническая рекультивация территории буровой.

Основными качественными характеристиками источников геомеханических нарушений считаются следующие: подвижность или стационарность; прерывность, периодичность или постоянность; расположение относительно дневной поверхности;

способ образования выемок (котлованов) или насыпей (механический, гидравлический и т.д.); направление перемещений потоков грунта.

Основные количественные характеристики источников геомеханических нарушений при строительстве скважин следующие:

скорость фронта работ (часовая, суточная, месячная); площадь фронта работ; глубина или высота работ от поверхности; мощность вынимаемого грунта, толщина нарушаемого слоя почвогрунта, высота насыпки кустовой площадки; площадь территории буровой; дренируемость почвогрунта и т.д.

Очевидно, что каждому источнику геомеханических нарушений присущи особые качественные и количественные характеристики.

Источниками гидрологических и гидрогеологических нарушений являются технологические процессы, связанные с бурением скважин. Большинство гидрологических нарушений связано с подготовительными работами, но зачастую они приурочиваются к бурению верхних водоносных горизонтов геологического разреза.

Гидрогеологические нарушения связаны непосредственно с процессом углубления скважины и выражаются в поступлении в водоносные горизонты загрязнителей (поглощения буровых растворов) или водопроявлениях, что приводит к изменению гидрогеологического режима естественного функционирования водоносного комплекса.

Основными качественными характеристиками источников гидрогеологических нарушений являются подвижность или стационарность; периодичность или постоянство действия; месторасположение и т.д.

Источниками биоморфологических нарушений являются следующие процессы:

расчистка территории под буровую площадку; снятие и складирование плодородного слоя почвы; сооружение буровой и прокладка технологических коммуникаций, необходимых для бурения скважины.

Качественные характеристики источников нарушений помогают создать общую ситуационную картину на территории буровой в пределах отводимого земельного участка и являются,

наряду с количественными, важными компонентами оценки экологичности деятельности бурового предприятия.

Процесс бурения сопровождается применением материалов и химреагентов различной степени опасности, значительными объемами водопотребления и образования производственно-технологических отходов, представляющих определенную опасность для флоры и фауны [25]. Основными объектами загрязнения при бурении скважин являются геологическая среда (подземные воды) и гидро- и литосфера (открытые водоемы, почвенно-растительный покров). Они загрязняются в результате несовершенства и несоответствия отдельных технологических процессов требованиям охраны окружающей среды, а также из-за попадания в них материалов, нефтепродуктов, химреагентов и производственно-технологических отходов бурения, представленных буровыми сточными водами, отработанным буровым раствором (ОБР) и буровым шламом (БШ). Наиболее ощутимы отрицательные последствия загрязнения почв, поверхностных и подземных вод.

Источники загрязнения при бурении скважин условно можно разделить на постоянные и временные.

К первым относятся фильтрация и утечки жидких отходов бурения из накопительных котлованов, сооружаемых в минеральном грунте (шламовых амбаров). Ко второй группе следует отнести источники временного действия - поглощение бурового раствора при бурении; выбросы пластового флюида на дневную поверхность; нарушение герметичности зацементированного заколонного пространства, приводящее к межпластовым перетокам и заколонным проявлениям; затопление территории буровой вследствие паводка в период весеннего половодья или интенсивного таяния снегов и разлив при этом содержимого шламовых амбаров. Общим для них является то, что они носят вероятностный характер, а их последствия трудно предсказуемы.

Систематизация источников загрязнения объектов окружающей природной среды показана на рис. 5.

Наибольшую опасность для объектов природной среды представляют производственно-технологические отходы бурения, которые накапливаются и хранятся непосредственно на территории буровой, как правило, в земляных амбарах (котлова-

нах-отстойниках), устраиваемых в минеральном или насыпном грунте.

Отходы в своем составе содержат широкий спектр загрязнителей минеральной и органической природы, представленных материалами и химреагентами, используемыми для приготовления и обработки буровых растворов [250].

Соотношение отходов бурения каждого вида в общем объеме загрязнений различно и определяется прежде всего используемой технологией бурения, а также загрязняющими свойствами привнесенных в них материалов и химреагентов.

Наибольший объем среди отходов бурения составляют буровые сточные воды [25]. Это связано с тем, что строительство скважин сопровождается потреблением значительных объемов природной воды и образованием загрязненных стоков в виде БСВ. Суточная потребность буровой в технической воде колеблется в широких пределах от 25 — 30 до 100 — 120 м³ и зависит как от природно-климатических условий и геолого-технических особенностей проводки скважин, так и от организации системы водоснабжения [164].

При бурении скважин в подавляющем большинстве случаев применяется прямоточная система водоснабжения, а источниками водообеспечения служат открытые водоемы (озера, реки, ручьи), артезианские скважины и водопроводная сеть. Водопотребление регламентируется индивидуальными технологическими нормами водопотребления, закладываемыми в проекты на строительство скважин. Такие технологические нормы в настоящее время разработаны практически для каждого региона. В них находят отражение все факторы, учитывающие особенности технологии бурения, источники водоснабжения и т.п.

Объем образующихся буровых сточных вод определяется множеством факторов. Из них наибольшее значение имеют глубина скважин, продолжительность бурения и удельный вес затрат времени на ликвидацию осложнений и аварий. Значительное влияние на объемы БСВ оказывает также и система водоснабжения. Чем больше используется оборотной воды на технологические нужды, тем меньше объемы сточных вод; но в то же время степень загрязненности их выше.

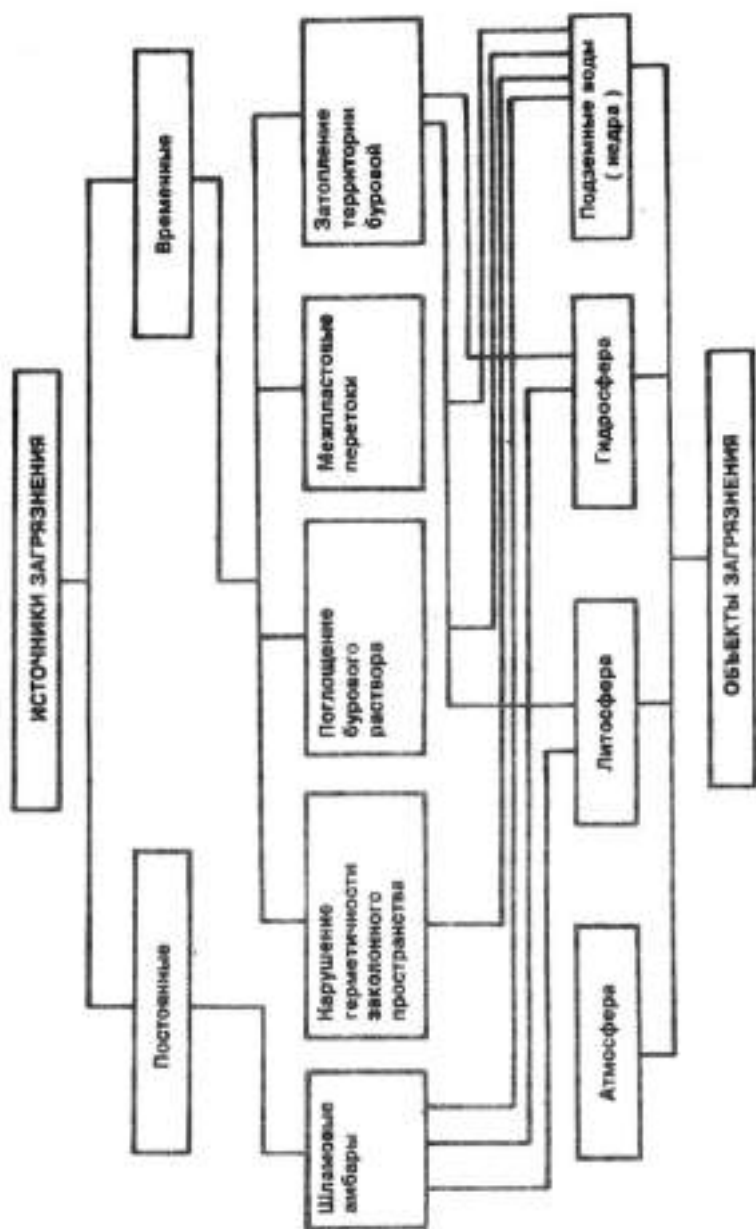


Рис. 5. Систематизация источников загрязнения природной среды при бурении скважин

По условиям образования БСВ можно разделить на три категории: производственные сточные воды, хозяйственнобытовые и атмосферные.

Производственные сточные воды формируются в процессе выполнения различных технологических операций, работы механизмов, оборудования и устройств.

Хозяйственно-бытовые сточные воды на буровых предприятиях образуются в результате деятельности пунктов питания, объектов культурно-бытового и санитарно-гигиенического назначения. По своему объему они составляют незначительную часть общего количества образующейся БСВ.

Образование атмосферных сточных вод связано с атмосферными осадками. Их объемы в значительной мере зависят от природно-климатических условий, а также от длительности процесса строительства скважин и могут достигать в среднем 1,5 — 8 % от общего объема БСВ.

В процессе бурения скважин формирующиеся сточные воды загрязняются буровым раствором и его компонентами, выбуренной породой, химреагентами, нефтью и нефтепродуктами, в том числе и горючесмазочными материалами (которые попадают в БСВ в местах, где производятся технологические операции с этими компонентами и где возможны их потери).

Основными точками водопользования и водоотведения на буровой являются насосная группа, дизельный блок, рабочая площадка буровой вышки, блок очистки буровых растворов, узел приготовления и утяжеления растворов, циркуляционная система, блок химреагентов, блок емкостей с запасным буровым раствором.

Указанные места являются источниками образования и загрязнения БСВ. Как свидетельствует промысловый опыт, наибольший объем БСВ образуется при охлаждении штоков шламовых насосов, мытье рабочей площадки буровой вышки, очистке буровых растворов от выбуренной породы на очистных сооружениях и зачистке емкостей циркуляционной системы от осадка бурового раствора.

Известно, что любая технологическая схема очистки сточных вод предусматривает системы сбора и накопления стоков, которые должны обеспечить быстрое удаление и сбор сточных вод с производственно-технологических площадок и канализацию их к местам накопления и хранения. На бурящихся скважинах сбор производственных и атмосферных сточных вод осуществляется, как правило, самотеком по водо-

водным каналам, устроенным либо в минеральном грунте, либо представляющих собой металлические или железобетонные желоба. Поступление БСВ из одного котлована (амбара) в другой осуществляется естественным перетоком или с помощью перекачивающих устройств.

Для сбора БСВ в зависимости от глубины скважины и продолжительности строительства на ее территории сооружают водяные амбары. Такие амбары в подавляющем большинстве случаев сооружают в минеральном фундаменте с соблюдением соответствующих требований гидроизоляции. Но, несмотря на это, такие амбары представляют собой серьезный источник загрязнения природной среды вследствие высокой подвижности и хорошей аккумулялирующей способности сточных вод к загрязнителям.

В целом же применяемая технология бурения ориентирована на использование для технологических нужд строительства скважин чистой природной воды и связана с образованием загрязненных стоков.

Одними из опасных видов отходов бурения считаются отработанный буровой раствор и буровой шлам или выбуренная порода [123].

Основным типом промывочных жидкостей, применяемых при бурении скважин, являются глинистые буровые растворы на водной основе, которые готовятся, как правило, из глинопорошка. В некоторых случаях они получаются в результате наработки при разбурировании хорошо диспергирующихся глинистых пород, слагающих проходимый разрез. Для регулирования реологических, фильтрационных и структурно-механических свойств буровых растворов используется набор специальных химреагентов. В качестве профилактической противоприхватной добавки большое распространение получила нефть.

Следует отметить, что объемы образования отходов указанных видов зависят от многих факторов и нигде не регламентируются. Знание же объемов отходов бурения, наряду с оценкой уровня и характера их загрязненности, необходимо для правильного понимания механизма воздействия на объекты природной среды и выбора необходимого комплекса природоохранных мер. Известные методики оценки объемов бурового шлама и бурового раствора, уходящего в отходы, весьма упрощены и поэтому недостаточно точны, вследствие чего достоверность получаемых расчетных данных крайне невысока.

Наиболее приемлемой для практических целей по точности и достоверности результатов является методика, базирующаяся на учете всех факторов, оказывающих влияние на объемы образующихся отхо-

дов бурения. Исходной информацией для расчетов объемов бурового шлама (БШ) и отработанного бурового раствора (ОБР) служат геологический наряд, режимно-технологическая карта и регламенты на буровые растворы.

Схемой расчета предусматривается определение объемов ОБР и БШ по интервалам бурения, заданных конструкцией скважины или типом бурового раствора.

Общий объем ОБР ($V_{ОБР}$), уходящего в отходы после окончания строительства скважины, складывается из избыточных объемов, образующихся после бурения каждого интервала ($V_{ОБРi}$), в том числе объемов раствора, сбрасываемых в шламовый амбар при смене типа и системы обработки промывочных жидкостей, и объемов, необходимых для освоения скважины ($V_{ОСВ}$):

$$V_{ОБР} = \sum_{i=1}^n V_{ОБРi} + V_{ОСВ}^* \quad (1)$$

При этом основными причинами образования и накопления избыточных объемов раствора являются:

наработка раствора при разбуривании интервалов, сложенных глинистыми породами;

замена одного типа раствора на другой;

замена бурового раствора, используемого для бурения под эксплуатационную колонну, на раствор другого типа при освоении скважины;

проведение ряда дополнительных технологических операций, не предусмотренных проектом на бурение скважины (например, ликвидация осложнений).

Объем бурового раствора, необходимого для освоения скважины (объекта), определяется по эмпирической формуле

$$V_{ОСВ} = 1,5 V_{СКВ'} \quad (2)$$

где $V_{СКВ'}$ - объем ствола скважины на конец бурения i -го интервала.

Объем ствола скважины рассчитывается по формуле

$$V_{СКВ} = 0,785 \sum_{i=1}^m L_{ki} D_{Bi}^2 + 0,785 (\alpha D_H)^2 L_i \quad (3)$$

где L_{ki} — длина обсадной колонны в обсаженной части ствола, в котором осуществляется циркуляция бурового раствора; D_{Bi} —

внутренний диаметр обсадной колонны, спускаемой для крепления i -го интервала; α — средний коэффициент кавернозности в интервале бурения; D_H — диаметр долота в интервале бурения; L_i — интервал бурения.

Объем *ОБР*, уходящего в отходы после окончания бурения конкретного интервала (V_{OBRi}), представляет собой объем бурового раствора, подлежащего утилизации или захоронению после окончания бурения i -го интервала (V_{yi}), за вычетом объема раствора, повторно используемого при бурении последующих интервалов ($V_{ПИi}$), т.е.

$$V_{OBRi} = V_i - V_{ПИi}. \quad (4)$$

Объем бурового раствора

$$V_{yi} = V_{\text{opi}} - (V_{\text{phi}} + V_{\text{цemi}} + V_{\text{noi}}) \quad (5)$$

где V_{opi} , — объем бурового раствора, применявшегося в процессе бурения i -го интервала; V_{phi} — потери раствора на фильтрацию и нормообразование при бурении в i -м интервале; $V_{\text{цemi}}$ — объем бурового раствора, остающегося в заколонном пространстве скважины после крепления в i -м интервале; V_{noi} — потери бурового раствора при его очистке на очистных устройствах.

Объем повторно используемого бурового раствора при проходке последующих интервалов

$$V_{\text{ни}} = \frac{V_{yi}}{100} \beta, \quad (6)$$

где β — процент повторно используемого бурового раствора для бурения последующих интервалов (устанавливается эмпирическим путем на основе проектно-планового задания).

Объем повторно используемого раствора в каждом конкретном случае устанавливается по фактическим данным с учетом накопленного опыта бурения и геолого-технических условий проводки скважин.

Расчет объема бурового раствора, применявшегося в процессе бурения i -го интервала, производится по формуле

$$V_{\text{opi}} = V_{\text{ни}} + V_{\text{Hi}}, \quad (7)$$

где V_{ni} — потребный объем для бурения i -го интервала; V_{Hi} — объем бурового раствора, нарабатываемого в процессе разбуривания глинистых пород в i -м интервале.

Значение V_{ni} определяется расчетным путем по формуле

$$V_{ni} = V_{CKB} + V_{noi} + V_{\phi i} + V_{цир}, \quad (8)$$

где $V_{цир}$ — объем раствора в циркуляционной системе буровой установки (определяется в зависимости от типа буровых установок).

Объем нарабатываемого раствора определяется по эмпирической формуле

$$V_{Hi} = \sum_{i=1}^n \left[(1 - \varepsilon) M \frac{Ka(1 + bt_i)\rho_{pi}}{0,01P\rho_{ni}} \right], \quad (9)$$

где n — количество разбуриваемых глинистых пластов в интервале бурения; ε - степень очистки бурового раствора от породы на очистных устройствах; M - масса выбуренной глинистой породы при разбуривании i -го интервала; K - коэффициент коллоидальности разбуриваемых пород; a - коэффициент, характеризующий влияние обработки бурового раствора на изменение коллоидальности глинистых пород; b - коэффициент, характеризующий интенсивность изменения коллоидальности твердой фазы бурового раствора в результате действия забойной температуры; t_i - температура в i -м интервале скважины в статических условиях; ρ_{pi} - плотность бурового раствора; ρ_{ni} - средняя плотность глинистой породы в интервале бурения; P - безразмерный показатель коллоидальности дисперсной фазы.

При этом показатели M , t_i , ρ_{pi} , ρ_{ni} определяются известными методами. Значение показателя ε принимается следующим: для вибросита СВ-2, СВ-2Б 0,10; для песко-отделителя 0,20; для илоотделителя 0,35; для вибросита СВ-1 0,20 - 0,25.

Коэффициент коллоидальности K определяется аналитическим или графическим способом. Значения показателей a и P приведены в табл. 27: значение коэффициента b принимается равным 0,00072 при температуре в скважине $t < 130^\circ\text{C}$, 0,00267 при $t = 130 \div 160^\circ\text{C}$ и 0,00300 при $t > 160^\circ\text{C}$.

Таблица 27

Влияние системы обработки бурового раствора на коэффициент a и показатель коллоидно-химического равновесия P

Основные системы обработки бурового раствора (по преимущественному химическому реагенту)	a	P
УЩР	1,20	4,5-5,0
УЩР + хромпик	0,85	4,5-5,0
УЩР + окзил + ССБ(КССБ) + хромпик	0,80	4,0-4,5
УЩР + окзил + КИЦ + хромпик	0,76	3,0-3,6
УЩР + известь + хромпик	0,75	3,0-3,5
Гипс + окзил	0,65	3,0-3,5
Гипс + известь + окзил	0,57	3,0
КМЦ	0,82	4,0
КМЦ + акриловые реагенты + NaCl(KCl)	0,50	2,3-2,7
КМЦ + NaCl(KCl)	0,80	3,8-4,2
Na ₂ SiO ₃ + КССБ(ССБ)	0,50	3,0
Глинистая суспензия (глина - вода)	1,0	3,3-3,6

Потери на фильтрацию и коркообразование при бурении в i -м интервале определяются по выражению

$$V_{\phi i} = \frac{2,51}{\rho_{pi}} \left(\alpha D_H - \frac{h_i}{2} \right) L_i, \quad (10)$$

где h_i — толщина глинистой корки на проницаемых пластах ствола скважины.

Объем бурового раствора, остающегося в заколонном пространстве скважины после крепления в i -м интервале, рассчитывается по формуле

$$V_{\text{цел}i} = 0,785 \left[(\alpha D_H)^2 - D_K^2 (L_i - H_i) \right] + 0,785 \sum_{i=1}^m (D_{Bi}^2 - D_K^2) \cdot (L_i - H_i), \quad (11)$$

где D_K — наружный диаметр спускаемой обсадной колонны для крепления i -го интервала; H_i — проектная высота подъема тампонажного раствора в заколонном пространстве скважины при креплении i -го интервала; m — количество обсадных колонн различных диаметров в закрепленной части ствола, в котором осуществляется циркуляция бурового раствора.

Потери бурового раствора при его очистке на очистных системах

$$V_{noi} = V'_{noi} + V''_{noi} + V'''_{noi}, \quad (12)$$

где $V'_{noi}, V''_{noi}, V'''_{noi}$ соответственно потери бурового раствора при его очистке на вибросите, пескоотделители и илоотделители.

Расчет потерь на каждом очистном устройстве производится по эмпирическим зависимостям:

$$V'_{noi} = 1,3V_{npi} \varepsilon ; \quad (13)$$

$$V''_{noi} = 1,92V_{npi} \varepsilon ; \quad (14)$$

$$V'''_{noi} = 3,0V_{npi} \varepsilon . \quad (15)$$

Объем выбуренной породы определяется по формуле

$$V_{npi} = 0,785(\alpha_i D_H)^2, \quad (16)$$

где V_{npi} - объем выбуренной породы в i -м интервале.

Объем раствора, применяемого для проходки данного интервала, складывается из объема раствора, определяемого в соответствии с требованиями правил безопасного ведения буровых работ, потерь на фильтрацию, на очистных сооружениях и объемов наработки за счет перехода в раствор части выбуренной глинистой породы.

На наработку раствора оказывают влияние ряд факторов, главными из которых являются коллоидальность глинистых пород и влияние на эти свойства температуры и системы обработки буровых растворов. При этом расчет объема нарабатываемого бурового раствора производится по формуле И.Н. Резниченко, приведенной в работе [192].

Значительную трудность представляет определение коэффициента коллоидальности глинистых, порол, слагающих стенки скважины. Известный метод [192] широкого распространения в промысловой практике не получил из-за сложности процедуры специальной подготовки образцов и выполнения анализа. Более доступным и информативным является графоаналитический метод определения коэффициента коллоидальности глинистых пород. Он заключается в определении указанного показателя по плотности пород.

Разработанный метод базируется на существовании функциональной зависимости обменной емкости пород в условиях естественного залегания от их пористости или плотности, а также от коллоидальности глинистой составляющей. Ранее показано,

что обменная емкость однозначно определяется пористостью пород и рассчитывается по формуле:

$$Q = \frac{100K_{\Pi}}{0,835(1 - K_{\Pi})}, \quad (17)$$

где Q — обменная емкость пород, мг-экв/100 г; K_{Π} - коэффициент пористости.

С учетом зависимости коэффициента пористости от плотности пород

$$K_{\Pi} = 1 - 0,370\rho_{\Pi}, \quad (18)$$

формула (17) принимает вид

$$Q = \frac{100}{0,31\rho_{\Pi}} - 120, \quad (19)$$

где ρ_{Π} — плотность глинистых пород, г/см³.

В то же время зависимость обменной емкости пород от коэффициента коллоидальности весьма корректно описывается уравнением [2]

$$Q = 0,19 + 111,41K. \quad (20)$$

Регрессивные уравнения (17) и (20) получены путем обработки экспериментальных данных, при этом мера идентичности составила 0,99 при средней относительной ошибке ± 6 %. Совместное решение уравнений (19) и (20) относительно K приводит к выражению

$$K = \frac{2,9}{\rho_{\Pi}} - 1,08, \quad (21)$$

т.е. коэффициент коллоидальности глинистых пород в условиях естественного залегания однозначно определяется плотностью пород. Определение плотности пород в условиях естественного залегания не представляет трудности и осуществляется известными методами.

Для удобства практического использования полученной зависимости построена номограмма (рис. 6). Пользуясь зависимостью (21) или номограммой, легко определить коэффициент K .

Предложенный экспресс-метод обеспечивает оперативность определения коллоидальности разбуриваемых глинистых пород с достаточной для инженерной практики точностью, отличается простотой и удобством пользования.

В зависимостях по определению объемов раствора, необходимого для проходки и нарабатываемого в процессе бурения, учитывается достигнутый уровень научных знаний в области определения геометрических размеров ствола скважины и плотности разбуриваемых глинистых пород, взаимодействия буровых растворов с разбуриваемой породой в скважинных условиях и совершенство технических средств очистки буровых растворов.

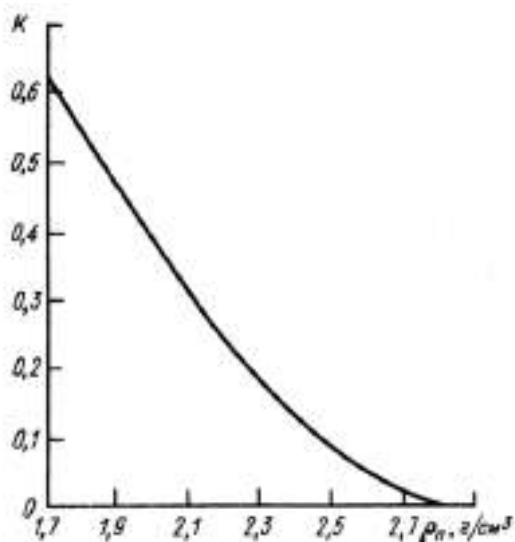


Рис. 6. Зависимость коэффициента коллоидальности глинистых пород K от их плотности $\rho_{п}$

Объем бурового раствора, необходимого для освоения скважины, принимается исходя из промыслового опыта, равным полуторному объему ствола скважины (2).

Объем отходов, образующихся после проведения дополнительных технологических операций, связанных с ликвидацией осложнений и аварий, рассчитывают в соответствии с действующими нормативно-техническими и руководящими документами, регламентирующими такие работы.

Объем бурового шлама рассчитывается по формулам

$$V_{ш} = V'_{ш} + V''_{ш} + V'''_{ш} , \quad (22)$$

где $V'_{III}, V''_{III}, V'''_{III}$ — соответственно объем шлама, образующегося на вибросите, пескоотделители и илоотделители

$$V'_{III} = 2,3V_{III} ; \quad (23)$$

$$V''_{III} = 2,9V_{III} ; \quad (24)$$

$$V'''_{III} = 4,0V_{III} ; \quad (25)$$

Объемы загрязнения природной среды определяются, в первую очередь, совершенством технологии строительства скважин, характеризующейся надежностью мест локализации отходов бурения. Принятая в настоящее время технология строительства скважин ориентирована на использование земляных котлованов для сбора и хранения отходов бурения, которые сооружаются в минеральном грунте непосредственно на территории участка, отводимого под буровую. Такие амбары подлежат ликвидации после окончания строительства скважин. Однако из-за несовершенства технологии их ликвидации не всегда удается своевременно и качественно проводить такие работы. Поэтому основными источниками загрязнения природной среды при бурении скважин являются шламовые амбары. При этом основными путями проникновения отходов бурения в объекты гидро- и литосферы являются фильтрация в почвогрунты и утечки при нарушении обваловок и стенок амбаров, а также при паводках в период дождей и интенсивного таяния снегов.

Несвоевременно ликвидированные шламовые амбары являются постоянно действующим фактором загрязнения природной среды. Выполненные расчеты, базирующиеся на данных официальной статистической отчетности, показали, что из-за несвоевременной ликвидации шламовых амбаров в объекты окружающей среды ежегодно попадает до 6,5 % их содержимого. Если учесть, что наиболее подвижными отходами являются жидкие отходы (БСВ и ОБР), которые аккумулируют в себе основной объем загрязнителей (нефть, нефтепродукты, органические химреагенты и растворимые минеральные соли), то они главным образом и попадают в объекты природной среды.

Таким образом, анализ источников и причин загрязнения природной среды при строительстве скважин свидетельствует о том, что основным загрязняющим фактором являются производственно-технологические отходы бурения, а главным источником

— шламовые амбары, которые, к тому же, своевременно не ликвидируются.

Характер загрязнения природной среды

Как показывает практика, формирующиеся сточные воды загрязняются буровым раствором и его компонентами, выбуренной породой, химреагентами, нефтью и нефтепродуктами, в том числе и горюче-смазочными материалами (ГСМ), которые попадают в БСВ в местах, где производятся технологические операции с этими веществами и где возможны их потери. Основными загрязнителями сточных вод являются взвешенные вещества, нефть и нефтепродукты, органические соединения, растворимые минеральные соли, а также различные примеси. Количественное соотношение между минеральными и органическими загрязнителями БСВ может изменяться в широких пределах. Оно зависит от различных причин, таких как специфика обработки буровых растворов, система водопотребления, продолжительность строительства скважин и др. Загрязняющие свойства отработанных буровых растворов определяются, как правило, применяемыми химреагентами и материалами, а также составом разбуриваемых пород. Указанные отходы сильно загрязнены нефтью и нефтепродуктами, содержат в своем составе значительное количество органики и минеральных солей, в том числе вредных и токсичных для водоемов, почвогрунтов и почвенно-растительного покрова.

Загрязняющие свойства бурового шлама обусловлены минералогическим составом выбуренной породы и остающимися в ней остатками бурового раствора. Анализ фазового, фракционного и компонентного состава шлама, а также его физико-химических свойств показывает, что за счет адсорбции на поверхности частиц шлама химреагентов, используемых для обработки буровых растворов, он проявляет ярко выраженные загрязняющие свойства. Так, в его составе отмечается значительное содержание нефти и нефтепродуктов, опасной для объектов природной среды органики, растворимых минеральных солей, токсичных для почвенно-растительного покрова.

Таким образом, можно сделать вывод, что отходы бурения представляют опасность для объектов природной среды, так как содержат широкую гамму загрязнителей.

Общим для них является отсутствие убедительных данных по оценке уровня загрязненности отходов каждого из видов. Загрязняющий потенциал отходов бурения обусловлен главным образом используемыми материалами и химреагентами. Номенклатура и ассортимент материалов и химреагентов достаточно велик. Если учесть, что все они в конечном итоге уходят в отходы, то становятся понятными загрязняющие свойства таких отходов. При этом в среднем на 1 м³ отходов, как показывают расчеты, приходится до 68 кг загрязняющей органики, не считая нефти и нефтепродуктов и загрязнителей минеральной природы. Эти загрязнители и определяют характер и уровень загрязнения объектов природной среды в районах бурения и поэтому должны учитываться при разработке природоохранных мероприятий.

В настоящее время характер и последствия загрязнения объектов природной среды при бурении скважин практически не исследованы. Имеющиеся отдельные публикации отечественных и зарубежных авторов не охватывают всю полноту проблемы, исследования в ряде случаев носят поверхностный, описательный характер, отличаются либо незаконченностью и неконкретностью разработок, либо не решают отдельные частные вопросы. Кроме того, глубина теоретических проработок отстает от современных требований, диктуемых нынешними темпами и объемами буровых работ.

В этой связи не представляется возможным дать исчерпывающую однозначную характеристику процессам, протекающим в природной среде вследствие ее загрязнения при бурении скважин, и оценить последствия этого негативного воздействия. К тому же такая постановка и интерпретация вопроса осложняются и многообразием природно-климатических и почвенно-ландшафтных условий районов бурения, для которых характерны неодинаковые потенциалы загрязнения и самоочищения окружающей среды.

Вместе с тем известные представления [25, 113, 135] позволяют обобщить и систематизировать имеющиеся данные о характере и последствиях загрязнения природной среды, вызванных процессами бурения.

Оценке вредного воздействия отходов бурения и их отдельных ингредиентов на объекты окружающей среды посвящен

ряд самостоятельных работ. Однако в настоящее время у большинства исследователей нет твердого мнения и единства взглядов о приоритетности лимитирующих показателей, характеризующих загрязняющие свойства отходов различных видов. В принятой практике действие отходов на окружающую среду оценивается по вредности используемых в их составе химических веществ и материалов. Для различных природных объектов значения ПДК одного и того же вещества неодинаковы. Многие материалы и химреагенты не имеют регламентированных значений ПДК, несмотря на определенный загрязняющий эффект, проявляемый ими. Так, базируясь на экспериментальных подходах, большинство исследователей считают, что полимерные реагенты, используемые в бурении, безвредны благодаря высокой молекулярной массе, что лишает их возможности разрушать живую клетку. Вещества, основанные на полисахаридах, склонны к быстрому биохимическому разложению, в то же время гуминовые кислоты, лигнин и лигносульфонаты довольно устойчивы к биодеградации. Хром в органических соединениях маловреден, а в свободном состоянии — весьма токсичен. Органические реагенты искусственной природы, как правило, являются вредными.

Вместе с тем, как справедливо отмечают многие исследователи, загрязняющее действие отходов бурения на природные объекты не обязательно может проявляться в токсическом эффекте на биосферу, а способно выражаться в нарушении экологического равновесия биотопов различных трофических уровней при их взаимодействии с абиотической средой, носящей механизм функциональных повреждений экосистемы.

Однако многие методологические аспекты этой проблемы еще не решены.

Проблеме загрязнения почвогрунтов посвящен ряд исследований, в которых рассматриваются вопросы агроэкологической оценки загрязняющего влияния отработанного бурового раствора, буровых сточных вод, шлама и отдельных химреагентов.

Так, изучение последствий загрязнения наземного растительного покрова отходами бурения показывает [26] что на всех пораженных участках наблюдается лишь незначительное восстановление растительного покрова. Даже по истечении 15 лет растительность восстанавливается менее чем наполовину. Во

всех случаях сразу после разлива отходов бурения, особенно содержащих нефть, растительный покров практически полностью уничтожается. Основной причиной гибели растений является вытеснение кислорода из почвы.

Период самовосстановления растительного покрова после загрязнения его нефтесодержащими отходами бурения для северных условий составляет 10-15 лет.

Процесс загрязнения почвогрунтов отходами бурения разделяется на три стадии. Первая характеризуется образованием поверхностного ареала загрязнения и незначительным проникновением компонентов отходов бурения в грунтовую среду. На второй стадии происходит вертикальная инфильтрация жидких компонентов. Третья стадия характеризуется боковой миграцией загрязнителей.

В условиях Крайнего Севера налет компонентов разлитой промывочной жидкости на снеге и грунте интенсивно поглощает солнечные лучи, вызывая последующее таяние снега и вытаивание подземных льдов. Развивающиеся термокарстовые процессы ведут к образованию просадок, провалов, а также склоновых процессов – солифлюкций, оползней. Все это вызывает нарушение экологического равновесия, так как большая часть этих процессов ведет к разрушению природных ландшафтов, а иногда к полной или длительной утрате их биологической продуктивности. Отсутствие растительной изоляции ведет к расчленению рельефа, заболачиванию территории. Особенно существенным становится нарушение растительности на неустойчивых ландшафтах, представленных болотными системами, приводящее к активному вытаиванию льдов, водонасыщению протаивающих отложений, нарушению их структуры и развитию течения на поверхности льдонасыщенного грунта. В силу того, что подавляющее количество сильнольдунистых грунтов-торфяников, суглинков, супесей, глин при переходе в такое состояние характеризуется очень низкими сцеплением и сопротивлением сдвигу, движение грунта может начаться при ненарушенном покрове.

Характер загрязнения почвогрунтов на второй и третьей стадиях определяется главным образом проницаемостью грунта, его составом, положением зеркала грунтовых вод и временем. При высокой проницаемости боковая фильтрация происходит

лишь вблизи зеркала грунтовых вод. В менее проницаемой среде боковая фильтрация значительна и у дневной поверхности.

Высокая минерализация и щелочность бурового раствора являются основными факторами отрицательного влияния их на свойства почв.

Исследование влияния содержания твердой фазы бурового раствора, представленной в основном глиной, на механический состав почв, который определяет такие свойства, как липкость, связность, водопроницаемость, поглотительную способность и целый ряд других показателей, воздействующих на плодородие почв и рост растений, показало, что при загрязнении почвогрунтов происходит перераспределение фракций механических элементов не только по профилю, но и по их размерам. Кроме того, жидкие буровые отходы при попадании их в почву плохо смешиваются в ней, образуя крупные глинистые комки, обладающие высокой вязкостью и липкостью. При высыхании они не разрушаются, в результате чего резко ухудшается агрономическая ценность почвенной структуры.

Из всех компонентов отходов бурения наиболее токсичными являются нефть и нефтепродукты. При их попадании на почвогрунт тяжелые фракции проникают на незначительную глубину и задерживаются верхними слоями грунта. Более легкие фракции проникают в нижележащие слои. Следовательно, загрязнение происходит главным образом легкими фракциями.

На сильно загрязненном участке глубина проникновения нефти может достигать 90 см и более. Однако уже через некоторый промежуток времени площадь загрязнения может уменьшиться вследствие частичного смыва нефти дождями и разложения почвенной микрофлорой.

На сильно загрязненных участках растительность погибает почти полностью, особенно мхи и лишайники.

По мере перемещения нефти вниз уровень ее насыщения в грунте снижается. Ниже определенного уровня насыщения (так называемого остаточного насыщения), составляющего 10-12% [179], нефть перестает мигрировать и становится неподвижной.

При достижении нефтью уровня грунтовых вод дальнейшее движение вниз прекращается. При этом легкие фракции могут всплывать на поверхность. Тем не менее под продолжающимся

влиянием капиллярных сил тенденция нефти к расширению сохраняется. Кроме того, нефть перемещается по направлению естественного уклона поверхности грунтовых вод. Расширение площади распространения нефти под действием капиллярных сил уменьшает насыщенность ею почвогрунта. Если новых поступлений нефти в грунт не происходит, то может быть достигнута остаточная насыщенность и дальнейшая ее миграция прекращается. Проявление капиллярного эффекта хорошо прослеживается при значительной проницаемости и пористости грунтов. Например, пески и гравийный грунт весьма благоприятны для миграции нефти, а глины и илы ограничивают расстояние, на которое она может перемещаться. В горных породах нефть движется по трещинам. Размеры вертикальной и горизонтальной миграции можно довольно уверенно прогнозировать.

Немаловажную роль в процессах миграции нефтяного загрязнения играет сорбционная способность почвогрунтов. Она зависит от свойств грунтов, в первую очередь, от капиллярных сил, которые определяются гранулометрическим составом грунта и его влажностью.

В общем случае почвогрунты могут сорбировать меньшее количество нефтяных веществ, чем воды. Чем выше насыщенность грунтов водой, тем ниже их способность сорбировать нефтяные вещества. Водонасыщенные почвогрунты связывают только остаточное количество нефтепродуктов в форме жидкой фазы. При содержании нефтепродуктов, превышающем остаточное, избыток его вытесняется водой в слои с более низкой влажностью.

Скорость изменения содержания нефти в почве неравномерна. Основная масса нефти теряется в первые три месяца после попадания в почву, в дальнейшем процесс идет очень медленно, особенно замедляется при достижении ее содержания 1,0—1,5%. Значительная часть нефти механически выносится водой за пределы участков загрязнения и рассеивается на путях движения водных потоков. При этом загрязняются грунтовые воды. После того как в результате промывания почвы возможность механического выноса нефти резко уменьшается, падает и скорость деградации нефти.

Остаточная нефть подвергается микробиологическому разложению. Часть нефти, по всей вероятности незначительная, ми-

нерализуется, другая часть превращается в нерастворимые продукты метаболизма.

На основании исследований, выполненных отечественными и зарубежными учеными, установлено, что выживаемость растений на загрязненных нефтью почвах зависит от глубины проникновения корней, скорости возобновления роста листьев, опадающих в результате загрязнения, и наличия подземных защитных органов или подземных стеблей (корневища).

Основное влияние нефти и нефтепродуктов сводится к снижению биологической продуктивности почвы и фитомассы растительного покрова.

Характер и степень влияния нефти определяются видовым составом растительного покрова, объемом и свойствами ингридента, временем года и другими факторами.

Наиболее токсичными являются углеводороды нефти с температурой кипения $t_k = 150 \div 175$ °С. Углеводороды с меньшей температурой оказываются либо низкотоксичными, либо безопасными, особенно летучие фракции, которые испаряются с поверхности растений и почв, не успевая проникнуть через растительную ткань.

Ряд исследователей отмечают, что в местах скопления нефти и нефтепродуктов происходят не только поверхностные, но и глубинные изменения в почвенном покрове, приводящие к ухудшению важнейших физико-химических показателей почв.

Жидкие отходы бурения имеют в своем составе и минеральные соли. Их попадание в почвы приводит к нарушению равновесия между ионами кальция, магния и натрия. В результате растения испытывают сильное голодание.

Исследованиями [135] показано отрицательное влияние на почвогрунты и других химреагентов, содержащихся в отходах бурения. Однако характер загрязнения и механизм угнетения активной составляющей почвогрунтов в настоящее время до конца не выяснен.

Особого внимания заслуживает вопрос загрязнения торфяников, так как они занимают значительную территорию Западно-Сибирского региона, а по своим морфологическим признакам отличаются от почвогрунтов. Кроме того, торфяники играют специфическую роль в самоочищающей способности природной

среды. Как известно, биологическая продуктивность почв является одним из основных показателей, характеризующих потенциал плодородия [82]. От степени загрязненности почвы во многом зависят сроки восстановления земель. Искусственная стимуляция биологической продуктивности возможна лишь специальными агротехническими приемами, проводимыми в рамках биологической рекультивации земель.

Проведенные исследования [283] показали также, что в составе буровых растворов содержится значительное количество компонентов, загрязняющих деятельный почвенный слой. При их попадании в почву происходит разрушение хлорофилла у зеленых растений, за счет чего резко снижается поглощение ими солнечной энергии. В результате этого прекращается фотосинтез и уменьшается продуктивность почвенно-растительного покрова.

Из веществ и материалов, используемых в бурении, наибольшую опасность для почвогрунтов, как показано выше, представляют минеральные соли, нефть и нефтепродукты. При попадании в почву растворимых минеральных солей происходят необратимые изменения ее агрохимических свойств, приводящие к потере агрономической ценности, а в некоторых случаях интенсивно развиваются почворазрушительные процессы, способствующие перерождению структуры и формированию солончаков.

Как установлено [271] отработанные буровые растворы оказывают меньшее отрицательное влияние на кислые почвы с высоким содержанием органических веществ, а также песчаные почвы, но являются более вредными для щелочных суглинистых почв и почв с высоким содержанием глин. Это объясняется щелочной природой ОБР. Многие буровые растворы являются причиной почвенного диспергирования, вызывающего поверхностное коркообразование. В аридных зонах с ежегодным количеством осадков менее 50 см буровые растворы не так пагубны, как в зонах влажного климата.

Так, при обследовании шламовых амбаров после окончания бурения в засушливых районах установлено, что проникновение ОБР в песчаные и супесчаные почвы существенного вреда окружающей среде не наносит [249]. Также показано [188], что ОБР и шлам, не содержащие вредных компонентов, в отдельных случа-

ях в небольшом количестве могут быть безопасно сброшены на песчанистые и супесчаные почвы.

Имеются данные о влиянии нефтяного загрязнения на микрофлору и ферментативную активность почв [176]. Оно вызывает значительное ослабление биохимических процессов и отрицательно влияет на развитие компенсационных механизмов ауторегуляции биохимических процессов. Большинство почвенных ферментов реагирует на нефтяное загрязнение снижением своей активности, нарушается корреляция между активностью почвенных ферментов и дыханием почв.

В последнее время появились работы, указывающие на негативное влияние буровых сточных вод на почвенные и водные объекты. При этом установлено, что при сбросе БСВ на почвы наблюдаются сдвиги в физико-химических свойствах почвы. Такое негативное влияние БСВ вызывает снижение численности различных групп педобионтов как в естественных экосистемах (леса, пастбища), так и агроценозах (пашни). В то же время, исходя из состава БСВ, которые содержат практически весь спектр загрязнителей, присутствующих в ОБР, можно предположить, что характер их отрицательного действия аналогичен другим видам отходов бурения.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать вывод, что загрязнение отходами бурения почвогрунтов представляет серьезную угрозу природной среде.

6.2. Загрязнение подземных вод при строительстве скважин

Антропогенное влияние на подземные воды в районах разработки и освоения нефтегазоносных месторождений вследствие интенсивного техногенного воздействия процессов разбухания и эксплуатации стало особенно заметно в последнее время. При этом наиболее негативное влияние на грунтовые и подземные воды оказывают процессы строительства скважин. Основными причинами проникновения загрязнителей являются невысокое качество гидроизоляции шлаковых амбаров и несоответствие их объемов объемам образующихся отходов, главным образом жид-

ких отходов, из-за своей высокой аккумулирующей способности и подвижности.

Следует отметить, что наиболее подвержены загрязнению пресные грунтовые и сравнительно неглубоко залегающие напорные воды, используемые как для питьевых, так и для хозяйственно-бытовых и технических целей. Пресные подземные воды сконцентрированы главным образом в верхней части земной коры (педосфере), в зоне активного водообмена на глубинах до 150 - 200 м, редко глубже; ниже, в зоне замедленного подземного стока, располагаются воды повышенной минерализации.

На изменение естественного природного химического состава пресных подземных вод влияют многие природные и техногенные факторы, основными из которых являются физико-химические свойства и состав загрязненных сточных вод и физико-химическое взаимодействие с вмещающими породами разного состава и структуры при движении воды от областей питания к участкам разгрузки или понижения водоносного горизонта. Проникновение загрязнителей в водоносные горизонты происходит за счет просачивания технологических стоков через слабопроницаемые слои и литологические окна, привлечение речного стока, оросительных систем и др. Кроме того, характер загрязнения зависит от климатических условий, характера почвенного покрова и растительности, рельефа, густоты и врезанности гидрографической сети.

Поступление в грунтовые воды загрязнителей, содержащихся в сточных водах, приводит к изменению прежде всего окислительно-восстановительной обстановки в ареале инфильтрации; это приводит, в частности, к увеличению в воде концентраций сульфатов железа, кальция и магния из-за окисления содержащегося в породах тонкодисперсного пирита.

На заторфованных и заболоченных участках вместе с понижением уровня грунтовых вод происходит разложение органического вещества в породах, что способствует увеличению содержания в воде азотсодержащих веществ и железа, выносимого из пород в результате обогащения воды органическими веществами и углекислым газом.

Разнообразные органические вещества, фильтрующиеся в водоносные горизонты из отходов, стимулируют интенсивный

рост и активность микроорганизмов в водоносном горизонте, что приводит к дополнительному ухудшению качества воды.

По масштабу влияния на водоносные горизонты выделяются локальные и региональные загрязнения подземных вод.

Под локальным источником загрязнения (шламовые амбары) формируется ареал загрязнения подземных вод, формы и размеры которого в плане, а также проникновение в глубину водоносного горизонта изменяются в широких пределах и зависят, во-первых, от интенсивности и характера поступления загрязнений (постоянное, периодическое), химического состава, плотности и вязкости инфильтрующихся загрязненных вод, во-вторых, от гидрореологических условий участка-литологического строения, гидрогеологических параметров зоны аэрации и водоносного горизонта, направления и скорости движения подземных вод; в третьих, от характера проявления процессов физико-химического взаимодействия между загрязняющими компонентами и подземными водами и породами. При многокомпонентном составе фильтрующихся загрязненных сточных вод (буровых сточных вод) формируется сложный ареал загрязнения.

Под действием многочисленных локальных источников, совокупность которых обуславливает площадный характер загрязнения, оно становится региональным. Такое загрязнение характерно для крупных нефтегазовых месторождений, особенно с интенсивной сеткой разбуривания. При этом основным источником загрязнения подземных вод являются шламовые амбары с содержащимися в них производственно-технологическими отходами бурения и продуктами освоения скважин. Причиной же загрязнения следует считать прежде всего некачественную гидроизоляцию дна и стенок амбаров, особенно сооружаемых в проницаемых породах. Как показывают исследования, проникновение в почвогрунт загрязнителей происходит при коэффициенте фильтрации грунта более 10^{-5} см/с.

Подземные воды по сравнению с поверхностными в целом лучше защищены от загрязнения, так как водоносный горизонт перекрыт более или менее мощной толщей почвы и пород. Однако если покрывающая толща водопроницаема и имеет небольшую мощность, то инфильтрующиеся с поверхности загрязненные воды довольно быстро проникают в водоносный горизонт и загрязняют его. Только в том случае, когда над водоносным горизонтом залегают водонепроницаемые породы, они могут предохранить его от загрязнения.

Грунтовые воды, не перекрытые водоупорными породами, как правило, защищены значительно меньше, чем нижележащие горизонты напорных подземных вод, и обычно принимают основную часть инфильтрирующихся с поверхности загрязнений. Из грунтовых вод загрязнения могут затем проникать в более глубокие напорные и безнапорные горизонты с пониженными напорами-через литологические окна в водоупорах, при перетоке через слабопроницаемые раздельные горизонты, по заколонному пространству скважин вследствие их некачественного цементирования и т.д.

Степень естественной защищенности подземных вод от поверхностного загрязнения зависит от факторов, определяющих возможность, скорость и время инфильтрации загрязнений с поверхности в водоносный горизонт. К таким факторам следует отнести:

мощность, водопроницаемость и активную пористость перекрывающих пород;

значение перепада уровней (напоров) между загрязненными и подземными водами рассматриваемого водоносного горизонта с учетом понижения уровня воды при работе водозабора;

вид и химический состав загрязнений, интенсивность и характер их поступления в подземные воды;

физико-химические, в частности сорбционные, свойства перекрывающих пород и загрязняющих веществ, определяющие возможность полного или частичного поглощения загрязнений данного состава или их трансформацию в безвредное состояние.

При оценке защитной способности глин и глинистых пород, залегающих над используемым водоносным горизонтом, следует учитывать, что в зоне аэрации глины часто обладают вертикальной макропористостью и повышенной водопроницаемостью из-за развития корней растений и наличия трещин и макропор усыхания, вызванных усадкой при переменном увлажнении и осушении. По мере увеличения глубины залегания глинистых пород их пористость и водопроницаемость уменьшаются. На большой глубине в спокойных тектонических условиях глинистые породы характеризуются очень малым коэффициентом фильтрации ($\leq 10^{-8}$ м/сут) и таким образом практически водоупорны.

Разнообразие геолого-гидрогеологических условий, состава и структуры перекрывающих горных пород, а также специфика отдельных видов загрязнений (микробиологическое, химическое) опре-

деляют большие различия в степени естественной защищенности подземных вод.

Применительно к вопросам охраны подземных вод от загрязнения в процессах бурения скважин необходима оценка степени естественной их защищенности.

К защищенным относятся напорные и безнапорные межпластовые воды имеющие в рассматриваемом районе сплошную водопорную кровлю и не получившие здесь как в естественных, так и в нарушенных условиях питания из вышележащих грунтовых вод, рек и водоемов через разделяющие слои или гидрогеологические окна. К недостаточно защищенным подземным водам относятся грунтовые воды, получившие питание на площади распространения, а также напорные и безнапорные межпластовые воды, которые в природных условиях получают питание из вышележащих подземных вод через разделяющие слои или гидрогеологические окна, из рек и водоемов при непосредственной гидравлической связи.

Наиболее негативными загрязнителями подпочвенных и подземных вод являются нефть и нефтепродукты. Нефть и большинство нефтепродуктов с водой не смешиваются, растворимость их относительно невелика. Например, для жидких парафинов и нафтеновых углеводородов она составляет 40-150 мг/л, что во много раз превышает ПДК. Растворимость ароматических углеводородов еще выше и достигает 500 мг/л для толуола и 1800 мг/л для бензола.

При малом количестве разлившихся нефтепродуктов они остаются в зоне аэрации, обволакивая поверхность зерен и трещин в породе, а если достигают капиллярной каймы, то распространяются на некоторое расстояние и в горизонтальном направлении. При этом загрязнение грунтовых вод растворимыми углеводородами происходит в результате промывания пород зоны аэрации атмосферными осадками. Сезонные колебания поверхности грунтовых вод несколько изменяют высотное положение нефтепродуктов, сосредоточенных в капиллярной кайме, что увеличивает размеры загрязненной части пород зоны аэрации. Движение нефтепродуктов через зону аэрации сопровождается их частичным расслоением, адсорбцией в породах, биохимическим распадом и испарением. При большом количестве проникших нефтепродуктов в процессе вертикальной инфильтрации они заполняют всю зону аэрации, капиллярную кайму и расплываются на поверхности грунтовых вод в виде слоя той или иной толщины. Эмульгированные и растворенные углеводороды вместе с потоком

подземных вод мигрируют в водоносном горизонте в направлении движения подземных вод. Линза нефтепродуктов тоже может передвигаться, скорость ее распространения обычно меньше скорости потока подземных вод и зависит от физических свойств нефтепродуктов (вязкость, плотность, поверхностное натяжение) и водовмещающих проб (гранулометрический состав, трещиноватость, проницаемость, содержание воды).

В водоносном горизонте в процессе анаэробных биохимических реакций происходит окисление нефтепродуктов, которое сопровождается развитием резко выраженной восстановительной обстановки. В этих условиях из воды исчезают растворенный кислород и нитраты и уменьшается содержание сульфатов, но появляются аммоний, сероводород, увеличивается содержание железа, марганца и свободной углекислоты.

Поступление со сточными водами органических веществ, применяемых в технологических циклах строительства скважин, также приводит к загрязнению подпочвенных и подземных вод. Такие загрязнители под действием микробиологического фактора почвенной среды подвергаются биодеструкции с образованием безвредных веществ. Однако при большом поступлении органических веществ биологическая активность микроорганизмов настолько интенсифицируется, что приводит к изменению окислительно-восстановительных условий, состава и качества грунтовых и подземных вод.

Главным агентом аэробной биодegradации органических загрязнителей является кислород, находящийся в подземных водах в растворенном виде, а в зоне аэрации - в газообразном состоянии. Роль катализаторов биохимических реакций выполняют ферменты, выделяемые микроорганизмами. В ходе биохимической degradation сложные органические вещества последовательно трансформируются в более простые соединения - жирные кислоты, спирты, альдегиды, аммоний и др. На конечной стадии этот процесс может завершиться полной минерализацией с образованием нетоксичных веществ - воды, двуокиси углерода, нитратов, фосфатов, сульфатов.

К аэробным бактериям относятся, в частности, серобактерии и неоновые бактерии (окисляют сероводород, сульфиды и серу до серной кислоты), железобактерии (извлекают из воды железо и отлагают его в виде гидрогеля), нитрифицирующие бактерии (окисляют аммиак до нитратов и нитритов), бактерии-аммонификаторы (способ-

ствуют выделению аммиака из органических веществ при их разложении).

Масштабы и глубина естественной биохимической очистки вод зависят от состава и количества поступивших загрязнителей, а также от состава пород и подземных вод, водопроницаемости пород, скорости фильтрации и других элементов гидрогеологической обстановки.

При большом количестве поступивших в грунтовые и подземные воды органических загрязнений дефицит кислорода, затраченного на аэробные превращения незначительной части органических веществ, приводит к возникновению анаэробных условий и росту анаэробных бактерий. Жизнедеятельность последних сопровождается использованием не только растворенного кислорода, но и кислорода сульфатов и нитратов с появлением вследствие этого сульфидов, сероводорода, газообразного азота, аммония и метана, которые являются загрязнителями грунтовых и подземных вод.

Техногенное воздействие сточных вод на объекты педо- и гидросферы приводит нередко к увеличению минерализации и общей жесткости подземных вод, проявляющемуся обычно в возрастании концентрации хлоридов и сульфатов кальция, натрия, магния. Ареалы миграции указанных загрязнителей довольно значительны, так как минеральные соли относятся к самым легкоподвижным веществам.

ГЛАВА VII. ПРОЦЕССЫ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ НЕФТЬЮ И НЕФТЕПРОДУКТАМИ

7.1. Определение понятий «нефть» и «нефтепродукты»

Почвы, грунты, водные объекты и атмосферный воздух загрязняются техногенными углеводородами всюду, где происходит хозяйственная деятельность людей, то есть фактически повсеместно. *Источники нефтепродуктов* - моторные топлива и смазочные масла, необходимые для работы транспортных средств и механизмов, технологические выбросы промышленных предприятий, включая предприятия по переработке и синтезу углеводородов. Обширные пространства охвачены добычей и транспортировкой нефти, влекущими за собой неизбежные сбросы этого сырья и побочных углеводородсодержащих продуктов в ОПС. Экологический ущерб от загрязнения почв углеводородами весьма велик - от снижения качества и продуктивности почв до вывода земель из сельскохозяйственного оборота. Нефть и тяжелые нефтепродукты, сами по себе, мало токсичны, но высокое их содержание резко ухудшает водно-физические свойства почв, что наносит ущерб как сельскому, так и лесному хозяйству. Создается опасность загрязнения подземных и поверхностных вод в результате попадания нефтепродуктов в водоносные горизонты, реки и водоемы. Культивирование растений на почвах, загрязненных полициклическими ароматическими углеводородами - веществами с резко выраженными канцерогенными и мутагенными свойствами, наносит вред животным и здоровью человека.

Наиболее трудная задача диагностики нефти и нефтепродуктов в ОПС - это определение их суммарного содержания и качественного состава. В государственный реестр внесен целый ряд методик анализа нефтепродуктов. Но ни одна из них не решает полностью поставленную задачу. *Нефть и нефтепродукты* - собирательное название многих десятков веществ, различающихся по составу и свойствам. В общем виде *нефть* - это природный раствор, состоящий из большого числа углеводородов различного строения и высокомолекулярных смолистых и асфальтовых веществ. Все нефти близки между собой по элементному

составу. На 95-99% нефть состоит из углерода (83-87%) и водорода (12-14%). Менее 5% (обычно 1-2%) приходится на азот, серу и кислород, десятые и сотые доли процента - на многочисленные микроэлементы. Облик нефти и ее свойства определяются соотношением между разными классами углеводородов и асфальтосмолистых веществ. Чем больше в составе нефти смол и асфальтенов, тем выше ее молекулярный вес, плотность и вязкость. В смолах и асфальтенов концентрируются микроэлементы, в том числе токсичные тяжелые материалы и радионуклиды. Свои особые разновидности нефти создает присутствие в ней сернистых соединений и твердых парафинов.

Продукты переработки нефти, которые мы называем (*нефтепродуктами*), еще более разнообразны, в связи с чем попытки подвести их под общее определение, отражающее их состав и свойства, как правило, оканчивались неудачей. Бензин, керосин, дизельное топливо, различные масла, мазут, дорожные битумы, твердый парафин не обладают каким-либо общим признаком, кроме растворимости в органических растворителях. Более того, даже оптимальные растворители для разных видов нефтепродуктов - разные.

В связи с этим, для целей диагностики нефтяного загрязнения потребовалось ввести аналитическое определение понятия «нефтепродукты». Применительно к воде эта задача была решена следующим образом: «Нефтепродуктами при анализе воды следует считать неполярные и малополярные соединения, экстрагируемые гексаном (гексан может быть заменен петролевым эфиром)). На базе этого определения разработаны и сертифицированы методики анализа нефтепродуктов, основанные на удалении полярных компонентов и определении в неполярной фракции количества углеводородов методом инфракрасной спектроскопии, люминесцентного анализа в ультрафиолетовой области или газофазной хроматографии.

Принятые для воды определения и методы диагностики ограничивают понятие «нефтепродукты» углеводородами, растворимыми в воде, то есть наиболее легкой частью веществ нефтяного спектра. При этом, из рассмотрения выпадают тяжелые смолы и асфальтены, негативное влияние которых зачастую сильнее, чем влияние легких углеводородов. Основная часть легких углеводородов удаляется с поверхности почв путем испарения или выноса с жидким поверхностным стоком. Проблему создают те из них, которые проникают вглубь почвенного профиля и достигают уровня грунтовых вод. Тя-

желые углероды и смолисто-асфальтеновые компоненты чаще всего закрепляются в верхних горизонтах почв, резко меняя их водно-физические свойства и поставляя в почвенную среду токсичные вещества. Поэтому одной из актуальных задач, в связи с защитой почвенного покрова от деградации в результате нефтяного или нефтехимического загрязнения, остается разработка аналитического понятия (или системы понятий) «нефть и нефтепродукты» непосредственно для почв, поиск корректных методов диагностики углеводородов и выработка экологических нормативов безопасного уровня загрязнения почв, определяемого на основе этих методов.

Под **нефтеемкостью почв** понимаются максимально возможные для каждого уровня влажности содержания нефти в почвенной массе. Под **нефтеотдачей** - количество нефти, которое может быть постепенно вытеснено из почв атмосферными осадками и (или) вымыто почвенно-грунтовыми водами.

При нефтяном загрязнении взаимодействуют три группы экологических факторов, которые приходится учитывать при оценке последствий загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами:

- сложность, поликомпонентность состава нефти, находящейся в процессе постоянного изменения, наличия в ее составе токсичных веществ спутников;
- сложность, гетерогенность состава и структуры самой почвенной экосистемы, находящейся в процессе эволюционного развития;
- многообразие и изменчивость внешних факторов (температура, влажность, состояние атмосферы, количество осадков и т.п.).

В следующем разделе рассматриваются некоторые проблемы диагностики загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами и подходы к разработке нормирования такого загрязнения.

7.2. Общие подходы к диагностике и нормированию загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами

Проблема диагностики и нормирования содержания нефти и нефтепродуктов в почвах, не смотря на всю давнюю и неизменную актуальность, все еще далека от оптимального разрешения. Это объясняется сложностью тех геохимических систем, которые объединяются понятием «нефть и нефтепродукты», и неоднозначностью ответ-

ных реакций ОПС в целом и почв в частности на воздействие этой группы веществ.

Концентрация и состав нефти и нефтепродуктов в почвах изменяются в очень широких пределах. В связи с этим, для единого метода, позволяющего определить точное валовое содержание и состав нефтепродуктов в почвах применяют:

- определение органического (некарбонатного) углерода методом сухого сжигания;
- весовое определение суммы экстрагированных углеводов;
- спектрофотометрию в инфракрасной области спектра;
- люминесцентно-битуминологический анализ в видимой области спектра;
- люминесцентный анализ в ультрафиолетовой и коротковидимой области спектра;
- газожидкостную хроматографию;
- хромато-масс-спектрометрию и другие методы.

Перечисленные подходы различаются по чувствительности и области применения. Поэтому выбор того или иного метода связан с конкретными условиями контроля и оценки загрязненности почв.

Вместе с тем, для применения экологических нормативов требуется единая методологическая основа количественной и качественной диагностики загрязненных почв. Такой основой мог бы стать комплекс люминесцентных методов в сочетании с определением общего некарбонатного углерода почв. И лишь для сильно загрязненных почв (свыше 5000 мг/кг) необходимо применять весовой или калориметрический метод определения нефтепродуктов в почве.

Один из важных вопросов диагностики нефти и нефтепродуктов в почвах - распознавание среди углеводородных продуктов почвообразования нефтяных компонентов, внедрившихся в почвенную среду с техногенными потоками.

Исследования [226] позволяют разделять все разнообразие битуминозных веществ (БВ) в почвах вблизи источников загрязнения и прилегающих территорий на три большие группы:

- почвенные липидная фракция органического вещества почв ;

- нефтяные вещества, представляющие собой компоненты нефти, впитавшиеся в почву и сорбированные почвенными частицами;

- смешанные вещества, представляющие собой смесь почвенных липидов и продуктов регионального загрязнения почв, находящихся близко друг к другу в количественных отношениях.

Смешанные и почвенные БВ образуют тот региональный фон, на котором проявляют себя техногенные потоки нефтяных веществ от конкретных источников загрязнения. Их содержание обычно на один-два порядка ниже, чем содержание углеводов из импактных нефтяных техногенных потоков.

Почвенные компоненты, извлекаемые нейтральными растворителями, в целом составляют малую часть органического вещества почвы и резко отличаются от нефтяных компонентов по соотношению отдельных классов углеводов и неуглеводородных соединений. В этом смысле, распознавание нефтяного загрязнения, на фоне собственных (фоновых) БВ почв, больших трудностей не представляет. Для лесных почв хорошим критерием служит, например, отсутствие люминесценции гексановых элюатов в фоновых пробах, что говорит о крайне низком содержании в них ароматических углеводов и легких смол. Типичные для нефти смолисто-асфальтеновые вещества также отсутствуют в почвенных липидах. Но в растворах полярных органических растворителей разделить смесь липидов и смолисто-асфальтеновых веществ очень трудно. Вместе с тем, характерные цвета люминесценции смол и асфальтенов позволяют довольно уверенно диагностировать их в загрязненной почве. Отдельные индивидуальные соединения почв и нефти могут иметь структурные сходства, но сочетание индивидуальных углеводов в нефти и почвенных липидов различно.

Почвы и грунты можно считать загрязненными, если концентрация нефтепродуктов в них достигает такой величины, при которой начинаются негативные экологические изменения ОПС, а именно:

- нарушается экологическое равновесие в почвенной экосистеме;

- гибнут почвенные животные, падает продуктивность или наступает гибель растений;

- происходит изменение морфологии, водно-физических свойств почв, падает их плодородие;

- создается опасность загрязнения подземных и поверхностных вод в результате попадания нефтепродуктов из почвы в водоносные горизонты.

Минимальный уровень содержания нефтепродуктов в почвах и грунтах, выше которого наступает ухудшение качества ОПС, рассматривается как верхний безопасный уровень концентрации и зависит от сочетания многих факторов, таких, как тип, состав и свойства почв и грунтов, климатические условия, состав нефтепродуктов, тип растительности, тип землепользования и др. Эти нормы должны различаться в зависимости от климатических условий и типов почвообразования.

Для нормирования загрязнения почв нефтепродуктами установление верхнего безопасного уровня концентрации недостаточно. Природные экосистемы обладают большим потенциалом к самоочищению, в них активно действуют физико-химические и микробиологические процессы разрушения углеводородов. Поэтому, если вовремя устранить источник загрязнения, то концентрация нефтепродуктов будет снижаться и, в конце концов, достигнет безопасного уровня. Проводить в таких случаях специальные работы по рекультивации почв нецелесообразно с экологической точки зрения, так как при этом есть опасность нанести еще больший вред почвенной экосистеме. Необходимо установить уровень концентрации нефтепродуктов в почвах, выше которого почва не сможет сама справиться с загрязнением, ее потенциал самоочищения не работает. Этот уровень можно назвать верхним пределом потенциала самоочищения почв.

Почвы, содержащие нефтепродукты выше верхнего предела потенциала самоочищения, подлежат санации и рекультивации, так как без этих мероприятий они не выйдут из стадии деградации и будут оказывать устойчивое негативное влияние на ОПС. Безопасный верхний уровень концентрации нефтепродуктов в почвах можно принять за ориентированный уровень концентрации в почвах. Ориентировочным, допустимым уровнем загрязнения почвы нефтепродуктами предлагается считать нижний допустимый уровень загрязнения, при котором в данных природных условиях почва в течении одного года восстановит свою продуктивность, а негативные последствия для почвенного биоценоза могут быть самопроизвольно ликвидированы. Такая оценка, как общесанитарного показателя может быть дана для верхнего гумусово-

аккумулятивного горизонта почв (примерно до глубины 20-30 см). Наблюдения за загрязнением всего почвенного профиля могут служить для разработки миграционного водного показателя вредности, который характеризует способность химического вещества переходить из почвы в подземные грунтовые воды и поверхностные источники.

Вполне очевидно, что уровень допустимой концентрации нефти и нефтепродуктов в почве не может быть единым для всех типов почв и природных зон. Он зависит от факторов, определяющих влияние вещества на свойства почв и растений, от потенциала самоочищения почв от данного вида загрязнения. Главные из таких факторов - химический состав загрязняющего вещества, свойства и состав почв, физико-географические (главным образом, климатические) условия данной территории.

7.3. Некоторые закономерности поведения нефти и нефтепродуктов в почвах разных природных зон

В последнее время выполняется много работ, освещающих те или иные аспекты поведения в ОПС загрязнителей, характерных для нефтедобывающих комплексов:

- натуральные исследования закономерностей процессов миграции - наполнения нефти и нефтепродуктов;
- моделирование в системе: «почва - загрязнитель - доза - эффект»;
- экспериментальное моделирование нефтеемкости, радиальной и латеральной проницаемости почв и грунтов;
- наблюдение за динамикой эволюционных процессов;
- исследование трансформации внутренних вод.

Накопленные сведения покачали, что своеобразие поведения загрязнителей в ландшафтах связано и с особенностями техногенных воздействий, и спецификой исходных свойств почв «стартовых» эталонов. Разнообразие «ответов», характерных для основных типов почвенных тел, составляющих структуру почвенного покрова на территориях промыслов, обусловлено биоклиматическими и ландшафтно-геохимическими условиями - экосемным потенциалом среды [220]. Данные зависимости вызывают необходимость изучения как общих закономерностей пове-

дения загрязняющих веществ в ландшафтах, так и специфических, зависящих от экзогенного потенциала ландшафтов. Ответные реакции почв - их формы, распространенность, тренды - в значительной степени определяют не только современное состояние и особенности функционирования местных ландшафтов и формирующихся в них техногенных систем: их устойчивость или изменчивость, но и характер отдаленных следствий. Несмотря на значительное количество работ, закономерности поведения нефти и нефтепродуктов в почвах изучены недостаточно. По современным представлениям, почвы считаются загрязненными, если концентрации нефтепродуктов достигают величин, при которых в природных комплексах возникают негативные экологические сдвиги и они не могут вообще (или достаточно длительное время) сами справиться с загрязнением. Уровни содержания нефти, принимаемые в качестве пороговых, у разных авторов чрезвычайно разнятся. По данным Т.И. Артемьевой и др. (1980), концентрации нефти 0,15% заметно снижают урожай ячменя. В загрязненных нефтью почвах меняется ферментативная активность [103, 217 и др.]. Для подавления нитрификации почв достаточно 0,5% нефти в работе R.L.Raymond и др. (1976) и полевых опытах показано отсутствие потерь почвой нефтепродуктов за счет вымывания дождевой водой. Легкую растворимость некоторых компонентов нефти отмечают Е.Н. Hubbard (1975), Р.Я. Краснощекова и др. (1977), в результате чего растворенные БВ (включая ПАУ) попадают в природные воды. Представляется, что приведенные ранее данные по растворимости основных групп углеводородов, входящих в состав нефти, однозначно свидетельствуют о высокой вероятности миграции нефтяных компонентов в водных растворах, а следовательно, в почвах и почвенно-грунтовых водах. Экспериментальное подтверждение подвижности нефти в почвах разных природных зон России, сопредельных и других государств, в том числе и за счет смыва нефтепродуктов, получено в работах [182, 201, 217, 266 и др.]. Каких-то общих правил, описывающих миграцию нефти и нефтепродуктов в почвах, пока не выявлено, особенно в диапазоне реального времени. Многочисленные эмпирические исследования показали значительную вариабельность возможной проницаемости нефти и нефтепродуктов. Варьируют сведения о размерах площадей за-

грязнения. По данным М.З. Гайнутдинова и др. [58], величина пятен нефти, обнаруженных в почвах Татарстана, укладывается в интервал от нескольких десятков квадратных метров до 5 га и более. Усинские катастрофические разливы нефти охватили площадь около 62 км², при этом практически не известна ни радиальная, ни латеральная структура техногенных битуминозных ореолов, особенности вторичного (посттехногенного) перераспределения загрязнителей в пространстве и времени. Количественные закономерности изменений в почвах конценрации БВ, через разные сроки после аварий, также изучены недостаточно. Известно только, что химическая деградация и биodeградация отдельных групп БВ происходит с разной скоростью [169, 170, 281 и др.]. Отсутствуют систематические материалы о реальных концентрациях БВ в почвенном профиле и почвенном покрове в разных биоклиматических условиях. Нет и единого взгляда на формы преобразования почв в условиях нефтедобывающего производства. Неизвестно также, при каких конценрациях БВ могут происходить те или иные вторичные изменения свойств почв. В то же время эти данные представляют практическую важность, так как без них сложно, а часто и невозможно понять:

- характер взаимоотношений БВ с почвенной массой;
- определить прогнозную нефтеемкость почвенного покрова;
- разработать меры по охране ОПС и рекультивации почв;
- разработать систему мониторинга и т.д.

Имеющиеся материалы, включающие и собственные натурные и экспериментальные исследования, свидетельствуют, что поведение нефти и нефтепродуктов (БВ) в почвах и ландшафтах достаточно сложное. Выявлено, что в незагрязненных почвах на территориях месторождений нефти в любых физико-географических и ландшафтно-геохимических условиях содержится то или иное количество БВ (табл. 28). По данным Ю.И. Пиковского [182], на территории промыслов в фоновых почвах присутствуют как почвенные, так и собственно нефтяные битумоиды. Эти смешанные битумоиды создают общий региональный фон, на котором проявляют себя локальные потоки загрязнителей от определенных источников загрязнения. В происхождении смешанных битумоидов определенную роль играет природная диффузия уг-

леводородов из недр, что является результатом естественных процессов, связанных с формированием вторичных ореолов рассеяния углеводородов, индицирующих месторождения нефти [122, 217 и др.]. Повышение регионального фона битуминозных веществ в почвах приводит к возникновению обширных наложенных геохимических полей на большей части нефтедобывающей провинции, что служит основой геохимических методов поисков месторождений углеводородного сырья.

Сравнение уровней содержания БВ в почвах аналогичных природных позиций на действующих промыслах и на еще не освоенных месторождениях свидетельствует о том, что в процессе работы промыслов формируются не только локальные очаги загрязнения, но увеличивается и уровень регионального фона.

Содержание нефтяных компонентов в "фоновых" почвах нефтепромыслов составляет десятые-тысячные доли грамма на 1 кг почвы. Но, если почвы находятся вблизи технических систем, то содержание углеводородов в них увеличивается и может достигать 0,5-1,5 г/кг почвы, а в редких случаях до 2,0 г/кг.

Уровни фоновых концентраций углеводородов неодинаковы для почв разных природных комплексов. Закономерности профильного распределения БВ могут определяться генетическими свойствами почв. Например, дерново-подзолистые почвы характеризуются элювиально-иллювиальным типом распределения, и разница в накоплении БВ в элювиальных и иллювиальных горизонтах может составлять от - 0,02-0,08 г/кг, до - 0,15-0,5 г/кг. Повышенные содержания нефтяных углеводородов характерны для болотных почв, которые представляют собой области естественной аккумуляции веществ, мигрирующих из окружающих ландшафтных комплексов. Однако чаще всего выраженная закономерная связь фонового распределения БВ с генетическим профилем почв отсутствует.

Кроме того, как показали исследования, для каждого нефтедобывающего района (даже в однотипных биоклиматических условиях) существует свой фон содержаний нефтепродуктов [181].

Сравнение содержаний углеводородов в импактных зонах с местным природным фоном свидетельствует, что концентрации БВ в загрязненных почвах могут превышать фоновые уровни на 2

- 5 порядков и в ряде случаев достигают 400-600 г/кг почвы (табл. 29).

Таблица 28

Варьирование содержаний БВ в незагрязненных почвах разных нефтедобывающих районов России [по 217]

Природные условия	Почва	Субстрат	Глубина, см	БВ (гексановая фракция), г/кг
Типичная тундра ЕТР	Торфяник	Торф	0-19	0,03
			19-60	0,06
	Торфяно-глеевые	Суглинки	0-23	0,01
			35-45 >45	0,01 0,01
Тундровые дерново-глеевые	Суглинки	5-27	0,01	
		27-32 32-50	0,06 0,01	
Южная тундра ЕТР	Тундровые торфянисто-глеевые	Суглинки	0-12	0,01
			12-17	0,20
			17-42	0,01
	Горфяно-перегнойно-глеевые	Торф Суглинки	0-13	0,60
13-26 26-31 31-36			0,05 0,08 1,50	
Лесотундра Западной Сибири	Подзолы иллювиально-железистые	Пески	0-13	0,90
			24-41	0,40
			41-52	0,20
	Тундрово-глеевые	Суглинки	3-6	0,02
19-44			0,40	
61-81			0,60	
Северная тайга Зап. Сибири	Торфянисто-подзолисто-глеевые	Торф Супеси	3-10	0,60
			10-20	1,00
	Торфяник	Торф	46-57	0,20
0-10 10-20			0,05 0,04	
Южная тайга	Дерновоподзолистые целин-	Суглинки	0-6	0,10
			6-17	0,10
Широколиственные леса Предкарпатья	Буроземно-подзолисто-глеевые	Суглинки	0-6	0,20
			6-13	0,10
			22-39	0,02
			39-59	0,02
Лесостепь Пермского Прикамья	Серые лесные	Супеси	0-24	0,02
			24-34	0,01
			34-44	0,01
			44-54	0,01

Высокие концентрации нефти обнаруживаются в загрязненных почвах любых природных зон. При этом разброс содержаний БВ в почвах даже в пределах одного и того же месторождения весьма значителен. Однако, при прочих равных условиях, наиболее высокой

нефтеемкостью обладают тундровые и болотные почвы, главным образом их торфяные горизонты.

Таблица 29

Содержание БВ в почвах разных нефтедобывающих районов России [по 217]

Природные условия	Почва, время после загрязнения	Субстрат	Глубина, см	БВ (гексановая фракция), г/кг
Типичная тундра. ЕТР	Тундровые дерново-глеевые, 1 месяц после загрязнения	Суглинки	0-7	70,0
			7-13	0,4
			13-30	0,3
	Тундровые торфяно-перегнойно-глеевые, полгода после загрязнения	Торф, суглинки	0-5	100,0
5-25			3,0	
25-47			3,0	
47-57			4,3	
Южная тундра ЕТР	Тундровые торфяно-глеевые, 3 года после загрязнения	Суглинки	0-23	245,0
			23-39	210,0
			>39	1,2
Лесотундра Западной Сибири	Подзолы иллювиально-железисто-гумусовые, год после загрязнения	Пески	0-3	45,4
			3-6	138,3
			9-11	65,9
			11-32	31,2
	Тундровые торфяно-глеевые, полгода после загрязнения	Торф, иловатые пески	0-5	462,0
12-35			3,8	
36-50			0,5	
Северная тайга Западной Сибири	Торфяно-подзолисто-глеевые, год после загрязнения	Торф, суглинки	0-15	504,0
			28-39	88,5
			39-60	18,0
			60-85	0,2
Южная тайга Пермского Прикамья	Дерново-подзолистые пахотные, полгода после загрязнения	Супеси	6-15	41,2
			15-28	16,8
			49-83	1,4
			101-120	4,0
	Дерново-подзолистые (глееватые) лесные целинные, пять лет после загрязнения	Суглинки	0-3	15,0
3-15			18,2	
15-34			2,3	
34-52			5,0	
			52-90	1,4
Лесостепь Пермского Прикамья	Светло-серые лесные пахотные, два года после загрязнения	Супеси, легкие опесчанен-ные суглинки	0-6	10,0
			6-15	8,0
			15-26	4,0
			26-37	6,0
			37-56	1,0

Органогенные горизонты почв более южных ландшафтов вмещают значительно меньше БВ. Органогенные и минеральные субстраты различаются по нефтеемкости и глубине возможного просачивания загрязнителей. Относительно глубокое проникновение нефти (глубже 1-2 м) возможно в почвах любых природных зон: в Западной Сибири (Самотлор) - 1,5м [74]; в южной тайге в дерново-подзолистых пахотных почвах глубже 2,0 м. Глубина просачивания нефти может ограничиваться только верхними горизонтами в пре-

делах 10-15 см или достигать 1 -2 м [56, 149]. Наиболее глубоко нефть и нефтепродукты продвигаются в субстратах легкого механического состава - в гравелистых отложениях, песках, супесях, а также трещиноватых породах [215, 266].

По наблюдениям Е. Eizenhut (1969), нефтепродукты (мазут), через два года после загрязнения, были обнаружены на глубине 8,65 м (глинистые лессы), а через двое суток - на глубине 2,25 м (суглинок с галькой) и устойчиво фиксировались через семь лет на глубине 8,5 м (песчаный суглинок). Разуплотнение верхних горизонтов почв усиливает просачивание нефти, вследствие чего в пахотных почвах при одинаковой техногенной нагрузке БВ обнаруживаются в более глубоких горизонтах, чем в аналогичных целинных разностях [57]. Радиальная миграция нефти и нефтепродуктов зависит также от насыщенности почв водой, в результате чего при прочих равных условиях наиболее глубоко они просачиваются в сухие почвы [73].

Широкое развитие болотных процессов и торфообразования в северных ландшафтах России усиливает экологическую опасность нефтедобывающего производства в этих регионах как вследствие преобладания высокочемких субстратов, так и активного латерального разноса поллютантов из-за высокой обводненности почв.

При сбросе в почвы других групп нефтесодержащих загрязнителей, например, сточных вод или буровых растворов, уровни накопления БВ, как правило, ниже, чем при сборе нефти, но в зависимости от состава техногенных потоков уровни содержания БВ также достаточно высоки (табл. 30).

Таблица 30

Содержание БВ в почвах, загрязненных сточными водами, буровыми растворами, сырым конденсатом

Природные условия	Загрязнитель	Почвы	Глубина, см	Угледороды, г/кг
Лесотундра Западной Сибири	Сточные воды	Торфяники	0-12	13,8
			12-31	60,6
			31-68	14,9
			80-90	8,9
	Буровые растворы	Торфянисто- подзолисто- глеевые	0-9	11,7
			9-23	1,9
			23-41	0,4
Сырой конденсат	Болотные торфяно- глеевые	0-8	65,5	
		8-31	12,7	
		31-50	0,5	
		0-6	1,1	
Южная тайга Пермского Прикамья	Буровые растворы	Дерново- подзолистые	6-18	6,8
			18-41	3,2
			41-68	<0,1

В загрязненных почвах резко меняются отношения между группами битумоидов, переходящих в гексановые (ГБ) и хлороформные (ХБ) вытяжки, что подчеркивается отношениями ГБ/ХБ (табл. 31).

Закономерности миграции - закрепления нефти и нефтепродуктов в почвенной толще определяются уровнями *нефтеемкости нефтеотдачи* отдельных почвенных тел и их комбинациями в пространстве. Важнейшую роль играют генетические свойства почв, принявших техногенный поток, и механический состав субстратов, от которых зависит общая площадь поверхности почвенных частиц в единице объема, сорбционные свойства, суммарная величина порово-капиллярных сил, возможности свободного гравитационного движения загрязнителей или их закрепление и т.д. Значительную роль в миграции нефти и нефтепродуктов играет их плотность и вязкость.

Таблица 31

Распределение разных групп БВ в фоновых и загрязненных почвах (южная тайга, Пермское Прикамье)

Почвы	Глубина, см	БВ, г/кг			
		ГБ	ХБ	Сумма	ГБ/ХБ
Дерново-подзолистые суглинистые фоновые	6-10	0,05	0,4	0,45	0,1
	10-34	0,1	0,1	0,2	1,0
Дерново-подзолистые суглинистые (через 6 месяцев после загрязнения)	6-15	41,2	34,0	75,2	1,2
	15-28	16,8	12,1	28,9	1,4

Свойства коллоидных систем, почвенная влага и почвенный воздух определяют конкурентов распределения нефти в почвенной массе [74]. Количественные соотношения нефть - почвенная вода - почвенный воздух непрерывно меняются в почвенном пространстве из за сложной субстативно-структурной организации каждого генетического горизонта (наличия иерархической системы организации порово-капиллярно-трещинного пространства, закономерной профильной организации коллоидных систем и т.д.).

Многокомпонентность нефти и многообразие свойств почвы, как сложной гетерогенной системы, определяют фракционирование загрязнителей при их миграции в ОПС, частичное расслоение по плотности, вязкости, активности взаимодействия с почвенной массой. При этом почвенные тела, выступают как специфические хроматографические колонки, обеспечивающие пространственную дифференциацию сложных техногенных смесей. При гравитационно-

капиллярном движении нефти и нефтепродуктов происходит опережающая сорбция высокомолекулярных (прежде всего смолистых) компонентов нефти. Концентрации смолистых веществ в верхних генетических горизонтах профиля относительно нижних горизонтов увеличиваются в несколько раз.

Наблюдается постепенное снижение молекулярного веса БВ – происходит их своеобразное «облегчение» на пути миграции. Это явление отчетливо отражается в люминесцентных параметрах битумоидов, в частности, в цвете люминесценции капиллярных вытяжек [181,182]. Избирательная сорбция углеводородов с неодинаковой молекулярной массой показана экспериментально [281]. Доказана опережающая миграция низкомолекулярных углеводородов. Разная миграционная активность отдельных БВ техногенных потоков приводит формированию не только закономерно радиальной, но и латеральной структуры наложенных техногенных ореолов - пространственной зональности распределения БВ.

7.4. Пути миграции и закономерности внутрипочвенного распределения нефти и нефтепродуктов

Анализ содержания БВ в вертикальном профиле загрязненных почв свидетельствует о сложном перераспределении нефти и нефтепродуктов по геологическим горизонтам. При этом эмпирические и экспериментальные исследования свидетельствуют о неодинаковом характере распределения поллютантов в разных типах почв, что обусловлено своеобразием характерных соотношений гравитационно - капиллярных и диффузных сил, действующих во всех направлениях. Закономерности рационального накопления выноса БВ тесно связаны с наличием и структурой внутрипочвенных геохимических барьеров (ГХБ), где происходит постоянная аккумуляция или временная задержка загрязнителей. Каждый из этих барьеров неоднозначно «работает» в определенных биоклиматических условиях и для разных типов загрязнителей.

В любых нефтедобывающих районах при поверхностном сбросе поллютантов их основная масса оседает в верхних органических горизонтах, выступающих в роли барьеров аккумуляторов. Наиболее высокие содержания БВ (до 550 г/кг сухой массы)

наблюдаются в торфяных горизонтах. В таких субстратах возможны и более высокие концентрации БВ, что обнаруживается эмпирически и показано экспериментально [217]. Интенсивность вероятного накопления нефти в одних и тех же горизонтах, их предельная нефтеемкость варьируют в зависимости от влажности субстратов (табл. 32).

Таблица 32

Предельная нефтеемкость органогенных горизонтов почв при разных уровнях влажности [по 217]

Почва	Характеристика горизонта	Влажность субстрата (%)	Нефтеемкость, г/кг
Болотные торфяно-перегнойно-глеевые	Хорошо разложившийся осоково-моховый торф	25-50	1620,0
		85-100	260,0
Тундровые поверхностно-глеевые	Слабо разложившийся сухоторфянистый	25-50	335,0
		85-100	40,0

Зависимость миграции-накопления нефти и нефтепродуктов в почвах от уровня их влажности подтверждены экспериментально - чем сильнее увлажнена почва, тем меньше возможность внутрипочвенного закрепления нефти и тем выше активность ее радиального и латерального перемещения (включая поверхностный смыв). Уровни накопления БВ зависят также от количества и состава поступающих загрязнителей. Содержание БВ в почвах, загрязненных конденсатор (при тех же условиях), будет на порядок ниже, чем в нефтезагрязненных почвах (табл.30).

В любых случаях, превышение предельной для каждого уровня влажности нефтеемкости субстратов приводит к стеканию избытка загрязнителя в нижние горизонты профиля почв или почвенно-грунтовые воды.

Как отмечалось выше, нефтепроницаемость почв обусловлена размерами и формой пор, расположением частиц почвогрунтов [285], а также наличием и размерами капилляров, трещин и корневых ходов. В верхних горизонтах почв из-за значительного объема свободного порово-трещинного пространства происходит, главным образом, фронтальное просачивание нефти, которая может почти полностью насыщать массу этих горизонтов. Для этой части профиля характерны наиболее высокие концентрации БВ и минимальные различия их между отдельными почвенными блоками.

Интенсивность и специфика проникновения нефти в более глубокие горизонты зависят от их гранулометрического состава. При этом переслаивании почвогрунтов разного гранулометрического состава радиальная миграция нефти резко тормозится, что связано, по-видимому, с неодинаковыми капиллярными давлениями в слоях, что и определяет энергетический барьер [18] препятствующий движению поллютанов. При суглинистом составе субстратов, как показали непосредственные полевые наблюдения за миграцией нефти в почвах [217] и экспериментальные заливки нефтепродуктов, основным механизмом поступления нефти в нижние горизонты почв служит гравитационное стекание по каналам миграции, что сопровождается насыщением нефтью крупных и мелких трещин и относительно слабым последующим оттоком БВ в мелкие капилляры с диффузией в межтрещинную массу. В более проницаемых блоках почв сосредотачиваются и наиболее тяжелые фракции загрязнителя. Легкие фракции перемещаются в межтрещинную массу. Вторичное внутрипочвенное перераспределение нефти приводит к новому варианту неоднородности ее распределения между существенно отличающимися литологическими, текстурно и структурно почвенными блоками.

Наличие в почвах геохимических барьеров с различной емкостью определяет сложный радиальный профиль распределения загрязнителя. С течением времени вторичные концентрации вещества на внутрипочвенных барьерах в ряде случаев могут превысить содержание загрязнителя на верхнем барьере. Содержание БВ в нижней части профиля почв может стать в 3-4 раза выше, чем в верхней, что характерно для первично очень сильно загрязненных почв с однородными субстратами. Основным механизмом смещения загрязнителей из верхних горизонтов в нижнее является вымывание части БВ атмосферными осадками. Вторичные вымывания нефти из рыхлых горизонтов почв выше, чем из плотных из-за увеличения уровня капиллярной зацементированности остаточной нефти в более плотных субстратах и более высокой вероятности сохранения нефти в тупиковых порах, что обусловлено структурой внутрипорового пространства. Перераспределение легких фракций происходит быстрее, чем более вязких и тяжелых, что также усиливает контрастность профиля распределения БВ.

Существование предельных размеров пор и капилляров, при которых молекулы БВ не могут проникать, приводят к формированию геохимических и механических барьеров (барьеров-«экранов»), в качестве которых выступают глеевые и мерзлотные горизонты почв (окислительно-восстановительные и криогенные низкотемпературные барьеры), глинистые иллювиальные и иллювиально-глеевые горизонты (минерально-сорбционные) и т.д. Такие горизонты, особенно во влажном состоянии практически не пропускают органические поллюанты.

Содержание БВ в таких субстратах при загрязнении почв очень незначительно превышает фоновые уровни для данной территории даже при очень высоких содержаниях поллютантов в горизонтах над ними. Роль своеобразного барьера выполняют и грунтовые воды, переводящие движение нефти и нефтепродуктов в вертикальном профиле почв в латеральный почвенно-грунтовый сток.

Однако абсолютно непроницаемых природных барьеров не существует. Их устойчивость зависит от потенциальной способности почвенной массы, длительности взаимодействия с поллютантами, реальных механизмов их поступления в почвы, определяют «рисунок» радиального распределения в профиле почв.

Таким образом закономерности образования профиля БВ на момент загрязнения обусловлены строением почвенного профиля - системой почвенно-геохимических барьеров и их свойствами, количеством и формой почвенной влаги.

Вторичное перераспределение поллютанов между разными блоками почвенных тел осуществляется в результате процессов миграции и естественной деструкции БВ. В наиболее простом случае с течением времени происходит постепенное уменьшение концентраций БВ в верхней части профиля почв при незначительном накоплении поллютанов в нижних горизонтах. Непосредственно после поступления нефти в почвы в верхней части профиля содержание БВ выше в каналах миграции. Но так как микробиологическая активность в межтрещинной массе более низкая из-за затрудненного доступа кислорода, то последующее разложение БВ в этих морфонах замедленно, что определяет повышенную сохранность в них загрязнителя. В результате, с течением времени более низкие остаточные концентрации БВ оказываются приуроченными к каналам миграции.

Эти же блоки почв характеризуются и более интенсивной миграцией почвенных растворов, а следовательно, повышенным выносом загрязнителя и его метаболитов в растворенной или эмульгированной форме. Вынос углеводов в растворах усиливает их естественную пространственную сепарацию из-за разной растворимости отдельных компонентов нефтей.

Таким образом, разный состав поступивших в почвы веществ, специфика строения почвенного профиля, разная емкость внутрипочвенных ГХБ определяют сложное радиальное строение техногенных ореолов БВ, неодинаковое на каждом вертикальном срезе их объема и меняющееся во времени.

Фракционирование нефти при ее сбросе в ОПС осуществляется при радиальной миграции техногенных потоков, но и по мере их удаления от источника выброса, что формирует первичную латеральную зональность структуры техногенных ореолов в объеме всего загрязненного почвенного пространства. В наиболее простых случаях - непосредственно после сброса загрязнителей в ОПС (или через небольшой срок) распределение БВ характеризуется постепенным уменьшением их содержаний от мест прорыва техногенного потока к краевым частям ореола загрязнения. Такой характер первичного распределения БВ имеет место в любых природных условиях и не зависит от типа ТГ потока. При авариях на технических объектах зимой происходит более сложное внутрипочвенное радиальное и латеральное передвижение нефти по трещинам в замершей почве [269].

Фракционирование многокомпонентных смесей загрязнителей при их латеральном перемещении приводит к оседанию основной массы тяжелых и вязких БВ, в ядре ореола загрязнения. Отставание миграции высокомолекулярных (в первую очередь смолистых) компонентов нефти подтверждено в экспериментах по внесению дозированных количеств нефти в почвы.

В процессе латерального перемещения БВ (после аварийного слива) к краевым зонам ореолов загрязнения в почвах изменяются соотношения между более подвижными гексановыми фракциями и хлороформными битумоидами.

Постепенное падение концентраций БВ в почвах по мере удаления от мест аварийного выброса техногенного потока нарушается латеральными (ландшафтными) барьерами. Роль ла-

терального барьера могут выполнять границы различных элементарных ландшафтов, в том числе и границы между целинными луговыми ландшафтами и пахотными землями. На ландшафтных и собственно геохимических барьерах происходит не только общее накопление БВ, но меняются и соотношения между их отдельными фракциями.

Строгая первичная латеральная зональность ТГ ореолов БВ осложняется не только геохимическими барьерами, но и дополнительными техногенными воздействиями на загрязненные почвы. В частности, такие нарушения происходят при рыхлении почв для улучшения аэрации почвенной массы. Там, где рыхление произведено, количество БВ в почвах уменьшается. Но в том же ореоле загрязнения на одинаковом расстоянии от места выброса нефти и на очень близких расстояниях между собой (3 м) сохраняются «острова» нетронутого техникой почвенного материала; где концентрации поллюанта остаются очень высокими.

Рыхление загрязненных нефтью почв и их распашка способствуют активизации процессов самоочищения загрязненных земель. Однако выполнять эту работу надо тщательно, не оставляя «останцовых» массивов, и рыхлить следует несколько раз, чтобы уменьшить количество «останцов».

Таким образом, с момента поступления жидких углеводородов в природные системы в процессе их внутрипочвенной миграции начинается формирование «первичной», сингенетической геохимической зональности техногенных ореолов загрязнения, главные черты которой, как было показано выше, определяются:

- наиболее высокими содержаниями БВ в почвах ядра ореола при постепенном их уменьшении к краевым зонам;
- максимумами содержаний БВ в верхних горизонтах почв и каналах миграции (вне зависимости от положения почвенного тела в ореоле загрязнения);
- преобладанием тяжелых углеводородов в ядре ореола, верхних горизонтах почв и каналах миграции;
- легких углеводородов - в почвах краевых зон ореолов, нижних горизонтах почв и межтрещинной массе.

Наличие радиальных и латеральных барьеров осложняет первичную зональность техногенных инфильтрационных тел (ореолов загрязнения) и приводит к образованию в их пределах контрастных

зон аккумуляции, которые могут и не совпадать с ядром ореола загрязнения.

Исследования показывают, что при анализе устойчивости почв к техногенным нагрузкам основными методическими приемами служат динамические наблюдения на эталонных площадках и экспериментальное моделирование. На практике подобные работы включают:

- анализ серии датированных эталонных объектов, различающихся сроками загрязнения;
- прямые динамические наблюдения на одних и тех же объектах;
- полевые эксперименты с внесением нефти и нефтепродуктов в почвы по схеме «доза-время-эффект»;
- лабораторное моделирование нефтеемкости - нефтеотдачи почв на почвенных монолитах.

Важнейшие аспекты динамических наблюдений:

- выявление закономерностей и механизмов перераспределения БВ в вертикальном профиле почв и на разных расстояниях от источника выброса;
- изменение концентрации и состава битуминозных компонентов и вероятность увеличения первичной площади загрязнения;
- анализ влияния БВ на свойства вмещающих их почв.

Работ, где приводятся данные систематического анализа динамики процессов преобразования свойств нефтезагрязненных почв, немного [170, 217 и др.].

Особенно слабо изучена геохимическая структура всего техногенного ореола как единого природно-техногенного образования со всем многообразием характерных почвенно-геохимических процессов (включая их радиальные и латеральные перестройки). Между тем, не зная совокупности явлений, протекающих во времени во всем загрязненном почвенном пространстве, проблему оптимизации природопользования и восстановления нефтезагрязненных территорий в том числе, решить невозможно.

Многолетние динамические наблюдения, проводившиеся в разных природных условиях, свидетельствуют о том, что после прекращения аварийного сброса нефти и нефтепродуктов происходят не только процессы их естественной деструкции, но осуществляется и активное внутрипочвенное перераспределение поллютантов. Происходит миграция как самих загрязнителей, так и их метаболитов, что

сопровождается перестройкой геохимической структуры первичных ореолов БВ и образованием их «вторичной» - эпигенетической зональности.

Происходит постепенное передвижение «избыточной» нефти в нижние горизонты почв и к периферии ореола, что в итоге приводит к ее выходу за пределы первоначального контура загрязнения - в окружающие фоновые почвы.

Скорость латерального перемещения поллютантов в разных горизонтах почвенного профиля неодинакова. Так, наблюдения за динамикой вторичного перераспределения нефти в болотных ландшафтах северной тайги Западной Сибири показали, что через год после аварийного выброса нефти максимум концентраций БВ в верхних торфяных горизонтах сдвигается из почв ядра ореола в почвы его краевой зоны, и загрязнитель распространяется на значительные площади за пределы первичного контура поражения (рис. 7).

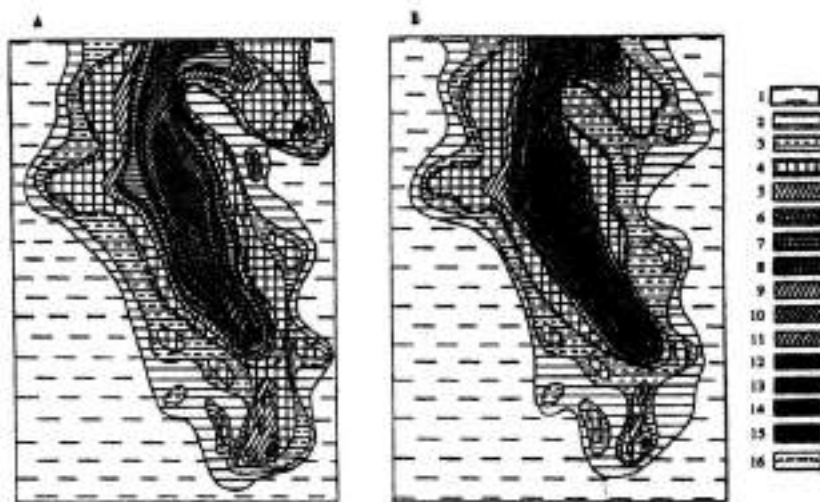


Рис.7. Структура ореола загрязнения в болотных торфяно-подзолистых почвах через год после выброса нефти (северная тайга Зап. Сибири):

А — в верхних горизонтах (0-30 см); Б — в средней части профиля (40-65 см).
 Битуминозные вещества (г/кг почвы): 1 — менее 1; 2 — 1-10; 3 — 10-50; 4 — 50-100; 5 — 100-150; 6 — 150-200; 7 — 200-250; 8 — 250-300; 9 — 300-350; 10 — 350- 400; 11 — 400-450; 12 — 450-500; 13 — 500-550; 14 — 550-600; 15 — более 600; 16 — граница морфологически видимого ореола

С течением времени в пределах ореола загрязнения происходит постепенный поверхностный смыв ТГ веществ в соответствии с уклонами местности (при одновременном частичном сбросе загряз-

нителя в нижнюю часть почв) и внутрипочвенная латеральная миграция поллютанта. Формирующаяся вторичная структура ореола загрязнения неодинакова на разных вертикальных срезах его объема. На глубине 40-65 см (в нижних торфяных горизонтах) максимум БВ локализуется в узкой осевой полосе ореола (с некоторым сдвигом к центральной части).

Направление миграции поллютантов соответствует, вероятно, основному руслу грунтового стока. Из-за меньшей скорости внутрипочвенного потока в этой части ореола максимум концентраций нефти не успевает «дойти» до краевой зоны ореола и фиксируется в его средней части. Наиболее высокие концентрации загрязнителя оказываются приуроченными к зоному руслу грунтового стока.

Из-за меньшей скорости внутрипочвенного потока в этой части ореола максимум концентраций нефти не успевает «дойти» до краевой зоны ореола и фиксируется в его средней части. Наиболее высокие концентрации загрязнителя оказываются приуроченными к зонам внутрипочвенного стока. Такое «расслоение» миграционного потока нефти обусловлено неодинаковыми условиями перемещения вещества в разных частях ореола, в рассматриваемом случае из-за различий в характере субстратов - степени разложения торфов и их неодинакового ботанического состава.

Наиболее четко сформированные внутрипочвенные потоки обнаруживаются в ложковой сети, даже если прямого сброса поллютантов в них и не производилось. Такие потоки - основные каналы сброса поллютантов в грунтовые и поверхностные воды. Загрязненные почвенно-грунтовые и подземные воды при выходе на поверхность создают вторичные ореолы загрязнения, что повсеместно наблюдается на территориях промыслов. Передвижение техногенных углеводородов к краевым частям первичного ореола загрязнения происходит и при сбросе в ландшафты других групп загрязнителей, в частности, буровых растворов или сточных вод.

Вторичное латеральное перемещение углеводородов в сложном почвенном пространстве определяет возникновение нескольких вариантов эпигенетической зональности техногенных ореолов. При идентичных почвенно-геохимических условиях по всей площади загрязнения, не меняющемся или слабо меняю-

щемся составе субстратов, близкой нефтеемкости почв, непрерывное перемещение БВ в их нижние горизонты и в почвы краевых частей теногенных ореолов, может приводить к возникновению ореолов, где максимальные содержания оказываются БВ приуроченными к их периферии. Аналогичные, но еще более контрастные ореолы формируются и при сбросе БВ из существенно минеральных почв в сопряженные с ними по рельефу торфяные почвы.

Возможны случаи формирования нескольких максимумов концентрации БВ:

- сохранение загрязненного ядра ореола и вторичное накопление БВ в средних или краевых зонах;
- образование или усиление максимумов накопления загрязнителей на геохимических барьерах.

Размеры ореолов загрязнения, контрастность накопления загрязняющих веществ в отдельных его частях и их геохимическая структура при одинаковой мощности техногенного выброса отличаются в разных природных условиях. Наиболее контрастны ореолы загрязнения в северных регионах России, где сосредоточена значительная часть нефтепромыслов. Для почв этих ландшафтов характерны очень емкие органогенные горизонты, среди которых особенно велика роль собственно торфяных субстратов. Свойства торфа определяют жесткий захват загрязнителей и их устойчивое накопление в органогенном материале. Но, несмотря на значительную нефтеемкость торфов, они не являются абсолютным экраном для движения техногенных потоков нефти (ни вниз по профилю, ни по уклонам местности). Значительная влагоемкость и постоянное обводнение торфов не только снижают их реальную нефтеемкость, но определяют интенсивную миграцию загрязнителей внутри торфяных массивов, что приводит к несовпадению контуров поверхностного и внутрипочвенного загрязнения (рис.7).

Горизонтальное растекание загрязнителей осуществляется и при встрече нефтяного потока с грунтами различной проницаемости, что показано экспериментально и существует в реальных условиях. При этом внутрипочвенное загрязнение может быть более контрастным, чем поверхностное. Активизация латерального стока и расширение площади ореолов загрязнения происходит и в однородных грунтах при достижении поллютантами поч-

венногрунтовых вод, интенсивно «растягивающих» инфильтрационное тело.

В этих же природных условиях в преимущественно минеральных почвах легкого состава отмечается высокая и вертикальная и горизонтальная подвижность естественных техногенных органических соединений, что может приводить к полному «заполнению» почвенных тел и вторичному просачиванию БВ в «боковые» почвы. В хуже дренированных суглинистых почвах, особенно глеевых и тиксотропных, преобладает боковой внутрипочвенный сток загрязнителя, так как эти горизонты слабо проницаемы (а на первых этапах загрязнения вообще непроницаемы) для нефти и представляют собой барьер - «экран», не пропускающий загрязнитель. В результате происходит миграция поллютантов над геохимическим барьером в соответствии с рельефом поверхности и рельефом внутрисочвенных горизонтов стока.

При неблагоприятных почвенно-геохимических условиях, в частности, при наличии глеево-восстановительных обстановок, БВ в почвах и грунтах сохраняются очень долго. Так, в глеевых и глееватых буро-подзолистых почвах широколиственных лесов Предкарпатья в непосредственной близости (5 - 10 м) от старых (пустых) амбаров и запаханых сливных канав, не использующихся несколько десятилетий, в почвах все еще фиксируются повышенные концентрации БВ (табл. 33)

Таблица 33

Концентрация БВ в глеевых буроземно-подзолистых почвах широколиственных лесов Предкарпатья

Местоположение точки наблюдения	Глубина, см	БВ, г/кг		
		ХБ	ГБ	БВ
Около старого нефтяного амбара (пустого)	0-8	0,1	0,2	0,3
	8-26	1,5	2,9	4,4
	26-36	1,5	2,5	4,0

Остаточные концентрации БВ в лучше азрированных дерново-подзолистых почвах южной тайги Пермского Прикамья ниже, но и здесь через 25 лет остаточные содержания БВ превышают фоновый уровень в 4-20 раз и более. Уменьшение содержаний БВ наиболее замедлено в иллювиальных горизонтах.

Таким образом, содержание техногенных углеводов в почвах, их распределение по профилю и во всем объеме загрязненного почвенного пространства обусловлено:

- особенностями веществ - загрязнителей;
- физико-химическими свойствами вмещающих почв (главным образом их сорбционной емкостью и эффективной пористостью);
- структурой почвенно-геохимических барьеров;
- временем с момента загрязнения.

При многократных или непрерывных утечках загрязнителей углеводородов возможны и "классические" варианты вторичного перераспределения БВ: освобождение ядра ореола и структура формирующихся ореолов загрязнения усложняется. Так, при аварийном разливе нефтесодержащих сточных вод миграция БВ осуществляется в слое воды, при впитывании которой в подстилающие субстраты основная масса БВ из-за высоких концентраций в них вязких смолистых компонентов оседает на поверхности почв, создавая специфическую битуминозную корку (слой) разной мощности, и только наиболее растворимые фракции и часть водонефтяных эмульсий просачиваются в глубь почв. Вторичное пространственное перераспределение БВ вследствие их вязкости затруднено, либо вообще не происходит. Но при наличии в сточных водах более легких углеводородов возможны и «классические» варианты вторичного перераспределения БВ: освобождение ядра ореола и сдвиг углеводородов вниз по уклону поверхности и в нижние горизонты почв, хотя и в этом случае максимальные накопления БВ приурочены к верхней части профиля почв.

С течением времени нефть и нефтепродукты, концентрирующиеся на поверхности почв, могут вызывать «спекание» почвенной массы верхних горизонтов, что приводит к образованию прочно сцементированных кусочков (в том числе торфа), между которыми возникают зоны повышенной фильтрации жидкости. Подобные изменения морфологических свойств почв способствуют усилению как радиального внутри почвенного сброса загрязнителя, так и его миграции в почвы, находящиеся гипсометрически ниже. Барьерная роль таких горизонтов становится практически равной нулю [70].

Формирование вторичной структуры ореола загрязнения процесс длительный. По экспериментальным данным [266], формирование полного объема загрязненного (инфильтрационного) почвенно-грунтового тела (после однократного сброса загрязнителей - нефти и мазута) продолжается более года. В течение этого времени

происходит расширение площади наложенного ореола загрязнения. Одновременно в связи с фракционированием загрязнителя, его деструкцией и влиянием дождевых вод вокруг основного инфильтрационного тела образуется «ароматизированная» зона, объем которой через два года может быть в четыре раза больше объема центрального тела.

Эмпирические наблюдения за содержанием БВ в почвах с разными сроками загрязнения и прямые динамические наблюдения на одних и тех же объектах через определенное количество лет свидетельствуют, что метаморфизация и деструкция нефтяных углеводородов после их включения в почвенные системы происходит непрерывно и осуществляется вплоть до полного разрушения загрязнителя. Процесс этот достаточно длительный. Его скорость - функция биоклиматических факторов и почвенно-геохимических процессов.

В случаях попадания нефти и нефтепродуктов непосредственно в почвенно-грунтовые воды загрязнители переносятся на значительные расстояния. При этом существуют разнообразные формы и механизмы их миграции.

Они могут двигаться против потока и против действия силы тяжести, что определяется силами на границе раздела фаз и сорбционно-капиллярными силами. Экспериментально показано, что загрязнитель может поступать со свободной поверхности воды в чистые субстраты. Эмпирические данные также свидетельствуют об активности отмеченного выше эффекта «просачивания» БВ в «боковые» почвы (рис. 7).

Главное направление миграции техногенных БВ - движение в капиллярной кайме над зеркалом грунтовых вод. Мощность такого потока нефтепродуктов (высота над уровнем грунтовых вод) может составлять десятки см. В шурфах, вскрывающих подобные потоки, практически нет воды, только жидкие углеводороды, что неоднократно обнаруживалось в почвах при полевых исследованиях. Подобное явление отмечается в почвах любых природных зон. По данным Н.М.Махкашова (1990), в Фергане на площади 1 млн. м² обнаружен на поверхности подземных вод слой нефтепродуктов мощностью 1,5—2,0 м.

Время от момента первичного сброса техногенного потока (момента аварии) до выхода вторичного потока на поверхность или его обнаружения в краевых частях ореола может быть значительным, при этом зоны конечной аккумуляции загрязнителя часто ока-

зываются не только удаленными от источника его первоначального выброса, но могут «открываться» в местные водоемы и водотоки, часто достаточно далеко от места аварии.

Как было показано ранее, при попадании углеводородов в водоемы с низкой температурой, что характерно для северных рек и холодных сезонов в других ландшафтных условиях, процессы испарения нефти с поверхности и процессы ее деструкции ослаблены. Для окисления 1 л нефти требуется кислород из 400 м³ воды (Клименко, 1987). Нефть по водным путям распространяется на значительные расстояния, постепенно оседает на дно, заражая донные осадки, что усиливает общее загрязнение территории нефтепромысла и сопредельных с ними ландшафтов.

Перевод поверхностных техногенных потоков во внутрипочвенный сток приводит к тому, что нередко в пределах промысла наблюдается загрязнение самых нижних горизонтов почвенного профиля и подпочвенных горизонтов вне видимой связи с какими-либо техническими объектами. Это явление чаще всего связано с сорбцией вещества из загрязненных грунтовых вод.

Таким образом, активная вторичная перестройка структуры техногенных ореолов приводит к тому, что реальное распределение БВ значительно шире, чем морфологически видимые границы первичного контура загрязнения. Объем трансформированного почвенного пространства постоянно увеличивается, и одновременно усложняется зональность ореолов загрязнения (даже в случае однократного поступления техногенных потоков).

В заключении отметим, что, почвы обеспечивают пространственную дифференциацию многокомпонентных смесей. «Подвижность» ореолов загрязнения (вторичное расширение их площади и перестройка геохимической структуры) - универсальная закономерность поведения поллютантов в трансформированных ландшафтах, имеющая место в любых природных зонах.

Обобщенная модель поведения битуминированных веществ после их попадания в ландшафты показана на рис.8. Почвы и грунты обеспечивает пространственную дифференциацию многокомпонентных смесей. Подвижность ареалов загрязнения универсальная закономерность поведения поллютантов в трансформированных ландшафтах, имеющая место в любых природных зонах [217].

7.5. Трансформация солевого состава почв регионов нефтедобычи

Одним из наиболее характерных геохимических процессов преобразования природных систем, возникающим в районах добычи нефти и нефтегазоконденсатов является засоление почв, грунтов, поверхностных, внутрпочвенных и подземных вод, т.е. техногенный галогенез.

Данные о засолении почв в районах добычи нефти, в том числе и лесных, приводятся в работах [22, 56, 57, 62, 112, 118, 193, 217, 285 и др.].

Пусковые механизмы техногенного галогенеза - высокоминерализованные техногенные потоки, в составе которых значительную роль играют водорастворимые хлориды, в меньшей степени - сульфаты и карбонаты. Источники солей - сырая нефть (пластовые жидкости), сточные промысловые воды, содержимое амбаров, промывочные жидкости и другие геохимически активные вещества, применяемые для извлечения и обессоливания нефти. Масштаб и интенсивность воздействия минерализованных вод на почвы часто более значительны, чем воздействия собственно нефти (ее БВ) и нефтепродуктов. Высокие концентрации водорастворимых солей, поступающих в почвы с техногенными потоками, делает проблему техногенного галогенеза актуальной для любых природных условий, включая гумидные ландшафты. В то же время, крупные месторождения нефти в России, а следовательно, существующие и планируемые нефтепромыслы приурочены, в основном, к гумидным районам, поэтому проблема техногенного галогенеза достаточно остра для всей территории страны.

Подобные техногенные образования формируются как в исходно автоморфных почвах с дифференцированным профилем, так и в почвах гидроморфного ряда вплоть до болотных.

Аварии на нефтепромыслах приводят к заметному засолению почв при любых, даже относительно невысоких, концентрациях солей в пластовых жидкостях и соответственно в сточных водах. Предельным выражением процессов засоления служит формирование техногенных солончаков (более 1% солей в верхних горизонтах) и солончаковых разностей почв (более 1% солей в нижних горизонтах при несколько меньшем засолении верхних горизонтов).

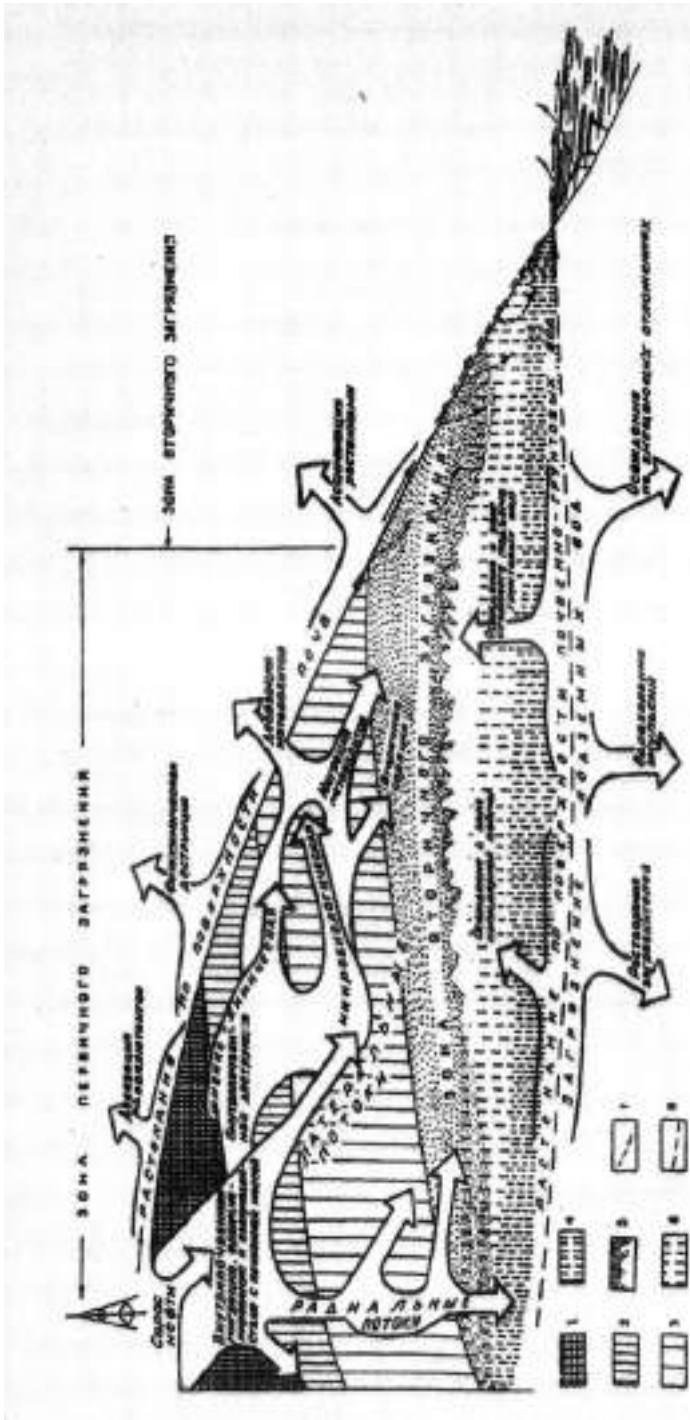


Рис. 8. Обобщенная модель поведения пластовых жидкостей (сырой нефти) в почвенных экосистемах. зоны загрязнения: 1 — преимущественного осаждения тяжелых фракций нефти; 2 — преимущественного осаждения легких фракций; 3 — преимущественного накопления минерализованных вод и легких фракций нефти; 4 — загрязненных вод капиллярной каймы; 5 — вторичного внутрипочвенного загрязнения; 6 — сезонного подъяема загрязненных почвенно-грунтовых вод; 7 — вторичные потоки загрязнителей; 8 — постоянный уровень почвенно-грунтовых вод

Относительно невысокие концентрации солей в пластовых жидкостях и стоках, характерные для промыслов Западной Сибири, определяют и более низкий общий уровень солевого давления на почвы этих территорий. Однако, и в таких случаях происходит увеличение содержания водорастворимых солей относительно фона в среднем на один-два порядка. На участках максимальных солевых нагрузок - при многократных выбросах загрязнителей или при затрудненности и невозможности их естественного оттока из ландшафтов - и в этих регионах возникают сильно и очень сильно засоленные модификации почв, вплоть до формирования техногенных солончаков.

Для всех природных условий одной из наиболее характерных особенностей техногенного галогенеза является большая изменчивость форм и уровней засоления. Достаточно яркие различия в типах солевых профилей имеют место в почвах разных участков нефтепромыслов часто на очень близких расстояниях - даже в пределах единого ореола загрязнения. Это зависит от ряда причин:

- состав и содержание солей в вертикальном профиле загрязненных почв обусловлены составом и объемами сбрасываемых в природные системы ТГ потоков;
- количество солей, поступающих в почвы с сырой нефтью, определяется обводненностью продуктивного пласта, что находится в прямой связи с длительностью эксплуатации месторождений, и поэтому общее количество солей, которое может поступать в почвы, и их индивидуальный состав изменчивы во времени даже в пределах одного промысла;
- при наложении нескольких, часто разных по свойствам потоков загрязнителей на почвы одной и той же территории, происходит как усложнение солевых профилей, так и увеличение солевых концентраций;
- роль первичных свойств почв и ландшафтов, принимающих техногенные потоки.

Существенную роль играет исходный состав почвенных растворов и миграционная структура ландшафтов. Большое значение имеет интенсивность миграционного обмена ландшафта с окружающими природными комплексами. В процессе миграции техногенных потоков в почвах и их взаимодействии с почвенной массой происходит как трансформация состава солей, так и изме-

нение под их воздействием свойств почв, что в значительной степени определяется структурой почвенно-геохимических барьеров.

В почвах нефтепромыслов, кроме хлоридно-натриевого, выделяются также и другие типы засоления.

По составу анионов:

- преобладает хлоридное (битуминозно-хлоридное);
- хлоридно-карбонатное и сульфатно-хлоридное.

По составу катионов:

- существенно натриевое;
- кальциево-натриевое;
- алюмо-железистое, характерное преимущественно для почв болотных ландшафтов.

Такой состав водных вытяжек из загрязненных почв наиболее характерен для заболоченных территорий Севера России.

В пределах ореолов высоких концентраций солей происходит гибель растительности.

В этом случае количество Cl^- в верхних горизонтах почв в эпицентрах техногенных ореолов может достигать 25,0-35,0 мг-экв/100 г почвы, т. е. величин, крайне токсичных для биоты. Соответственно, на таких территориях происходит полное уничтожение растительного покрова (вне зависимости от биоклиматических условий района нефтедобычи).

При движении в почвенной толще ТГ солевых потоков (непосредственно после аварийного выброса) происходит фракционирование солевых компонентов, что приводит к образованию первичной (сингенетической) радиальной и латеральной геохимической зональности ореолов. Геохимическая трансформация мигрирующих в почвах загрязненных вод отчетливо прослеживается по изменению их минерализации и характеру соотношения между основными ионами.

Формирование геохимической структуры солевых ореолов - динамичный и многоаспектный процесс. Пространственное распределение солей в почвах, загрязненных разными типами техногенных потоков, имеет как общие геохимические признаки, так и специфические, обусловленные составом загрязнителей. Менее подвижные карбонатные соли фиксируются в почвах, ближайших к источнику загрязнения (в ядре ореола). Сульфаты мигрируют

несколько дальше. Хлориды (как самые подвижные мигранты) распространяются дальше других соединений и создают внешний контур ореола. Подобная структура зональности ТГ ореолов (карбонаты, сульфаты, хлориды) в общих чертах соответствуют теоретическому ряду растворимости солей, а для вертикального профиля формирование аналогичной зональности в процессе миграции солей. На первой, сингенетической стадии становления ореолов засоления четко выделяется центральное ядро ореола, к которому приурочены максимальные солевые аккумуляции. В этой части наложенного ореола любые природные почвы (тундрово-глеевые, подзолы, торфяно-глеевые, болотные торфяные, подзолистые, дерново-подзолистые, серые лесные и др.) могут «замещаться» специфическими модификациями - солончаками и солончаковатыми разностями почв, включая битуминозные. При увеличении обводненности почв в связи с выбросом больших объемов минерализованных вод и ухудшением водопроницаемости субстратов может происходить усиление восстановительных процессов [62]. ТГ солончаки часто несут признаки оглеения вплоть до образования болотных солончаков.

Таким образом, при любом начальном составе солей в ТГ потоках (и любых типах принимающих их почв) важнейшая закономерность первичной геохимической дифференциации солей - переход соединений хлора в нижнюю часть профиля и к краевым зонам ореолов загрязнения. В результате в почвах краевых частей первичных солевых ореолов возникает преимущественно хлоридно-натриевое засоление, и геохимическая структура краевых зон солевых ореолов на территории промыслов в любых природных условиях практически идентична. Так, в засоленных дерново-подзолистых почвах южной тайги отношение ионов хлора и гидрокарбонатному по всему профилю выше, чем в соответствующих разностях незагрязненных почв, но ниже, чем в исходных промысловых водах. Могут быть случаи, когда в водных вытяжках обнаруживаются практически только хлориды натрия. Такой состав солей характерен для нижних горизонтов почв и, как отмечалось ранее, - для почв краевых зон ореолов засоления.

При наличии железа в составе ТГ потоков основная масса этого элемента выпадает из вод в непосредственной близости от места аварийного выброса, что приводит к возникновению специфического варианта геохимической зональности ореолов обра-

зованию железисто-солевого ядра, где возможны даже железистые солончаки. Интенсивность засоления по мере удаления от источника выброса падает, и в краевых зонах ТГ ореолов фиксируются слабо- или средnezасоленные почвы.

Если в ТГ потоках есть БВ, то эти компоненты, как было показано ранее, также задерживаются в верхней части профиля почв и вблизи источника выброса, а более подвижные минеральные соединения обнаруживаются по всему почвенному профилю и создают внешний контур ТГ ореола [215 и др.]. В таких случаях вблизи источника выброса возникают почвы, в которых высокий уровень засоления сочетается с интенсивной битумизацией.

Непосредственно после выброса в ландшафты минерализованных жидкостей основная масса солей скапливается, как правило, в верхней части почв - локализуется в наиболее легко промываемых верхних горизонтах. При этом возможная солеемкость каждого горизонта оказывается неодинаковой. Так, в подзолистых и дерново-подзолистых почвах меньше солей приходится на собственно элювиальные горизонты, характеризующиеся наименьшей исходной водоудерживающей способностью. При одинаковой первичной солевой нагрузке количественные характеристики процесса - интенсивность первичного засоления и характер солевого профиля в значительной степени определяются свойствами почв, принимающих загрязнители. Очень высока роль органогенных горизонтов (торфяных, сухоторфянистых, дерновых). Большое влияние оказывает расстояние до источника выброса и механический состав почв, определяющий скорость миграционных процессов и интенсивность возможной перестройки солевого состава мигрирующих потоков.

Таким образом, сепарация вещественного состава минерализованных вод в процессе их миграции в почвах приводит к изменению форм техногенного галогенеза в разных зонах ореолов загрязнения и возникновению неодинаковых стартовых условий вторичной трансформации природных систем, что также является общей закономерностью для любых биоклиматических условий.

Судьба ТГ солей в почвах предопределена биоклиматическими и ландшафтнoгeохимическими условиями. При несоответствии новообразованного солевого состава почв климатическим факторам (гумидные ландшафты) происходит интенсивное засоление почв, характеризующееся крайней динамичностью коли-

чественного и качественного перераспределения ТГ солей. Поступление в почвы атмосферных осадков приводит к быстрым изменениям концентраций солей в почвенном пространстве и вторичной внутрпочвенной трансформации почвенно-техногенных растворов вследствие избирательной и физико-химической адсорбции отдельных ионов и смены геохимических условий на пути движения ТГ потока. Это ведет к изменению радиальной и латеральной структуры геохимической зональности первичных ореолов загрязнения.

Одновременно с формированием макрозональности ТГ ореолов происходит и достаточно заметное перераспределение солей в соответствии с исходным и новообразованным микрорельефом поверхности

Наиболее активно в процессе эпигенетического перераспределения солей освобождаются от загрязнителей почвы микроповышений. При этом часть солей смещается в микропонижения, откуда они уходят в почвенно-грунтовый сток. Одновременно происходит и разделение солей: к микроповышениям приурочены в основном карбонаты, к микропонижениям - хлориды (главным образом натрия). Таким образом, перераспределение солей по элементам микрорельефа в гумидных ландшафтах иное, чем в аридных, где наиболее подвижные соли приурочены к микроповышениям - эффект «фитиля». Но, как и в аридных условиях, контрастное перераспределение солей на близких расстояниях (в пределах одних и тех же элементарных ландшафтов) приводит к формированию микрокомплексности солевого состава почвенного покрова и мозаичности эпигенетической структуры ТГ ореолов. Возникает сложная мозаика геохимических условий, что, в конечном счете, ведет к изменению структуры почвенного покрова и находит яркое отражение в растительном покрове таких территорий.

В лесных ландшафтах подобные ореолы морфологически проявляются с определенным отставанием во времени только при достижении в корнеобитаемом слое токсичных концентраций загрязнителей - по отмиранию древесного яруса растений. При этом травянистый ярус может сохраняться, хотя и меняется его структура. В тундровых ландшафтах грунтовое засоление почв со временем также фиксируется с поверхности прежде всего гибелью растений с более глубокой корневой системой (кустарников

и кустарничков). В отличие от ландшафтов тайги в этих условиях после отмирания кустарниково-кустарничкового яруса быстро наступает гибель всего почвенного растительного покрова.

Таким образом, геохимическая структура солевых ореолов, посттехногенные закономерности ее преобразования не менее сложны, чем аналогичные характеристики ореолов нефтяного загрязнения.

7.6. Общие закономерности техногенной трансформации нефтезагрязненных почв

Сравнительный анализ поведения загрязняющих веществ в почвах нефтедобывающих районов России позволил выявить как общие, так и специфические особенности формирования и последующей трансформации структуры ореолов загрязнения в зависимости от природных условий и свойств сбрасываемых веществ.

При одноразовых сбросах техногенных потоков образуются моногенные ореолы загрязнения. При пересечении в пространстве техногенных потоков формируются гетерогенные ореолы.

Геохимическая специфика ореолов загрязнения в значительной степени определяется составом загрязнителей и характером их выброса: с поверхностными разливами или внутрпочвенно, а также количеством поллютантов и временем с момента поступления в ОПС. Морфологическая и геохимическая структура ореолов загрязнения контролируется экологическим потенциалом среды, включая физико-химические свойства принимающих поллютанты субстратов.

В любых нефтедобывающих районах сброс в почвы техногенных потоков сопровождается изменением состава почвенных растворов. Происходит засоление почв. Степень засоления меняется от слабой до очень сильной, вплоть до образования техногенных солончаков (как автоморфных, так и глеево-болотных). Контрастность солевых нагрузок на почвы, даже на очень близких расстояниях, велика. Различаются и типы засоления - хлоридное, хлоридно-сульфатное, карбонатно-хлоридное, хлоридное алюмо-железистое и др. Возможно появление модификаций почв, не имеющих аналогов в естественных природных условиях - битуминозных солончаков, битуминозных солончаковатых и засоленных разностей почв.

Возникающие инфильтрационные тела (ореолы загрязнения) динамичны. С течением времени перестраивается геохимическая зональность их строения - концентрации загрязнителей и пространственная картина солей. Вне зависимости от состава поллютантов, формирующих ТГ ореолы, все они проходят две основные стадии развития - ТГ и посттехногенную (эпигенетическую).

I стадия ТГ соответствует этапу становления инфильтрационного тела: максимум концентраций поллютантов в ядре ореола, экспоненциальное убывание к краевым зонам. Одновременно осуществляется первичное расслоение компонентов ТГ потока, интенсивность и формы которого определяются свойствами почв, с одной стороны, степенью подвижности отдельных составляющих ТГ потока, с другой. В результате возникает специфическое по геохимическим параметрам ядро ореола, состав и комплексность которого в наибольшей степени определяются особенностями сброшенных загрязнителей. Геохимическая структура краевых зон инфильтрационных тел представлена наиболее подвижными поллютантами, среди которых для районов нефтедобычи приоритетными являются хлориды, присутствующие практически во всех типах ТГ потоков и наиболее легкие фракции углеводородов (если в составе комплексного загрязнителя были нефть или нефтепродукты).

При общем сходстве первичной зональности ТГ ореолов они различаются размерами, контрастностью содержаний поллютантов в разных функциональных зонах, что зависит от объемов поступивших веществ, свойств почв, принимающих загрязнители и сложности структуры почвенного покрова. Наиболее сложная структурная организация (геохимическая, морфологическая и функциональная) возникает в инфильтрационных телах, формирующихся в тундровых и лесотундровых ландшафтах из-за характерной для них высокой комплексности почвенного покрова. Такую же сложную структуру ТГ ореолов можно ожидать и в аридных ландшафтах, для которых также характерна комплексность почвенного покрова.

Основные механизмы формирования тел инфильтрации на ТГ стадии их становления - гравитационное перемещение поллютантов (в соответствии с миграционной способностью отдельных

составляющих ТГ потока) при подчиненной роли сорбционно-капиллярных сил.

Изменение состава почвенных вод и накопление в массе солей и БВ приводят к трансформации почвы образованию своеобразных почвенных тел, обладающих парадоксальным сочетанием исходных и наложенных свойств. Наиболее специфичны варианты преобразования почв гумидных ландшафтов, где на матрицу выщелоченных, в том числе оподзоленных почв накладывается солевой и (или) битуминозно-солевой профиль с наиболее высокими содержаниями ТГ компонентов в верхних горизонтах. Возникают в разной степени засоленные и битуминизированные почвы, характеристики которых не имеют приходных аналогов.

Стадия II (эпигенетическая) - соответствует пост техногенному этапу развития ТГ ореолов и включает ряд последовательных циклов преобразования структуры инфильтрационных тел, различающихся особенностями процессов вторичного перераспределения загрязнителей, их метаболизма и утилизации.

Циклы вторичного перераспределения поллютантов после исчерпания гравитационных возможностей собственно ТГ связаны с наличием - отсутствием в почвах перемещающих сил. Частичное перемещение поллютантов в чистые субстраты осуществляется капиллярными силами. Основные механизмы вторичного переформирования структуры ТГ ореолов:

- для БВ - это их «выдавливание» из порово-трещинного пространства гравитационноподвижной водой, источником которой являются либо атмосферные осадки, либо собственно почвенно-грунтовые воды;
- для минеральных компонентов -растворение части поллютантов в избытке поступающей воды, что также приводит к переводу ТГ компонентов в гравитационный сток.

Процесс вторичной миграции ТГ компонентов сопровождается:

- метаморфизацией состава мигрирующих растворов из-за постепенной деструкции веществ-загрязнителей;
- появлением в растворах продуктов вторичной реакции, возникающих вследствие физико-химической микробиологической деструкции нефти и нефтепродуктов и при ионообменных процессах;

- новым циклом внедрения загрязнителей в порово-капиллярные системы чистых почв и грунтов вторичным потоком поллютантов.

Происходит радиальное и латеральное перемещение ТГ веществ в нижние, первоначально менее загрязненные или незагрязненные горизонты почв и грунтов и к внешним границам ореолов загрязнения, сопровождающееся образованием вторичных максимумов концентраций на геохимических барьерах. Это приводит к переформированию зональности ТГ ореолов: максимумы концентраций загрязняющих веществ могут быть сдвинуты в нижние горизонты почв и в почвы, удаленные от ядра ореола (в соответствии с уклонами поверхности).

В результате перестраивается вещественный состав и контрастность распределения загрязнителей в первоначальном объеме инфильтрационных тел, и поллютанты выходят за его пределы, что существенно расширяет площадь загрязнения. Активность и формы вторичной перестройки структуры ТГ ореолов зависят от биоклиматического потенциала среды и эколого-геохимического потенциала почв, вмещающих ТГ потоки. Скорость и формы их вторичного преобразования подчиняются географическим и почвенногеохимическим закономерностям. В тундровых и лесотундровых ландшафтах (а также в болотных системах других территорий) разбавление ТГ солевых аккумуляций почвенно-грунтовыми водами приводит к быстрому разрушению ореолов загрязнения из-за непрерывного выноса и перераспределения солей в пространстве. В таежно-лесных и лесостепных ландшафтах вымывание солей осуществляется, главным образом, выпадающими атмосферными осадками, что определяет характер вторичной реорганизации ТГ ореолов и более устойчивое (несмотря на гумидный климат) существование в ландшафтах ТГ солевых аккумуляций.

Закономерности переформирования ореолов БВ в более сложные и определяются уже соотношениями тепла и влаги. В зависимости от этих показателей меняется устойчивость битуминозных компонентов в почвах - скорость и формы их метаболизма, активность закрепления или вторичного перемещения.

Лимитирующими факторами деструкции БВ в северных ландшафтах (тундра, лесотундра, северная тайга) является дефицит тепла, в южных (полупустыни, пустыни, сухие субтропики) -

дефицит влаги. Активность деструкции нефти нарастает от зоны тундр к южной тайге и лесостепи и постепенно ослабевает к аридным ландшафтам. Повышенная обводненность северных ландшафтов и оторфованность почв определяют два разнонаправленных процесса: активный перенос ТГ углеводородов природными водами и их относительно жесткое закрепление на органо-сорбционных (накопительных) геохимических барьерах, что приводит к высокой, часто незакономерной контрастности содержаний БВ в разных частях инфильтрационных тел.

При увеличении в ландшафте объемов жидкости (как за счет осадков, так и за счет близких к поверхности почвенно-грунтовых вод) возрастает интенсивность вторичного, отстающего во времени загрязнения почв сопредельных ландшафтов. Формируются обширные, не обнаруживаемые с поверхности вторичные ореолы и потоки загрязнения. На таких территориях сложно найти чистые почвы даже на достаточно большом расстоянии от видимых технических источников загрязнения. В частности, в ландшафтах тундры ЕТР обнаружены выкачивания БВ над урезом реки в 350 м от источника выброса (скважины) при отсутствии морфологически проявленного на поверхности ореола загрязнения. Аналогичные размеры вторичных перемещений БВ выявлены в ландшафтах лесотундры Западной Сибири, где интенсивно загрязненные торфяные почвы вскрыты на расстоянии более 300 м от источника выброса (внутрипромыслового трубопровода) также при отсутствии поверхностного проявления ТГ потока. В этом случае загрязнители мигрировали с надмерзлотной верховодкой. В южной тайге Пермского Прикамья на старых промыслах в почвах супераквальных ландшафтов логов вскрыты потоки БВ вообще вне видимой связи с какими-либо техническими объектами, которые могли бы быть источниками загрязнения. Аналогичные явления разгрузки нефти в дренажные каналы описаны Ю.И. Пиковским [182] в нефтедобывающих районах влажных субтропиков (Колхидская низменность).

При поступлении в ландшафты смесей БВ и минерализованных вод (что происходит при сбросе сырой нефти, либо сточных вод с нефтепродуктами) вторичное переформирование ореолов загрязнения во всех природных условиях характеризуется несовпадением границ фильтрационных тел собственно и солевых ореолов. В относительно сухих существенно минеральных поч-

вах (от северной тайги до пустынь и сухих субтропиков) ореолы битуминозных веществ локализованы в пределах контура засоленных земель.

Во влажных субстратах (тундры, лесотундры, болота и переувлажненные земли в других ландшафтах) интенсивная миграция нефти и нефтепродуктов с почвенно-грунтовыми водами определяет широкий разнос этих компонентов. Одновременное активное разбавление в избытке воды солевых составляющих техногенного потока приводит к тому, что остаточный солевой ореол может оказаться «вложенным» в инфильтрационное тело БВ.

Таким образом, в любых природных условиях и при любом составе техногенных потоков их посттехногенная миграция и вторичное фракционирование на пути движения приводят:

- к постепенному расширению первичного контура загрязнения;
- к формированию закономерной вторичной эпигенетической зональности.

Могут возникать «обращенные» ореолы, когда минимальные концентрации загрязнителя приурочены к их ядру, а максимальные - смещаются к краевым зонам. Постепенному расширению первичного контура загрязнения не препятствуют ни глеевый, ни криогенный процессы. Расширение площади загрязнения приводит к возникновению почв, у которых максимальные солевые и битуминозно-солевые аккумуляции смещены в глубь профиля. Следствием асинхронности поступления одних и тех же техногенных компонентов в нижние горизонты почв и подчиненные почвы макро- и микрокатен, является развитие радиальной и латеральной дивергенции одновременно протекающих в разных блоках ореолов загрязнения почвенно-геохимических процессов (в частности, расслоение почв ядра ореола + засоление почв периферии ореола).

Циклы стабилизации ореолов загрязнения наступают при исчерпании потенциально подвижных техногенных компонентов (или их метаболитов).

Для солевых ореолов в гумидных ландшафтах такое состояние соответствует фактически полному разрушению техногенных солевых аккумуляций - полному рассолению почв и грунтов - наиболее растянутой стадии техногенного галогенеза. Сохраняющиеся дли-

тельное время (10-25 лет) относительно низкие остаточные концентрации солей не препятствуют активному восстановлению растительного покрова. При некоторых комбинациях в корнеобитаемом слое простых солей и наблюдается даже гигантизм отдельных растений. Наиболее медленно происходит восстановление древесной растительности и участки, пережившие циклы засоления-рассоления, длительное время индицируются лугово-разнотравными группировками с широким участием влаголюбивых и даже болотных видов.

Для ореолов БВ стадия стабилизации наступает:

- при достижении энергетического равенства сорбционно - порово-капиллярных сил, удерживающих битуминозные компоненты и жидкости, мифирующих в зафазненных почвах;
- при выносе основной массы растворимых компонентов.

При этом в почвах еще остаются достаточно высокие содержания БВ, фиксирующиеся как аналитически, так и морфологически. Основные закономерности переформирования структуры ореолов БВ на этом этапе их эволюции обусловлены уже не миграционными процессами, играющими сугубо подчиненную роль, но главным образом процессами микробиологической и химической деструкции поллютантов. Активность и формы этих процессов также подчинены географическим закономерностям, что определяет неодинаковый качественный и количественный состав остаточных продуктов деструкции ТГ БВ и неодинаковую длительность их существования в ландшафтах, что приводит к новому распределению остаточных концентраций загрязнителей в почвах.

Таким образом, ореолы загрязнения, формирующиеся в любых нефтедобывающих районах, характеризуются сложной структурой функционирования в пространстве и времени. Специфика процессов эволюции фильтрационных тел, образованных разнообразными по составу техногенными компонентами, в значительной степени зависит от биоклиматических условий на территории конкретных добывающих районов - подчиняется географическим закономерностям. Своеобразие моделей и механизмов формирования и вторичной трансформации техногенных ореолов определяет развитие сложной мозаики геохимических условий, необычных для естественных природных комплексов. Возникают сложные инфильтрационные тела, характеризующиеся постоянно меняющейся пространственной геохимической структурой.

Почвы и ландшафты в районах добычи углеводородного сырья претерпевают глубокие структурные и (или) функциональные изменения. Техногенные факторы служат:

- пусковыми механизмами специфических явлений техногенеза, определяющими первичный сдвиг почвенно-геохимических процессов. Наиболее мощные пусковые механизмы трансформации природных процессов на территории промыслов - залповые выбросы загрязняющих веществ, формирующие многочисленные, как правило, пересекающиеся в пространстве геохимические поля - ореолы загрязнения, специфика которых определяет характер последующих изменений свойств почв;

- постоянными регуляторами изменений. В таких случаях преобразование природных систем как бы непрерывно «поддерживается». К подобным регуляторам на территории промыслов относятся, прежде всего, линейные сооружения (дороги трубопроводы), контролируемые на значительных площадях гидротермический режим и способствующие подтоплению земель, изменению мерзлотных процессов и т.д.

В любых случаях в природных системах включаются механизмы ТГ «навязанной» эволюции возникают ценные реакции изменений текущих физико-химических и биотических процессов. Пространственно-временное своеобразие цепных реакций - функция территориальной изменчивости структуры геохимических полей, которая определяется:

- асинхронностью поступления одинаковых ТГ компонентов в сопряженные по рельефу почвы;
- постоянными изменениями состава и свойств мигрирующих в них растворов (в следствии сброса продуктов вторичных реакций).

В результате возникает асинхронность процессов однофазовых измерений почвенно - геохимических параметров в разных частях единого ореола загрязнения. Эти явления лежат в основе:

- закона пространственно - временного диссонанса техногенно обусловленной трансформации почв и почвенного покрова;
- закона латеральной «подвижности» почвенных тел и непрерывности перестройки структуры почвенного покрова (даже в случае, если техногенный ореол не выходит за пределы одного типа почв, замыкается в одном элементарном ландшафте).

Закон «подвижности» почвенных тел универсален и «работает» при любых воздействиях на почвы: при механических нарушениях или изменениях геохимических и геофизических полей. Так, на разном расстоянии от очага переувлажнения (например, из-за нарушения естественных путей миграции почвенно-грунтовых вод вдоль трубопроводов или дорог), процесс гидроморфизма трансгрессивно «сдвигается» от препятствий, захватывая новые площади.

Следствием закона пространственно-временного диссонанса является возникновение территориального дифференцированных (ядро, средняя и краевая зоны ореола) серий сукциссионных рядов почв.

Каждый эволюционный ряд почв специфичен по набору и последовательности проявлений характерных процессов, отличаются и характерные времена их реализации. В общем случае на первых стадиях развития технопедогенеза включаются процессы с коротким характерным временем реализации (например, в почвах гумидных ландшафтов - это процессы засоления - рассоления); на продвинутых стадиях - с большим характерным временем (например, деселикация почв и грунтов). При этом, в них могут сохраняться признаки и свойства исходных почв и одновременно быть «записаны» результаты текущих и уже «отдействующих» ТГ обусловленных процессов.

Вторичные процессы-следствия имеют как циклический, так и поступательный - необратимый характер. Вследствие этого новообразованные объекты (почвы и) (или) ландшафты на разных этапах преобразования могут:

- сохранять свойства, очень далекие от исходного прототипа;
- вернуться к исходному или близкому состоянию.

Последовательная схема почвенно-геохимических процессов в разных частях ореола загрязнения определяет:

- дивергенцию новообразованных свойств и состояний почв, усиливающуюся во времени;
- постепенное «расщепление» первично единого процесса технопедогенеза;
- сближение - конвергенцию отдельных ветвей «расщепившихся» эволюционных рядов - возникновения новых сукцессионных рядов почв.

Но во всех случаях формируются почвы, в той или иной степени, отличающиеся от исходного прототипа (часто со сменой автоморфного направления почвообразования на гидроморфный или наоборот).

Многолетние наблюдения за динамикой преобразования ОПС в районах добычи нефти свидетельствует, что на территории промыслов в почвах и ландшафтах могут формироваться процессы:

- не имеющих аналогов в природных условиях;
- имеющие аналоги но в иных биоклиматических условиях.

Сложное переплетение дивергенции и конвергенции отдельных почвенно-геохимических процессов и свойств почв на разных стадиях их ТГ техногенные развития приводит к совмещению в одних и тех же почвенных телах (или близко расположенных почвах) признаков, существующих в разных зональных почвах. Например, в исходных лесных почвах с ненасыщенным ППК в условиях техногенного галогенеза одновременно могут протекать процессы и возникать явления, характерные как для более теплых (в частности, аридных) почв - осолонцевание, отакивание, так и для более холодных гидроморфных почв — тиксотропность, плавунность.

Еще более сложны закономерности преобразования почв при гетерогенных воздействиях на них техногенных факторов. Для понимания возникающих в подобных условиях изменений необходимы дополнительные исследования пространственно-временных перестроек их свойств. Однако, независимо от специфики пусковых механизмов технопедогенеза, во всех случаях процессы трансформации почв осуществляются стадийно, вследствие чего в разных частях геохимического поля и формируются специфические сукцессионные ряды почв.

Неравные исходные функциональные возможности генетически разных почв определяют неодинаковые формы и интенсивность их преобразования при близких техногенных нагрузках. В районах промыслов наиболее важны:

- различия в уровнях потенциальной нефте- и солеемкости почв и грунтов (от чего зависит активность первичного сдвига почвенно-геохимических параметров);
- неодинаковые самоочищающие возможности почв (от чего зависит не только активность выноса-закрепления поллютантов,

но и вторичные процессы технопедогенеза - их формы, скорости, интенсивность и др).

Таким образом, полифакторность условий и соответственно гетерогенность процессов преобразования почв, почвенного покрова и ландшафтов в целом - одна из основных особенностей техногенеза в районах добычи углеводородного сырья и нефти в том числе. Наряду с первичной (обусловленной техникой) гетерогенностью процессов трансформации ОПС существует и вторичная посттехногенная гетерогенность, одновременно протекающих на разных территориях геохимических процессов и, как следствие, - неоднозначные пространственно-временные изменения почв. Все это создает очень пеструю картину реальных форм трансформации свойств почв даже на очень близких расстояниях.

Каждой форме и стадии технопедогенеза соответствуют определенные вторичные ландшафтно-геохимические условия, от которых зависит биологическая продуктивность ландшафтов, принявших техногенные потоки. Так, лесные ландшафты, загрязненные нефтью, на первых этапах трансформации, обладают невысокой биологической продуктивностью, и на стадии развития, соответствующей битуминозным солончакам, высшие растения погибают вообще и длительное время возобновляться не могут. Процессы самовосстановления биологической продуктивности загрязненных нефтью территорий протекают довольно медленно. Например, в ландшафтах южной тайги на участках, где загрязнение произошло за 20 лет до начала исследований, восстановился только травянистый покров, причем там, где на поверхности почв фиксируются корки БВ, проективное покрытие не велико (не более 25-40%). Лесовосстановление затруднено, пока уровень солей не опустится ниже корнеобитаемого слоя, а также не произойдет снижения щелочности верхних горизонтов.

В северных районах исходные природные ландшафты разрушаются значительно быстрее. Однако высокая обводненность и повышенная скорость освобождения почв от техногенных солей приводит к довольно быстрой регенерации растительного покрова (при условии, если не было разрушительных эрозионных процессов, включая термокарстовые или термоэрозионные, и при достаточной для возобновления растительности влажности выведенных на дневную поверхность минеральных субстратов). При наличии в минеральных грунтах влаги имеет место довольно

быстрое зарастание даже техногенных песков (в частности, надтрубных покрытий). В то же время, подтверждение собственно суходольных ландшафтов (например, ландшафтов минеральных бугров) приводит к их быстрой деградации и крайне медленному восстановлению. Таким образом, на территориях, занятых промыслами, на значительных площадях идет активное изменение структуры почвенного покрова за счет формирования почв, геохимические свойства которых существенно отличаются от зональных почвенных разностей. Это приводит к тому, что в таких районах формируются сложно устроенные зоны ТГ перестройки исходных экосистем, включающие:

- нарушенные территории, сохраняющие зональные процессы (почвенно- геохимические и биотические);
- площади, где происходит их интенсивная трансформация (под воздействием геохимически активных в местных условиях загрязнителей либо из-за изменения геофизических полей);
- территории, на которых идет восстановление зональных почвенно-геохимических и биотических процессов.

В результате, в почвенном покрове территорий промыслов возникают необычные почвенные сочетания и пятнистости. Происходит резкое усиление контрастности почвенного покрова и структуры ландшафтов, что является их устойчивой новообразованной характеристикой.

7.7. Экологические следствия механических, физических и химических нарушений почв при добыче и транспортировке нефти и нефтепродуктов

Нарушения ОПС, возникающие в любых нефтедобывающих районах мира, делятся на две основные группы:

- первичные, собственно техногенный, непосредственно связанные с работой или строительством технических объектов;
- вторичные - посттехногенные, обусловленные реакцией экосистем на ТГ пресс.

Тяжесть экологических изменений ОПС зависит от глубины и форм вторичных изменений - характера ближайших проявлений и отдаленных следствий подземного и поверхностного техногенеза.

Территориальные соотношения проявлений первичных и вторичных нарушений ландшафтов зависят от их устойчивости: чем устойчивее природные системы, тем уже эти соотношения меньше вторичных изменений, что подтверждается фактическими данными [287].

В процессе освоения нефтяных месторождений существенно нарушается почвенный покров. Нарушение целостности почв и грунтов - механогенез - начинается уже на этапе обустройства месторождений, когда прокладываются дороги и трубопроводы, оборудуются буровые площадки, строятся другие технические объекты. Происходит механическая трансформация природных систем на значительных территориях и одновременно «вклинивание» технических сооружений в ОПС среду. Любое техногенное воздействие вызывает ту или иную ответную реакцию, так как происходит смещение равновесий в природных системах [158].

Механическое нарушение почвенного покрова происходит при инженерной подготовке территории для буровых работ и строительства скважин. Общий объем буровых отходов, представленных выбуренной породой, буровым раствором, различными реагентами и составляет 1500 м^3 на одну скважину. При строительстве одной скважины в почву вносится 78 т бурового раствора [81]. На месте внесения буровых отходов и их распределения по буровой площади формируются техноземы почвы с отсутствием генетически связанных горизонтов и присутствием, в основном, трех слоев. Первый слой представлен, как правило, насыпным очень маломощным гумусовым слоем, несущем в себе признаки и свойства верхнего, плодородного горизонта фоновых почв. Второй слой представлен беспорядочной смесью буровых отходов и нижних горизонтов почв и подстилающей породы. Третий слой обнаруживается на глубинах 100 - 120 см и представлен естественными почвообразующими породами. Специфика формирования насыпных почв обуславливает дифференциацию профиля по гранулометрическому составу, плотности, пористости, воздухоемкости. В процессе планировки территории поверхностные горизонты почв сильно переуплотняются тяжелой техникой. Плотность техноземов варьирует по профилю от 1,5 до $1,8 \text{ г/см}^3$. Поверхностные горизонты почв также сильно переуп-

лотнены. Исследование пространственного варьирования плотности (по сетке квадратов 25×25 м по 40 точкам) показало, что доля площади ареалов почв плотностью поверхностных горизонтов 1,5-1,8 г/см³ составляет 55%.

Довольно высоко участие поверхностных горизонтов почв с плотностью 1,1-1,5 г/см³ - 42%. В последней градации доля поверхностных горизонтов техноземов с плотностью 1,3-1,5 г/см³ составляет лишь 20 %. Незначительные площади занимают поверхностные горизонты почв с плотностью 1 г/см³ - 1%.

Экологические последствия механогенеза разнообразны и зависят от типа воздействий, например, из-за изъятия грунтовых масс (карьеры) или привноса веществ в ландшафты при строительстве линейных сооружений, отсыпке буровых площадок и др. Наиболее интенсивный поверхностный и подземный механогенез осуществляется при строительстве и обустройстве промыслов. Однако, заметные механические нарушения ландшафтов возникают и ранее, еще при поисках и разведке месторождений и позже, при их эксплуатации. На любых этапах работы промыслов в процессе механогенеза формируются новые техногенные формы рельефа:

- положительные, представленные разнообразными валами, насыпями, отвалами разнообразных грунтов;
- отрицательные, связанные с земляными амбарами, карьерами, траншеями и т.д. ТГ перестройка рельефа, сопровождающаяся дезинтеграцией грунтовых масс и изменениями условий стока, активизирует, а иногда и изменяет рельефообразующие процессы, что сопровождается возникновением вторичных форм рельефа - промоин, просадок, оползней, оврагов.

Наиболее интенсивно разрушаются мезо-, микро - и наноформы рельефа. Так, преобладающие в фоновых южнотаежных ландшафтах микроформы рельефа - прикорневые повышения высотой 10 - 40 см и микропонижения на месте старых ветровалов глубиной 10 - 50 см исчезают, а основные поверхности оказываются занятыми собственно техногенными положительными и отрицательными мезоформами — валами, насыпями высотой до 2-3 м, земляными амбарами и ловушками для загрязнителя глубиной

до 2-4 м. При этом вся территория осложнена вторичными формами микрорельефа - промоинами, просадками, потяжинами.

Активизация вторичных рельефообразующих процессов обусловлена также частичным или полным разрушением почв и/или изменением теплофизических параметров почвогрунтов. Например, разрушение почв вдоль магистральных трубопроводов в северных регионах Западной Сибири приводит:

- к возникновению промоин, рытвин, ложбин стока оврагов (на территориях, где нет льдистой мерзлоты);
- к нарушению теплового баланса и температурных режимов, термоэрозии и термокарсту, сезонному и многолетнему пучению, растрескиванию грунтов, просадкам, суффозии (при наличии льдистой мерзлоты).

Восстановление в нарушенных почвогрунтах структурных связей, плотности, сжимаемости, сопротивления сдвигу возможно не ранее чем через 10-20 лет.

Поврежденные территории, как правило, значительно превышают площади земельного отвода.

При строительстве буровых площадок в тундровой зоне интенсивные повреждения ландшафтов превышают 3 га, что значительно выше нормы отвода земель. Вскрытие рыхлых субстратов при работе тяжелой техники или в результате вторичной эрозии (особенно в засушливых районах и (или) при сильных ветрах) приводит к развитию дефляционных процессов [251, 252].

Их первичным пусковым механизмом может быть уничтожение (или повреждение) только растительного покрова или органических горизонтов почв. В результате минеральные горизонты почв иссушаются, а в северных районах России, где развита мерзлота, также и протаивают. Вследствие дефляционного разветвления формируются обширные песчаные техногенные «арены» [31]. Песчаные раздувы не зарастают длительное время вследствие значительного уменьшения запаса влаги в верхней части отложений. В северных районах оттаявшие грунты могут переходить в тиксотропное состояние.

Достаточно неприятные экологические следствия возникают не только при разрушении целостности почв, но и при их погребении под ТГ субстратами. Особенно наглядны такие изменения при строительстве буровых площадок и линейных сооружений

(дорог и трубопроводов), а также при засыпании нефтезагрязнённых почв — их «песковании».

Наиболее тяжёлые экологические следствия при этом характерны для северных регионов России (тундры, лесотундры). В подобных ландшафтах при засыпании почв минеральным субстратом мощностью более 20 см восстановление растительности практически не происходит [31]. Возникающие ТГ арены представлены, как правило, достаточно подвижными очень бедными песками. Геохимическая бедность отсыпаемых субстратов, в частности, в Западной Сибири, в значительной степени затрудняет их естественное зарастание. В этих условиях необходимо применение соответствующих мелиоративных мероприятий.

Очень сильны механические повреждения ландшафтов при добыче строительных материалов (в том числе песка) для технических нужд промыслов. Как правило, участки разработок - карьеры приурочены к суходольным ландшафтам, выборка грунта в них осуществляется достаточно хаотично. В результате исходные природные комплексы суходольных северотаёжных лесов и относительно дренированных тундровых ландшафтов (особенно на Ямале) замещаются бедлендами с очень плохой естественной восстановимостью растительного покрова и незначительной противэрозионной устойчивостью. Среди причин устойчивости возникающих нарушений:

- физиологическая сухость песчаных отложений «останцов» и повышенная гидроморфность западных участков;
- бедность субстратов элементами питания;
- гравитационная и дефляционная подвижность материала.

В мерзлотных ландшафтах интенсивная термоденудация склонов карьеров происходит даже при крутизне всего 2-3°. Величина отступления бровки карьера может составлять несколько сотен метров.

Важнейшие экологические следствия трансформации рельефа и «встраивания» в природные комплексы технических сооружений - изменения гидрологических, гидрохимических и теплофизических процессов. Наиболее активен вторичный гидроморфизм. Так, нефтепромысловые технические сооружения, особенно линейные (трубопроводы, дороги), протягиваясь на десятки километров, на многих участках играют роль практически

непроницаемого барьера, разрушающего естественные пути миграции внутрипочвенных потоков, создавая в гумидных ландшафтах очаги переувлажнения со стороны движения почвенно-грунтовых вод. Активизирующиеся при этом процессы глеегенеза могут приводить к формированию болотных и даже болотно-озёрных ландшафтов.

Развитие вторичного гидроморфизма может быть необратимым. Так, в Западной Сибири эти процессы приводят к напоземлению болот на суходольные ландшафты, что совпадает с общими региональными тенденциями эволюции ландшафтов территории [130]; в этих районах вторичное заболачивание необратимо. Вторичный гидроморфизм часто сопровождается увеличением минерализации почвенно-грунтовых вод, в частности, в районе Самотлора в очагах придорожного затопления минерализация вод составляет 442 мг/л, а в водах фоновых почв 26-30 мг/л. Усиление гидроморфизма и возрастание минерализации почвенно-грунтовых вод увеличивает как агрессивность среды к техническим сооружениям, так и потенциальную опасность аварийных ситуаций и выбросов агрессивных жидкостей. В очагах переувлажнения отмечается также неустойчивость насыпей, оголение труб и их всплывание, разрушение крепёжных сооружений, бетона, смещение оси трубопроводов, что также увеличивает вероятность аварий.

В соответствии с интенсивностью вторичных преобразований (заболачивание, динамические нарушения почв и грунтов, изменения минерализации вод) вдоль линейных сооружений возникает специфическая зональность растительного покрова: от зоны его коренной перестройки (максимальное количество «пришельцев») до постепенного восстановления растительности коренного фона. С увеличением степени нарушенности природных условий возможности и темпы восстановления растительного покрова снижаются.

Происходит обводнение обширных территорий в процессе намыва песка при строительстве дорог, что сопровождается отложением на поверхности почв, примыкающих к дороге, тонких взвесей песчано-илистого материала. На обширных территориях гибнет растительный покров. Причины гибели растительности точно неизвестны. Возможно, это кольматаж верхних горизонтов

почв и изменение условий их аэрации, что в сочетании с увеличением обводнённости приводит к перестройке окислительно-восстановительных процессов. Дальнейшая судьба этих природных комплексов неясна и требует изучения.

При добыче песка для гидронамыва резко увеличивается мутность рек из-за взвешенного материала. Перенос тонких взвесей вызывает изменение состава и строения донных отложений, что приводит к негативным экологическим последствиям:

- заносу песком естественных илистых донных отложений и разрушению нерестилищ;
- попутному «пескованию» загрязнённых участков русла рек, что ухудшает условия аэрации донных осадков и может привести к сероводородному глеегенезу.

Интенсивные экологические изменения в ландшафтах возникают из-за подземного механогенеза при бурении, эксплуатации и ремонте скважин, закачивании жидкостей для поддержания пластового давления и интенсификации воздействия на продуктивные горизонты. Экологические ответы многообразны и проявляются как в изменениях геологической среды, так и в характере ландшафтообразующих процессов. Отбор огромных объёмов флюидов сопровождается формированием значительных по площади депрессионных воронок. Падение внутрислоевого давления приводит к осадке и уплотнению вмещающих пород и как следствие - проседанию земной поверхности. В ландшафтах это проявляется мульдами оседания, разрывами. Оседания охватывают площади в сотни гектаров. Региональные оседания поверхности отмечены, в частности, Западной Сибири - до 0,2-1,5 м., на Апшеронском полуострове, в Калифорнии и Техасе [266].

Формирование депрессионных воронок может сопровождаться понижением уровня грунтовых вод, истощением водоносных горизонтов, иссушением ландшафтов, активизацией или возникновением карста, суффозионных воронок диаметром до 10 - 400 м. Но наиболее тяжёлые экологические следствия просадочных явлений отмечаются при угрозе затопления и заболачивания территорий. По мере освоения месторождений интенсивность просадочных явлений на земной поверхности может увеличиваться.

Поднятие пластовых давлений при закачке вод до 1 - 4 МПа выше начального уровня приводит к формированию репрессион-

ных зон, распространяющихся до 20 км от месторождений. В этих условиях возникают существенные перетоки пластовых вод (включая и заколонную циркуляцию жидкости), что вызывает их отток к поверхности, инфильтрацию в почвенно-грунтовые воды, изменение их состава и частичный выход на поверхность, грифоно-образование и т.д. [181]. Интенсивность вертикального водообмена в ландшафтах территорий нефтепромыслов заметно меняется не только из-за перераспределения пластовых давлений, но и изменений температуры пластов. Так, в мерзлотных ландшафтах Западно-Сибирской нефтегазоносной провинции повышение температуры грунтов более 20° С при продвижении по скважинам и трубопроводам теплых пластовых жидкостей увеличивает проницаемость глин на один - два порядка, что определяет ускорение латеральной миграции и вертикального водообмена [118]. Теплоизоляция трубопроводов только замедляет процессы образования талых зон вокруг "тёплых" трубопроводов и мёрзлого ядра вокруг «холодных», но не исключает их совсем. Не остается постоянным уровень грунтовых вод, активизируются инженерно-геологические процессы, расширяются площади повреждений вокруг технических объектов. Так, за 5-7 лет площади первоначальных нарушений вдоль трубопроводов (в частности, на Тюменском Севере) могут увеличиваться от 40-50 до 150- 300 м, что сопровождается образованием цепочек оврагов длиной до 400 м и глубиной 4-5 м. За такой небольшой срок в северных ландшафтах площади оленьих пастбищ уменьшаются на треть, усиливается вытаивание подземных льдов и осадка верхних слоев грунта до 0,4-0,6 м.

Очень велики разрушения долин рек в местах их пересечения трубопроводами: происходит разрушение берегов, оползни, течение грунтов, размыв пойменных земель, переформирование русел и т.д.

Беспорядочное движение транспорта и лесные пожары приводят к уничтожению растительности на огромных территориях. Только в Надымском районе Западной Сибири уничтожено более 3,5 млн. га лесов; пожары и вырубki, приводят к нарушениям мерзлотного режима, что может сопровождаться термокарстом. Таким образом, в процессе освоения месторождений усиливается

развитие криогенных процессов, что влияет как на состояние природных ландшафтов, так и на технические сооружения.

Таблица 34

Преобразование компонентов ландшафтов и ландшафтообразующих процессов тундры лесотундры при механических воздействиях [по 260]

Виды техногенных нагрузок: технические сооружения, процессы	Первичные нарушения: виды нарушений	Вторичные нарушения: формы, процессы и их интенсивность
Линейные сооружения: трубопроводы, дороги, насыпи, дамбы	Нарушения рельефа, условий снегонакопления, теплообмена и тепловыделения, активизация инженерногеологических процессов	<p>Изменение глубины сезонного промерзания-протаивания, неравномерная осадка трубопроводов; мощность талой толщи возрастает в 2-3 раза (теплые трубопроводы); формирование мерзлых ядер вокруг холодных трубопроводов</p> <p>Нарушения поверхностного и подземного стока и условий обводнения, образование верховодки, заболачивание; образование наледей; образование мелководных водоемов, включая техногенные озера</p> <p>Эрозия обваловок трубопроводов, откосов дорог и прилегающих почв (включая термоэрозию и термокарст) - промоины, овраги, просадки, оплывины, конусы выноса; тепловая осадка грунта возможна и в зимнее время; максимальные проявления там, где трасса пересекает уступы рельефа; протяженность новообразованных рельефных форм может составлять десятки (реже сотни) метров; повышение водопроницаемости почв и грунтов</p>
		<p>Пучение. Максимум процесса отмечается в тяжелых суглинках (3-4%), минимум - в песках, супесях (0,7-1,3%); деградация мерзлоты, образование наледей</p> <p>Нарушения растительного покрова; снижение биологической продуктивности почв; изменение их водного режима; полное разрушение почв</p> <p>Солифлюкция (оплывины, конусы выноса); может быть снесен поверхностный слой до 1 м глубиной на тысячах метров</p> <p>Изменение миграционной и геохимической активности элементов: существенное ожевление почв вдоль трассы трубопровода, изменение химических свойств почв</p>

Продолжение таблицы 34

Отсыпка буровых площадок, бурение и эксплуатация скважин	Уничтожение растительного покрова, засыпание почв, формирование ТГ рельефа, изменение мощности снежного покрова, утепляющее действие скважин, депрессионные воронки, поднятие пластовых давлений	Изменение глубины промерзания- протаивания; появление провальных воронок, заполняющихся водой (диаметром 4-5 м, глубиной 10-15 м); развитие термокарстовых процессов от скважин может осуществляться в радиусе 0,5-0,7 км (размеры впадин 100×200 м, глубина - не менее 10 м); дефляционные процессы; возникновение мульд оседания, разрывы, региональные оседания поверхности; плоскостная и линейная эрозия; подтопление почв и заболачивание
Гусеничная техника и другой наземный автотранспорт	Разрушение (или уничтожение) растительного покрова и почв	Термокарст: на равнинной поверхности-просадки, их обводнение; заболачивание, образование озер; на пологих склонах-солифлюкция; реконструктивная стадия преобразования рельефа начинается через 5-6 лет, цикл переформирования рельефа 5-7 лет
		Протаивание мерзлоты, термоэрозия (промоины, овраги); условия, способствующие возникновению и росту оврагов: пересечение линий стока поверхностных и грунтовых вод; крутизна склонов - 6-8°; средняя протяженность оврагов достигает 150 м, глубина - 3-5 м; при импульсивных воздействиях длина оврага соответствует длине естественных оврагов; при постоянных - выше и сопровождается развитием термокарста, котловин, воронок; на бровках таких оврагов формируются трещины усыхания; заболачивание; пучение, иссушение торфов, возможны эоловые процессы
Расчистка территории для строительства технических сооружений	Уничтожение напочвенного растительного покрова; механические повреждения или разрушения почв	Изменение процессов промерзания-протаивания; изменение мощности сезонного слоя; увеличение глубины промерзания до 4-5 м, увеличение на 30-50% интенсивности протаивания, увеличение водопроницаемости грунта; активизация криогенных процессов; понижение кровли мерзлоты; подтягивание влаги к фронту промерзания, образование ледяных включений; увеличение влажности грунта, его разжижение и образование пластичности; заболачивание; пучение; термокарст; термоэрозия; иссушение торфов и разрушение залежи; формирование песчаных "арен"; развитие ветровой и водной эрозии, активны эоловые процессы вплоть до возникновения песчаных бурь

Продолжение таблицы 34

Бурение и эксплуатация скважин	Уничтожение растительного покрова; отепляющее действие скважин на почвы и грунты	Появление провальных воронок, часто заполняющихся водой (диаметром 4-5 м, глубиной 10-15 м); термокарст в радиусе до 0,5-0,7 км от скважины; изменение свойств почв (засыпание, физическое разрушение)
Незарегулированный сброс вод от различных источников	Активизация инженерно-геологических процессов, разрушение растительного покрова, изменение обводненности и состава природных вод	Эрозия и термоэрозия (оврагообразование); механическая суффозия; скорость образования эрозионных форм рельефа до 300-400 м/год; заболачивание; при сбросе минерализованных вод, кроме того, засоление почв; изменение химических и физико-химических свойств почв
Карьеры	Разрушение рельефа, изменение рельефообразующих процессов, условий обводнения, промерзания и протаивания	Переувлажнение при оттаивании грунта и переход в тиксотропное состояние с активной эскалацией переработки территории; возникновение бедлендов; гравитационная (оползни, оплывины) и дефляционная подвижность субстратов
Гидронамыв песка	Отложение минеральных взвесей на поверхности почв, их переувлажнение	Кольматаж порового пространства почв, изменение окислительно-восстановительных процессов; увеличение мутности рек; изменение состава и строения донных отложений, разрушение нерестилищ

Опубликованные в научной литературе материалы свидетельствуют, что каждой группе технических объектов или технических процессов соответствуют определённые сочетания первичных - собственно ТГ экологических нарушений ландшафтов и отсроченные (отдаленные) во времени - вторичные экологические следствия. Соотношения первичных и вторичных экологических изменений, возникающих как следствие механогенеза при добыче нефти, проиллюстрированы в табл.34 из которой видно, что количество и опасность вторичных процессов может значительно превосходить первичные изменения компонентов ландшафтов.

Суммируя все формы нарушений в связи с подземным и поверхностным механогенезом, следует выделить основные группы экологических нарушений:

- изменение рельефа и рельефообразующих процессов;
- трансформацию растительного покрова вплоть до его полного уничтожения;

- физическое и морфологическое преобразование почв;
- изменение термического, гидрологического и гидрохимического режимов и других процессов в ландшафтах.

Специфика вторичных следствий — их интенсивность и формы - меняются в пространстве и во времени. Возникают цепные реакции - цепочки закономерно сменяющихся во времени и пространстве ответных процессов и соответствующих им форм экологических перестроек экосистем. Примером таких реакций могут служить экологические изменения, появляющиеся при формировании положительных форм рельефа при строительстве технических объектов, особенно линейных (дорог, трубопроводов):

новообразование техногенного рельефа → изменение условий движения вещества (условий гравитации твердофазного субстрата и перехват почвенно-грунтового и поверхностного стока) переувлажнение почв и грунтов → подъём уровня почвенно-грунтовых вод и развитие гидроморфизма → изменение окислительно-восстановительных процессов → изменение условий миграции элементов → перестройка микробиоценозов → изменение свойств почв (развитие глеегенеза) → изменение растительности и растительного покрова (влаголюбивые виды) → заболачивание и торфонакопление.

Возникающие на каждом этапе преобразования ОПС экологические изменения могут быть обратимыми или необратимыми. Обратимость-необратимость перестройки ландшафтов обусловлены не только их прямым первичным или вторичным механо-генным разрушением, в частности, эрозионным размывом или термокарстом, если это мерзлотные условия, но и глубиной последующего сдвига почвенно-геохимических процессов, которые всегда сопровождаются любыми механическими нарушениями экосистем.

ГЛАВА VIII. МОНИТОРИНГ ПОЧВ И ГРУНТОВ В НЕФТЯНОЙ ОТРАСЛИ

8.1. Понятие о геоэкологическом мониторинге

Слово «мониторинг» происходит от латинского слова «монитор», что означает «тот, который напоминает, предупреждает». Оно пришло в жизнь а конце 60-х начале 70-х годов прошлого века и употреблялось тогда только в области экологии. Определение понятия экологического мониторинга дано в программе ЮНЕСКО МАВ (Man and Biosphere) «Человек и Биосфера» (1968 г.): «Мониторинг рассматривается как система регулярных длительных наблюдений в пространстве и времени, дающих информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза изменения в будущем параметров окружающей среды, имеющих значение для человека».

По более современной версии изложенной в учебнике В.А. Королева [130], термин мониторинг вошел в научный оборот из англо-язычной литературы и происходит от английского слова «monitoring» - контрольное наблюдение. В свою очередь слово «monitoring» происходит от английского «monitor», имеющего в английском языке несколько значений: 1) старший ученик, наблюдающий за порядком в младшем классе, староста в классе; 2) монитор, прибор или устройство для наблюдений и постоянно-го контроля за чем-либо; 3) тип корабля.

Буквальное понятие: мониторинг подразумевает постоянное контролирование чего-либо, проведение постоянного наблюдения за чем-либо.

Термин «мониторинг» и его производные широко используются в различных областях знаний: в биологии, медицине, географии, геологии, экономике, социологии и других. Многообразие объектов наблюдений или объектов мониторинга привело к большому числу терминов и понятий, характеризующих различные виды мониторинга, выделяемых по объектам наблюдений.

Оценке состояния окружающей среды люди стали уделять внимание в середине XX века. Прошло более 80 лет после выхода в свет работ В.И. Вернадского, гениально доказавшего, что потребительское отношение человека к природе неизбежно ведет к

ее разрушению, прежде чем человек обратил внимание на состояние окружающей его природной среды и осознал, что ее сохранение есть залог продолжения его собственной жизни.

Проблемы регулярного контроля состояния окружающей среды была сформулирована как междугосударственная и общепланетарная в 70-е годы XX века. В 1968 году в Париже состоялась конференция ЮНЕСКО, на которой были обсуждены основные положения Программы МАВ. Программа МАВ включала разработку рекомендаций по организации Глобальной системы мониторинга окружающей среды (ГСМОС). Главная ее задача: раннее обнаружение и предупреждение наступающих антропогенных изменений в состоянии природной среды, которые могут нанести вред (прямой или косвенный) благосостоянию людей.

Понятие *мониторинга окружающей среды* было впервые введено Р. Манном в 1972 г. на Стокгольмской конференции ООН и с тех пор постоянно развивается и обсуждается на различных международных конгрессах и совещаниях.

На Стокгольмской конференции ООН *мониторингом окружающей среды* было предложено называть систему повторных наблюдений одного и более элементов окружающей природной среды в пространстве и во времени с определенными целями в соответствии с заранее подготовленной программой. Однако вскоре стало ясно, что такое определение сужает рамки содержания мониторинга и не позволяет во всей полноте раскрыть его цели и задачи.

Идеология экологического мониторинга в России (в бывшем СССР) сформулирована задолго до его организации В.И. Вернадским и А.Е. Ферсманом. Для научного обоснования его практических методов ценны работы И.П. Герасимова.

В бывшем СССР одним из первых теорию мониторинга окружающей среды стал разрабатывать академик Ю.А. Израиль, впервые возглавивший природоохранную службу страны. Уточняя определение мониторинга окружающей среды, он сделал акцент не только на наблюдения, но и на прогнозе, введя в определение термина «мониторинг окружающей среды» антропогенный фактор как основную причину этих изменений. Мониторингом окружающей среды он называет систему наблюдений, оценки и прогноза антропогенных изменений состояния окружающей природной среды.

«Мониторинг – это система наблюдений, позволяющая выделить изменения биосферы под влиянием человеческой деятельности (мониторинг антропогенных изменений окружающей среды) [98].

По Г.К. Бондарнику и Л.А. Ярг [20] «мониторинг» есть система информационного обеспечения процесса управления природно-технической системы (ПТС), позволяющего оптимизировать ее функционирование в заданном (заданных) аспекте (-ах): экологическом, экономическом, техническом, нравственном.

В 1970-1980-е г.г. в зависимости от объекта наблюдений появились и такие термины, как *системный мониторинг* (близкий к понятию «экологический мониторинг»), мониторинг гидросферы, почвенный мониторинг, геомониторинг. Последний используется в географической литературе применительно к географической форме движения материи [130].,

Согласно И.А. Парабучеву [180], мониторинг любых техногенных процессов является составной частью «социально-экологического мониторинга».

В 1980-е г.г. был введен термин «мониторинг», который в отличие от мониторинга окружающей среды характеризуется более узким понятием, рассматривающим в качестве объекта наблюдения только литосферу. Согласно В.К. Епишину и В.Т. Трофимову [88], мониторинг – это система, включающая блок контроля (режимные наблюдения) и блок управления (автоматизированная информационная система и система защитных мероприятий). Литомониторинг – система наблюдений, оценки, прогноза и управления природными и техногенными изменениями состояния геологической среды в широком понимании этого термина). В этом определении подчеркивается целевая направленность литомониторинга не только на формирование параметров, но и на управление. Содержание термина «литомониторинг» соответствует современному пониманию термина «мониторинг геологической и литотехнических систем» [231].

Г.К. Бондарик (1986) считает, что литомониторинг – это система оценки состояния приповерхностной области литосферы, взаимодействующей с орудиями и продуктами труда, и прогноза ее функционирования, «это подсистема мониторинга среды обитания человека, включающая техносферу». С содержательных

позиций мониторинг представляет собой систему наблюдений за режимом функционирования и прогноза функционирования, он должен информационно обеспечивать процесс управления ПТС [20].

Согласно Л.В. Бахиревой и др. (1989), под литомониторингом понимается организованная с контрольными и природно-диагностическими целями система повторяющихся заранее спланированных в пространстве и времени наблюдений за динамикой развития геологической среды и ее компонентов, зависящей от природных и техногенных факторов.

Одновременно с понятием литомониторинг появилось и понятие *мониторинг геологической среды, а также инженерно-геологической мониторинг*. Но как отмечает В.А. Королев [124], строго говоря, эти термины не тождественны друг другу постольку, поскольку не тождественны друг другу понятия литосфера и геологическая среда, составляющие предмет наблюдений в мониторинге, соответственно, в первом и во втором случаях. Обобщая известные на этот счет определения, В.А. Королев [124] заключает, что *мониторингом геологической среды* называется система постоянных наблюдений, оценки, прогноза и управления геологической средой или какой-либо ее частью, проводимая по заранее намеченной программе с целью обеспечения оптимальных экологических условий для человека в пределах рассматриваемой ПТС.

Мониторинг эколого-геологических систем – это система постоянных наблюдений, оценки, прогноза и управления эколого-геологическими системами, проводимая по заранее намеченной программе с целью оптимизации и экологического функционирования.

В зависимости от *инженерно-хозяйственного* освоения того или иного района (территории), в рамках которого осуществляется мониторинг, выделяются следующие частые виды: мониторинг городских территорий (городских агломераций); промышленных территорий; районов горно-добывающих предприятий; районов гидротехнических сооружений; районов сельскохозяйственного и гидромелиоративного освоения; районов АЭС; районов транспортных линейных сооружений и других. Перечисленные виды, отражая специфику техногенной нагрузки на ту или иную терри-

торию, являются, как правило, комплексными видами мониторинга.

Залог успеха экологического мониторинга и его комплексности, которая обеспечивается не только контролем состояния природных сред, но и установлением взаимосвязи между ними. Особое место в системе экологического мониторинга отводится почвенному мониторингу. Это обусловлено уникальностью экологических функций почвы [161].

8.2. Особенности почвы как объекта мониторинга

Методология мониторинга любой природной среды определяется как специфическими свойствами каждой из сред, так и ее экологическими функциями. Для всех природных сред, и почв в том числе, взаимосвязь всех выполняемых ими функций естественна. Значимость экологических функций почв, как уникального базового природного объекта, который занимает центральное положение в биосфере и геосфере, обуславливает специфические особенности экологического мониторинга почв, его отличие от мониторинга других природных сред.

Почвенный мониторинг должен обеспечить прежде всего контроль выполнения почвой её утилитарных функций. А они у почвы уникальны. Неизменима функция почвы - её *плодородие*. Соответственно, контроль сохранения в условиях антропогенного и техногенного воздействия почвами физических, химических, биологических свойств, которые обеспечивают их плодородие, - это одна из важнейших специфических задач почвенного экологического мониторинга.

Также уникальна *протекторная экологическая функция почвы* [161]. Выполняется она почвами благодаря их способности поглощать и удерживать загрязняющие вещества, защищая от них воду, воздух и растения. Соответственно, контроль эффективности почвы в ограничении миграции загрязняющих веществ в техногенно нарушенных ландшафтах - это одно из важнейших специфических задач почвенного экологического мониторинга. Однако ограничить миграцию загрязняющих веществ почва может лишь путём поглощения прочного закрепления этих веществ почвенными компонентами. При оценке способности почв вы-

полнять эту функцию имеем в виду, что при непрочном удерживании поллютантов они могут вызвать ухудшение плодородия почв. Следовательно, контроль выполнения почвой и функции плодородия, и защитной функции должно быть комплексным.

Медико-экологическая функция почв состоит в том, чтобы обеспечить поддержание качества жизни для всех организмов, в том числе для человека. Механизмы влияния на здоровье человека свойств воды и воздуха, с одной стороны, и свойств почв, с другой стороны, различны. Эти обстоятельства обеспечивают как общие, так и специфические черты методологии мониторинга различных сред. Общим является то, что контроль экотоксикологического состояния всех природных сред направлен на выявление ситуаций, когда содержание контролируемых химических веществ и углеводов в этих средах может быть опасным для окружающей среды и живых организмов. Но контролируемые опасные вещества потребляются биотой из воды и воздуха непосредственно, а из почвы - через посредство контактирующих с почвой воды и воздуха. Влияние же свойств почвы на экологическое состояние взаимодействующих с ней воды и воздуха зависит непосредственно от прочности удержания поллютантов почвенными компонентами. Прочность удерживания, в свою очередь зависит от разнообразия видов связи опасных веществ с этими компонентами, в чём проявляется экологическое значение полидисперсности, многофазности и гетерогенности почвенной системы.

Обнаруживается некоторое противоречие в оценке выполнения почвой её разных экологических функций. Но это противоречие кажущееся. Оно состоит в следующем. С одной стороны, почва, защищая от загрязнения воду и воздух, поглощает загрязняющие вещества. С другой стороны, поглощённые почвой загрязняющие вещества могут отрицательно влиять на плодородие почв и качество сельскохозяйственной продукции. Устранить такое противоречие можно, если принять во внимание разнообразие соединений контролируемых, химических веществ с прочно и непрочно связанными). То есть с экологической точки зрения важно оценивать не только то, как много почва удерживает загрязняющих веществ, но и как прочно она их удерживает. Прочная фиксация поллютантов обеспечивает выполнение почвой её защитной функции в отношении и воды, и воздуха, и растений, и

животных. Непрочное задерживание загрязняющих веществ почвенными компонентами может вести к созданию опасной экотоксикологической обстановки. Если при мониторинге воды и воздуха эффективны показатели общего содержания загрязняющих веществ в их составе, то при почвенном мониторинге необходимо оценивать как общее содержание этих веществ, так и содержание их подвижных соединений.

Все вышеизложенное говорит о том, что при экологическом мониторинге почв комплексным должен быть контроль выполнения почвой всех названных функций почвы.

8.3. Понятия, показатели, виды, объекты и методы почвенного экологического мониторинга

Почвенный экологический мониторинг – это система регулярного не ограниченного в пространстве и времени контроля почв, который дает информацию об их состоянии с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза его изменения в будущем. Это определение непосредственно вытекает из общего определения понятия экологического мониторинга. Почвенный мониторинг – одна из важнейших составляющих экологического мониторинга в целом, он направлен на выявление антропогенных и техногенных изменений почв, которые могут в конечном итоге нанести вред биоте и человеку. Особая роль почвенного мониторинга обусловлена тем, что все изменения состава и свойств почв отражаются на выполнении почвами их экологических функций, следовательно, на состояниях верхней части земной коры и биосферы.

Предметом контроля почв являются прежде всего их изменения, вызванные антропогенной и техногенной деятельностью человека. Особая роль почвенного мониторинга обусловлена тем, что все изменения состава и свойств почв отражаются на выполнении почвами их экологических функций, следовательно, на состоянии биосферы.

Предметом контроля почв являются прежде всего их изменения, вызванные деятельностью человека. Но многие неблагоприятные изменения свойств почвы могут формироваться естественным путем под влиянием природных факторов почвообразования, под влиянием катастрофических явлений в природе.

Имеет значение и то, что в почве в отличие от воздуха атмосферы и воды экологические последствия антропогенного и техногенного воздействия обычно проявляются позже, но они более устойчивы и сохраняются дольше. Существует необходимость оценивать и долговременные последствия этого воздействия.

Программа мониторинга почв должна содержать перечень определяемых показателей, требования к выбору точек опробования и методов определения показателей, основания для оценки полученных уровней показателей и прогноза их изменения.

Почвенные показатели, отражающие их экологическое состояние, т.е. взаимосвязь с сопредельными средами и влияние на живые организмы, называют *индикаторами мониторинга*. Они информативны также при оценке устойчивости экосистемы в отношении того или иного вида деградации.

Общие требования к индикатором почвенного экологического мониторинга следующие:

- информативность в отражении состояния почв как компонента экосистемы;
- чувствительность к смене экологической обстановки;
- доступность методов аналитического определения;
- правильность и воспроизводимость результатов их аналитического определения, обеспечивающие сопоставимость данных.

Выбор почвенных показателей состояния почв зависит прежде всего от вида деградации почв. Имеет значение и природа изменчивости контролируемых свойств почв. При любых видах деградации почвенный мониторинг предполагает определение трёх групп показателей:

1) показателей ранней диагностики появления неблагоприятных свойств и почвенных режимов.

2) показатели, характеризующие сезонные или краткосрочные (2-5 лет) изменения свойств почв. Эта группа показателей рекомендуется для оценки текущего состояния почв, для прогноза продуктивности;

3) показатели долгосрочных изменений, проявляющихся в течении 5-10 и более лет, отражающие неблагоприятные тенденции антропогенного и техногенного изменений свойств почв.

Для мониторинга почв, подверженных разным видам деградации, разработаны конкретные показатели, отражающие изменения почв, вызванные каждым из видов деградации.

Выделение видов почвенного экологического мониторинга основано на различиях в сочетании информативных почвенных показателей, соответствующих задачам каждого из них. На основе различий механизмов и масштабов проявления деградации почв выделяется две группы видов мониторинга, одну из которых представляют *глобальный* мониторинг, другую *локальный* и *региональный* мониторинг почв. *Глобальный* почвенный мониторинг - это составная часть глобального мониторинга биосферы, он призван для оценки отражения в состоянии почв экологических последствий дальнего переноса загрязняющих веществ в связи с опасностью общепланетарного загрязнения биосферы и сопровождающих его процессов глобального уровня. Назначения *локального* и *регионального* мониторинга - выявления влияния деградации почв экосистемы локального и регионального уровней и непосредственно на условия жизни человека в сфере его природопользования. Показатели локального и регионального мониторинга почв не единообразны. *Специфические* виды локального и регионального почвенного мониторинга отличаются тем что они направлены на выявления последствий деградации прежде всего химических свойств почв, с которыми связано прямое действие почв на биоту. Существенных измерений физических свойств почв, их морфологии при этом может и не наблюдаться.

Комплексные виды локального и регионального почвенного мониторинга направлены на выявление экологических последствий *комплексной деградации* почв, в основе которой лежат либо процессы деградации физических свойств почв которые неизбежно сопровождаются деградацией их химических свойств, либо начинаются с деградацией химических свойств, что может отражаться и на их морфологических свойствах, на классификационном положении почв.

Универсальные виды локального и регионального почвенного мониторинга позволяют получить интегральную оценку деградации почв, в основе которой лежит либо состояние почвенного микробиоценоза, либо производственная оценка качества почв, либо её «внешний вид сверху», характеризующий большие территории.

Итак группировка видов почвенного экологического мониторинга выглядит следующим образом:

1. Виды локального и регионального почвенного экологического мониторинга:
 - 1.1. Виды специфического мониторинга почв: а) мониторинг почв, подверженных загрязнению, б) мониторинг агрохимический.
 - 1.2. Виды комплексного мониторинга почв: а) мониторинг опустынивания, б) мониторинг пастбищ, в) ирригационно-мелиоративный.
 - 1.3. Виды универсального мониторинга почв: а) контроль микробиологического состояния почв, б) контроль качества почв, в) дистанционный мониторинг почв.
2. Глобальный почвенный экологический мониторинг.

Многие положения почвенного экологического мониторинга разработаны специально для контроля загрязнения почв и не находят практического применения при контроле выполнения почвами других функций. Объекты наблюдения при проведении почвенного экологического мониторинга должны обеспечить выявления различных видов и уровней неблагоприятных изменений состояния почв, вызванных проживанием людей на земле и всеми видами их хозяйственной деятельности при обязательном учёте специфических природных условий, влияющих на последствия антропогенного и техногенного воздействий.

Объекты наблюдения почвенного экологического мониторинга должны обеспечивать возможность оценки изменения состояния антропогенного и техногенного нарушения почв в пространстве и времени.

Выбору пробных площадей и точек опробывания должен предшествовать анализ всех антропогенных и техногенных факторов, способных влиять на состояние почв и экосистемы в целом. Он позволит конкретно выявить специфический характер воздействия этих факторов на почвы и сопредельные среды. Такой анализ позволит определить вид планируемого экологического мониторинга, с чем сопряжён перечень показателей состояния почв, определения которых целесообразно для данного вида мониторинга. Тесно взаимосвязаны вид антропогенного или техногенного воздействия, контролируемые показатели состояния почв, вид почвенного мониторинга и выбор пробных площадей,

почвы которых отражают нарушения в экосистеме и их последствия. Во всех случаях антропогенного и техногенного воздействия на экосистему нарушения, вызванные ими, зависят от удаленности от источника воздействия. Часто еще при рекогносцировочном обследовании выявляются зоны интенсивной деградации почв и зоны распространения частично нарушенных почв. И те и другие должны быть включены в перечень объектов наблюдения. В подавляющем большинстве площади почв буферной зоны значительно превышают площади интенсивно деградированных земель, и оценка их состояния при мониторинге необходима.

Перечень пробных площадей при мониторинге почв должен обязательно включать природные аналоги техногенно изменённых ландшафтов или ландшафты в минимальной степени изменённые антропогенными или техногенными факторами. Их анализ должен позволить обнаружить все природные факторы, обеспечивающие исходное состояние исследуемых почв, влияния на них рельефа, растительности, почвообразующих пород, климатических условий. Эти факторы влияют и на перераспределение техногенных веществ в конкретных условиях региона. Без «нулевой отточки отсчёта», которыми служат почвы минимально нарушенных ландшафтов, невозможно оценить размер деградации почв и ландшафтов в целом. Состояние почв на таких территориях необходимо оценивать при всех видах мониторинга.

Выбранные объекты мониторинга должны быть чётко зарегистрированы, нанесены на карту, что обеспечивает возможность следить за изменением анализируемых показателей во времени.

Таким образом, объектами наблюдения при мониторинге, проводимом на всех уровнях, являются:

- нарушенные (или минимально нарушенные) природные экосистемы;
- частично трансформированные естественные экосистемы;
- собственно антропогенные, преобразованные человеком техногенные ландшафты, полностью утратившие природные черты, которые можно назвать искусственными.

8.4. Виды специфического почвенного экологического мониторинга

Виды экологического мониторинга загрязнения почв выделяют по типу контролируемой среды, по дальности и механизмам распространения загрязняющих веществ. В связи спецификой природных сред различают биотический и абиотический мониторинг [98]. В соответствии с закономерностями распространения загрязняющих веществ выделяют уровни мониторинга: локальный, региональный, глобальный [60].

Локальный мониторинг называют ещё санитарно-гигиеническим или импактным. Под санитарным состоянием почв понимается совокупность их физико-химических и биологических свойств, определяющих качество и степень безопасности почв в эпидемическом и гигиеническом отношениях. Он направлен на контроль уровня содержания в окружающей среде тех загрязняющих веществ, которое выбрасывает конкретное предприятие или техническая система. Контролируются в первую очередь природные среды, наиболее чувствительные к данному загрязняющему веществу в реальных условиях. Почвы анализируются в любом случае загрязнения окружающей среды.

Важно как ранее обнаруженные экологические опасности, связанные с загрязняющими веществами, так и выявление закономерностей накопления их. Результаты обследования почв учитываются при установлении уровня загрязнения почв и составлении прогноза опасности для человека и биоты, при разработке мероприятий по рекультивации почв, при разработке технических решений по реабилитации и охране территорий, при установлении очередности санационных мероприятий и т.д.

Точки отбора проб почв располагают с учётом розы ветров, местности, растительного покрова и гидрологических условий, т.е. условий, которые обеспечивают распространение загрязняющих веществ от источника. Вблизи источника частота размещения точек пробоотбора больше, с удалением от него частота снижается.

Региональный мониторинг направлен на оценку влияния на состояния окружающей среды региона всех видов человеческой деятельности. Он представляет собой слежение за взаимодей-

ствием природы и человека в процессе природопользования. Контроль осуществляется различными службами: гидрометеослужбой, агрохимслужбой, лесостроительной и другим службами.

Фоновый мониторинг - обязательный вид мониторинга. Цель его - контроль состояния почв территорий, которые могут служить эталонами окружающей среды, своего рода «нулевыми точками отчёта» при проведении локального и регионального мониторинга.

Фоновое содержание химических элементов в почвах характеризуется разными способами:

1) как содержание химических элементов в датированных погребенных почвах, проанализированных в настоящее время (при этом нужно принимать во внимание изменение природных условий, прежде всего климатических, с которыми могли быть связаны выявленные отличия современного состояния от прежнего, например, содержание углеводов);

2) как содержание химических элементов в музейных почвенных образцах с известными датами их отбора и анализа (при этом необходимо сопоставить использованные в настоящем и в прошлом методы анализа);

3) на основе обобщения данных в литературе о прежнем составе почв (учитывая возможности методов их анализа);

4) по составу глубоких почвенных горизонтов (принимая во внимания, что аккумуляция в верхних горизонтах контролируемых веществ может быть связана как с их биогенных накоплением, так и с поступлением из атмосферы).

Более надёжная характеристика фонового содержания контролируемых химических веществ в почвах может быть получена при проведении специального обследования фоновых почв. Объектами наблюдения для фонового мониторинга служат почвы, характерные для региона исследования, в минимальной степени подверженные антропогенному и техногенному воздействию.

Регулярные наблюдения за почвами фоновых территорий позволяют оценить изменение их экологического состояния во времени.

Фоновый мониторинг является подсистемой глобального мониторинга, хотя последний имеет свои специфические задачи.

Глобальный мониторинг – это система контроля за общепланетарным распространением опасных веществ. Называют этот вид мониторинга также биосферным, так как его результаты характеризуют глобальные изменения состояния человека и биоты на планете.

Как и фоновый мониторинг, глобальный мониторинг проводится в таких же условиях, как и фоновый мониторинг. Различие между этими двумя видами мониторинга состоит в использовании полученных данных. Результаты фонового мониторинга используются как вспомогательные при проведении локального и регионального мониторинга.

Среди контролируемых показателей состояния почв (индикаторов) различают две группы: *биохимические и педохимические* показатели.

К *биохимическим* относят показатели, характеризующие аккумуляцию в почвах самих загрязняющих веществ и возможность их непосредственного негативного влияния на живые организмы. К *педохимическим* показателям относят те свойства почв, изменения которых может быть вызвано загрязняющими веществами и которые могут косвенно отрицательно влиять на живые организмы.

К биохимическим показателям состояния почв относятся следующие: а) общее содержание загрязняющих веществ; б) содержание соединений загрязняющих веществ, обладающих как реальной подвижностью, так и непосредственно связанных с ними потенциально подвижных соединений этих же веществ в составе твердых фаз почвы.

Показатели общего содержания в почве контролируемых элементов характеризуют запас в почвах соединений этих элементов природного и техногенного происхождения.

Общее содержание химических веществ в почвах – это важный показатель для получения первичной оценки состояния почв в ходе проведения локального и регионального мониторинга. Анализ загрязнённых почв позволяет оценить вклад техногенных факторов, таких как расстояние от источника загрязнения, состав и свойства загрязнителей.

К подвижным формам химических элементов относятся компоненты гетерогенной почвенной системы соединений химических элементов, а именно вещества почвенного раствора, а

также соединения, входящие в состав твердых фаз почвы, которые находятся в состоянии динамического равновесия с химическими элементами почвенного раствора. Удерживаются они твердыми фазами почв в результате реакций сорбции-дессорбции, осаждения-растворения, ионного обмена, комплексообразования.

Реальную подвижность химических элементов в почвах характеризует их содержание в почвенном растворе или в составе вытяжек, когда в качестве экстрагента применяются слабо солевые растворы, с ионной силой, близкой к ионной силе природных почвенных растворов.

Содержание подвижных соединений контролируемых элементов в составе твердых фаз почвы характеризует потенциальную опасность этих веществ для экосистемы, способность веществ переходить из почв в растения, в почвенные и грунтовые воды.

Педохимические показатели состояния загрязненных почв проявляют связь с соединениями загрязняющих веществ в почвах. Их называют еще косвенными. С одной стороны, свойства почв, которые характеризуют эти показатели, могут изменяться под влиянием загрязняющих веществ и тем самым вызывать ухудшение состояния микроорганизмов и растений. С другой стороны, изменение обсуждаемых химических свойств вызывает в почвах превращения соединений загрязняющих веществ, которые влияют на их токсико-экологические свойства.

Контроль косвенных показателей химического загрязнения может быть эффективным как при выявлении деградации почв, так и при характеристике устойчивости почв к загрязнению и прогнозе последствий загрязнения почв.

К педохимическим показателям относятся - показатели важнейших химических свойств почв: показатели гумусного состояния почв, кислотно-основных свойств, катионно - обменных, в отдельных случаях окислительно-восстановительных свойств почв.

Изменение гумусного состояния загрязненных почв по сравнению с незагрязненными почвами непосредственно связано с ухудшением состояния микробиоценоза, что может приводить к ослаблению разложения органических остатков и к их накоплению, к снижению скорости минерализации гумуса.

Вследствие изменившихся процессов трансформации органических веществ в почве меняется их групповой и фракционный состав.

При *санитарно-гигиеническом нормировании* состояния окружающей среды под «нормой» понимается такое состояние окружающей среды, которое не оказывает отрицательное влияние на здоровье человека и биоты. Санитарно-гигиеническим критерием качества окружающей среды служат *предельно допустимые количества (ПДК)* химических веществ в объектах окружающей среды.

Практическое определение ПДК химических веществ в почвах проводится в лабораторных условиях путем выявления взаимосвязи между состоянием живых организмов и содержанием химических элементов в почвах.

С почвой прямые контакты человека несущественны или не имеют места вообще. Контакт почвы с организмом человека происходит опосредованно по цепочкам: почва-растение-человек; почва-растение-животное-человек; почва-воздух-человек; почва-вода-человек.

Уровни ПДК, установленные по разным показателям, отражают как токсичность химических веществ, так и доминирующий механизм их распространения в природных средах.

Однако санитарно-гигиенические нормативы качества почв не лишены недостатков; основной состоит в том, что условия модельного эксперимента определения ПДК и естественные условия разнятся довольно существенно. Назовем некоторые из них [161]:

1. Существует неопределенность в определении понятия ПДК химических веществ для почв. Оно характеризует ПДК, как ту концентрацию вещества в почве, которая безопасна для живых организмов. Но критерии отрицательного влияния на них химических веществ не определены.

2. Не учтено время воздействия поллютанта.

Эксперимент по определению ПДК длится как правило, не более года, но этого срока недостаточно для того, чтобы оценить отдаленные последствия влияния химических веществ на живые организмы. Чем более долгим был контакт вещества с организмом, тем ниже будет отклик организма.

3. При установлении ПДК моделируется действие на живые организмы, как правило, одного фактора, в крайнем случае двух или трех. Но в реальных условиях организм подвергается комплексному воздействию ряда факторов, совместное действие которых во внимание не принимается.

4. Выводы, полученные на основании опытов с животными, переносятся без полного основания на человека. Но низкие животные более устойчивы к факторам внешней среды, чем люди. Перенесение результатов, полученных на таких животных, на человека недостаточно обосновано и неадекватно.

5. Как правило, не учитываются генетические последствия, возможность сохранения нарушений в живых организмах под влиянием химических веществ. Не учитываются индивидуальная, наследственная и видовая чувствительность организмов, их адекватные возможности, биологические ритмы.

6. Не учитывается возможность трансформации химических веществ, их накопления на различных биогеохимических барьерах.

7. Не учитывается взаимодействие химических веществ. При различных видах взаимодействия (аддитивность, антогонизм, синергизм) возможно образование структур более опасных, чем исходные соединения.

При несовершенстве санитарно-гигиенических нормативов для содержания химических элементов в почвах, следует признать, что подходы и методы их определения имеют экологическую направленность. Эти подходы опираются на роль и механизмы связи почвы с другими природными средами.

В основе *биогеохимического нормирования* лежит медико-географический подход. Он основан на натуральных наблюдениях в таких регионах, где самой природой созданы условия избытка или недостатка тех или иных химических элементов естественно-го происхождения в природных средах. Эти регионы называются биогеохимическими провинциями, и результаты регулярных наблюдений в них за состоянием живых организмов, в том числе и за здоровьем людей, позволяет установить связь их с содержанием элементов в природных средах.

Ценность этого подхода – в опоре на фактический, а не экспериментальный материал. Теоретическая основа здесь совершенно иная, чем при санитарно-гигиеническом нормировании.

Предлагается, что каждому биогеохимическому таксону (ландшафту, экотопу) соответствует четкая взаимосвязь и взаимообусловленность пищевых цепей, которая складывалась длительное время. Она адаптирована к природным специфическим условиям, с которыми связаны миграция и аккумуляция любых химических веществ. Живые организмы реализовали все природные механизмы сопротивления внешнему воздействию, их состояние соответствует химическому составу окружающей среды.

На вероятностной основе определяются верхние и нижние границы, в рамках которых состояние большинства живых организмов в зонах биогеохимических провинций не отклоняются от нормы, т.е. где осуществляется саморегуляция системы.

Причем *статистического нормирования* (определения) уровней допустимых концентраций химических веществ в почвах состоит в определении усредненных уровней содержания химических элементов в природных средах в естественных условиях. Теоретическая основа такого подхода: среднее содержание химических элементов природных средах в естественных условиях соответствует условиям, нормального состояния живых организмов.

Методически задача состоит в том, чтобы определить фоновые уровни содержания химических элементов в почвах, учесть их природное варьирование, и отклонением от нормы считать значимое превышение верхнего предела возможных уровней содержания этого элемента.

В связи с повышением числа катастроф природного и техногенного характера во всем мире повышается внимание к *оценке риска, угрозы жизни человека, в том числе и экологического риска*. Определение понятия дано в Федеральном законе РФ об охране окружающей среды (2002): риск от химического загрязнения почв – это нежелательный для человека и почв последствия антропогенной (техногенной) деятельности, которые могут произойти с определенной долей вероятности. Понятие экологического риска связано с понятием опасности, крайней степенью проявления которой является экологическая катастрофа.

Оценка экологического риска для определенного ландшафта вследствие загрязнения почв любыми химическими веществами проводится на основе о реальной нагрузке загрязняющих ве-

ществ на почвы, их миграции в ландшафте и учете устойчивости почв к загрязнению.

При этом принимаются во внимание следующие факторы, характеризующие исследуемый ландшафт: 1) тип почв характеризует кислотно-щелочные условия, содержание и тип гумуса, численность и видовой состав микрофлоры; 2) гранулометрический состав – характеризует почвенную поглотительную способность, содержание физической глины и песка; 3) положение в рельефе – характеризует степень геохимической подчиненности почв в ландшафте, т.е. интенсивность и направленность процессов рассеивания и аккумуляции загрязняющих веществ; 4) водный режим почв – характеризует соотношение количества осадков и испаряемости; 5) тип растительности – характеризует биологический фактор, оказывающий влияние на степень подвижности загрязняющих веществ; 6) почвообразующие породы – характеризует направление и скорость почвообразовательного процесса.

Негативный эффект влияния повышенной нагрузки на почвы оценивается по реакции чувствительных живых организмов. Чаще всего это проводится по реакции чувствительных микроорганизмов почвы.

Под критической нагрузкой понимается максимальное безопасное для данного ландшафта количество загрязняющих веществ. Критическую нагрузку находят, принимая во внимание все механизмы трансформации и перераспределения исследуемых веществ на данной территории (вынос из верхнего слоя за счет внутрпочвенной биогенной и абиогенной миграции, поверхностный сток в сопредельные среды и пр.), а также механизмы устойчивости почв данной территории (основываясь на поглотительной способности почв, что справедливо для загрязняющих веществ любой природы, на биотической и абиотической деструкции, что справедливо для органических поллютантов).

Показатель критической нагрузки можно получить разными способами: а) экспериментально (при полевых наблюдениях, в лабораторных опытах), определив параметры всех процессов влияющих на поведение исследуемых веществ в данных почвах или привлекая необходимые сведения из различных источников; б) используя существующие программы, предназначенные для вычисления критических нагрузок конкретных загрязняющих

веществ по вышеназванным показателям; в) по критическому содержанию исследуемых веществ в продуктах растениеводства, выращенных на данных почвах; г) опираясь на ПДК химических веществ в почвах, переводя их величины из мг/кг массы вещества в кг/га площади исследуемых почв [173].

Ориентировочный показатель экологического риска для почв можно найти как отношение общей химической нагрузки на почвенный покров к критической нагрузке этих веществ на эту территорию.

Нормирование на основе концепции экологического риска имеет прямой выход в практику, т.к. позволяет учитывать опасность загрязнения почвы при расчете кадастровой стоимости, при этом чем выше риск загрязнения земель, тем ниже ее стоимость.

В настоящее время в подходах к нормированию содержания химических элементов в почвах все большее распространение получает *экосистемная направленность*.

Современная концепция экологического нормирования опирается на экосистемный подход.

Экосистема – это сложноорганизованная система, которую можно представить как сочетание плотно упакованных экологических ниши. При поражении одних организмов, при снижении активности их деятельности освободившиеся ниши заполняются более толерантными видами. Это ведет к сглаживанию эффекта воздействия, к снятию порогов.

Экосистемное нормирование не допускает не только патологических, но и предпатологических изменений. Цель экосистемного нормирования состоит в том, чтобы сохранить природу в таком состоянии, когда все живые организмы имеют равное право на существование. Человек отличается от других организмов, в частности, тем, что является конечным консументом в большинстве трофических цепей. Задача состоит в том, чтобы проверить, сохраняется ли уровень содержания этого вещества при любом антропогенном (техногенном) воздействии на экосистемы в пределах флуктуации его содержания в естественных природных условиях или выходит за эти пределы.

При экосистемном подходе нужно принимать во внимание не только токсическое действие химического вещества. Следует оценивать и другие возможные виды нарушения экосистемы, та-

кие как сокращения видового разнообразия, изменения отдельных групп биоты, выпадение из экосистемы видов – доминантов, изменение величины продуктивности, упрощение трофической цепи, уменьшение ассимиляционной емкости экосистемы и ее способности к самоочищению, разрушение экосистемы.

В качестве показателя сохранности экосистемы можно использовать баланс гумуса в почве. При этом предполагается считать нагрузки на экосистемы допустимыми, если в почве поддерживается положительный баланс гумуса, что свидетельствует о выполнении почвами их функций в биосфере.

8.5. Интегральная оценка степени деградации почв

Интеграционная оценка может быть эффективна, когда почвы подвержены не одному, а нескольким видам деградации. Становится необходимо оценивать направление деградации почв, интенсивность деградационных процессов и их скорость.

Интегральный показатель степени деградации почвы отражает информацию о глубине одного или нескольких видов деградации и времени ее (их) действия.

Под скоростью деградации понимается ухудшение свойств почвы в единицу времени. В целях унификации для всех показателей скорость деградации можно было бы выразить скоростью перехода почвы из одной степени деградации в другую по рассматриваемому показателю. Однако шкалы для установления деградации физических, химических и биологических свойств почвы неравномерные, и поэтому определенная таким образом скорость деградации будет различной при разной степени деградации. Поэтому в качестве характеристики скорости деградации используют величину «период деградации». Под периодом деградаций понимают гипотетическое время (в годах), за которое анализируемая почва пройдет путь от 0 до максимальной степени деградации по рассматриваемому показателю. Период деградации, таким образом, есть величина обратная скорости деградации.

Период деградации рассчитывают по формуле:

$$T_d = X_{\max} \cdot \Delta T / (X_f - X_s), \quad (26)$$

где: T_d – период деградации (в годах); X_{max} – значение критерия деградации, соответствующее максимальному баллу; ΔT – временной промежуток между двумя обследованиями (в годах); X_f и X_s – значения критерия деградации соответственно при последнем обследовании и предыдущем.

Период деградации следует рассчитывать по данным за несколько лет наблюдений. Его величина может иметь отрицательное значение. В таком случае речь идет не о деградации, а об улучшении почвы за соответствующий период по рассматриваемому показателю.

Необходимо проводить определение периода деградации почвы не только по лимитирующему показателю, но и по всем другим, т.к. лимитирующий показатель с течением времени может измениться.

Интегральная оценка степени деградации почвы должна включать показатель, по которому устанавливается деградация, балл деградации и в качестве индекса (степени) к нему период деградации. Установление степени деградации возможно по любой шкале разработанных показателей: деградация физических, химических, биологических свойств почв. При наличии двух или более видов деградации установление степени деградации почвы проводится по показателю, имеющему максимальный уровень деградации. При итоговой оценке степени деградации почвы следует указывать наряду со степенью деградации процесс (или процессы), обуславливающие максимальную балльную оценку, и показатель скорости процесса, а также процесс, обеспечивающий максимальную скорость деградации.

8.6. Мониторинг микробиологического состояния почв

Почвенный микробоценоз отражает различные виды деградации почв, и на этом основании показатели его состояния могут служить универсальными индикаторами состояния почв при почвенном мониторинге.

Микробиологические тесты позволяют за короткое время, даже при незначительных изменениях в окружающей среде, оценить отклонения в функционировании почвенной системы и поэтому могут служить показателями ранней диагностики степени

деградации почв. Основных микробиологических тестов всего четыре (табл. 35).

Уровень активной микробной биомассы является информативным показателем общего состояния почвенной биоты. Степень деградации устанавливается по уменьшению уровня активной микробной биомассы по сравнению с контролем. Для недеградированной почвы допускается не более чем 5-кратное снижение, тогда как очень сильно деградированная почва характеризуется более чем 100-кратным снижением активности микробной биомассы.

Содержание патогенных форм микроорганизмов характеризует биологическое загрязнение почвы. Определяется по стандартной методике. В норме их количество не превышает 1000 на 1 г почвы.

Фитотоксичность почвы является интегральным показателем состояния почвенной биоты. Зависит от суммарного загрязнения почвы, включая и почвоутомление. Определяют методом «почвенных пластинок» по снижению числа проросших семян и длины проростков по сравнению с контролем [93]. Снижение числа проросших семян и длины проростков по сравнению с контролем в 1,1 раза допускается для недеградированной почвы. Если число проростков снизилось более чем в два раза, то почва очень сильно деградирована.

Таблица 35

Показатели и критерии биологической деградации почв

Показатель	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
Уровень активной микробной биомассы, кратность уменьшения по сравнению с контролем	<5	5-10	10-50	50-100	>100
Количество патогенных микроорганизмов в одном грамме почвы	<103	103-104	104-105	105-106	>106
Фитотоксичность (снижение числа проростков и подавление их роста), кратность	<1,1	1,1-1,2	1,2-1,4	1,4-2,0	>2,0
Генотоксичность (рост числа мутаций в сравнении с контролем), кратность	<2	2-10	10-100	100-1000	>1000

Генотоксичность почвы — показатель, с помощью которого определяют способность почвы влиять на структурно-функциональное состояние генетического аппарата почвенной

биоты, включая микроорганизмы, растительность и почвенную фауну. Определяют по росту числа генных мутации по сравнению с контролем. Оценивается в краткосрочных тестах. В норме число мутаций в нарушенной почве не должно отличаться более чем в два раза по сравнению с контролем.

При высоком значении показателя скорости биологической деградации необходимо выявление вызывающих ее причин, так как за исключением количества патогенных микроорганизмов все остальные параметры биологической деградации являются интегральными, обусловленными совокупным действием целого ряда причин.

Наибольшее распространение получили методы микробиологического тестирования для оценки состояния почв, подверженных загрязнению.

В ходе санитарно-гигиенического мониторинга оценка степени биологического загрязнения ведется по санитарно-бактериологическим, санитарно-паразитологическим и санитарно-энтомологическим показателям.

В загрязненной почве на фоне уменьшения аборигенных представителей почвенных микробценозов и снижения ее биологической активности отмечается увеличение количества патогенных энтеробактерий и гельминтов, которые более устойчивы к химическому загрязнению почвы, чем представители естественных почвенных микробценозов. Оценка санитарно-бактериологического состояния почвы обязательно проводится на объектах повышенного риска (детские сады, игровые площадки, зоны санитарной охраны).

Каждая почва характеризуется определенной обогаченностью микроорганизмами, и она может снижаться при разных видах воздействия на нее (табл.36). При контроле микробиологического состояния почв проводится выявление реакции отдельных групп почвенных микроорганизмов на то или иное воздействие на разных уровнях их организации: особь, популяция, сообщество.

Для сообществ (комплексов) — один из основных показателей — изменение их видовой структуры. Показателями изменения могут быть общее число выделяемых видов (богатство видов), показатели их разнообразия, уровень доминирования. Наряду

ду с изменением разнообразия может происходить изменение состава видов.

Слежение за изменением состава и структуры сообществ может проводиться как по отдельным таксономическим группам, так и для трофических групп почвенных микроорганизмов. Примером такого подхода является исследование крахмалразлагающего (амилолитического) микробного сообщества, или целлюлозоразлагающих микроорганизмов, или организмов, потребляющих легкодоступные органические вещества при изменении экологических условий. Выбор исследуемой трофической группы должен соответствовать специфике исследуемого биоценоза и основным изменениям трансформации органики под влиянием антропогенных факторов. Для того чтобы произошли неоднократно регистрируемые изменения состава сообществ вследствие исчезновения одних и появления других видов, необходимы существенные экологические сдвиги. Следовательно, раньше, чем для сообществ, изменения могут проявиться для его составляющих — популяций отдельных видов. Изменения популяций регистрируются задолго до исчезновения вида в сообществе. При популяционных исследованиях важен выбор исследуемых организмов. В первую очередь таковыми могут быть виды, развивающиеся в определенных экологических условиях — так называемые стено-топные виды, и виды — возможные аккумуляторы поллютантов.

Наряду с традиционными микробиологическими методами популяционного анализа (посев на питательные среды) весьма перспективно слежение за развитием микроорганизмов непосредственно в почве с использованием мембранных камер с внесенными в них популяциями микроорганизмов.

Таблица 36

Оценка степени обогащенности почв микроорганизмами, люминесцентно-микроскопический метод [92]

Степень обогащенности почв	Бактерии			Микроскопические грибы		
	Общее количество		Сухая биомасса кг/га	Длина гиф		Сухая биомасса кг/га
	млрд/г	млрд/см ²		м/г	м/см ²	
Очень бедная	<1	<50	<42	<30	<750	<120
Бедная	1-2	50-100	42-85	30-100	750-2500	120-400
Среднеобогатенная	2-5	100-200	85-170	100-300	2500-7500	400-1200
Богатая	5-10	200-400	170-340	300-1000	7500 - 25000	1200-4000
Очень богатая	>10	>400	>340	>1000	>25000	>4000

При этом наиболее эффективно внесение видов с известными свойствами. Например, для оценки влияния кислых осадков — внесение видов организмов, высокочувствительных к изменению рН. Реакция популяций микроорганизмов (например, микроскопических грибов) на изменение экологических условий может проявляться в увеличении лаг-фазы, изменении уровня прорастания спор, репродукции, скорости роста мицелия, длительности отдельных стадий развития. На популяционном уровне изменения биоты могут наблюдаться при более низких уровнях воздействия.

Информативным показателем биологического состояния почвы является ее ферментативная активность. Оценка степени обогащенности почвы ферментами дана в таблице 37.

Почва является самой богатой системой как по ферментативному пулу, так и ферментному разнообразию. Источниками почвенных ферментов служат растения, микроорганизмы, животные, словом, все живое вещество почвы. Роль ферментов в почвенных процессах трудно переоценить, ведь они являются катализаторами биохимических превращений органических остатков и гумуса и тем самым участвуют в биохимических циклах углерода, азота, фосфора, серы и других элементов.

Обогащенность ферментами в значительной степени определяется генетическим типом почвы, при этом в верхних биогенных горизонтах активность ферментов максимальна, а вниз по профилю — в большинстве случаев снижается.

Таблица 37

Оценка степени обогащенности почв ферментами, над чертой — на весовые единицы почвы, под чертой — на 1 см² поверхности почвы [92]

Степень обогащенности	Каталаза, O ₂ см ³ /г за 1 мин	Дегидрогеназа, мг ТФФ на 10 г за 24 часа	Инвертаза, мг глюкозы на 1 г за 24 часа	Уреаза, мг NH ₃ на 10 г за 24 часа	Фосфатаза, мг P ₂ O ₅ на 10 г за 24 часа
Очень бедная	<1 <25	<1 <2,5	<5 <125	<3 <7,5	<0,5 <1,2
Бедная	1-3 25-75	1-3 2,5-7,5	5-15 125-375	3-10 7,5-25	0,5-1,5 1,2-3,8
Среднебоба-щенная	3-10 75-250	3-10 7,5-25	15-50 375-1250	10-30 25-75	1,5-5,0 3,8-12,5
Богатая	10-30 250-750	10-30 25-75	50-150 1250-3750	30-100 75-250	5-15 12,5-38,0
Очень богатая	>30 >750	>30 >75	>150 >3750	>100 >250	>15 >38

Деградация почвы сопровождается снижением ее биологической активности, и ферменты, как показали многочисленные исследования, являются надежным индикатором этого явления (табл. 38).

Таблица 38

**Оценка показателей ферментативной активности
(в баллах) в целях диагностики состояния почв**

Показатель	Вид антропогенного воздействия	Чувствительность	Сложность анализа	Точность-определения	Средний балл
Каталаза	Сельскохозяйственное использование	3	10	10	9,2
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	9	10	9	
	СВЧ-излучение	9	10	10	
	Ионизирующее излучение	9	10	10	
	Гидроморфизм	10	10	9	
Инвертаза	Сельскохозяйственное использование	10	6	9	6,8
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	3	6	6	
	СВЧ-излучение	9	6	6	
	Ионизирующее излучение	9	6	7	
	Гидроморфизм	8	6	6	
Дегидрогеназа	Сельскохозяйственное использование	10	7	9	7,6
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	2	7	8	
	Ионизирующее излучение	8	7	7	
	Гидроморфизм	10	7	10	

При этом ферменты проявляют специфическую реакцию на тот или иной вид деградации почвы. Так, загрязнение почвы нефтепродуктами в значительной степени снижает активность каталазы, в то время как инвертаза и дегидрогеназа довольно слабо реагируют на нефтезагрязнение. В то же время инвертаза чувствительна к сельскохозяйственному использованию, а каталаза — нет.

8.7. Мониторинг почв по их производительной способности (бонитировочный)

Бонитировка почв — сравнительная оценка качества почв по их производительной способности, это специализированная генетико-производственная классификация почв, плодородие которых выражено в баллах.

Предлагались различные подходы и методы оценки качества почв:

1. Естественно-исторический метод на основе подходов В.В. Докучаева. Баллы бонитета почв устанавливаются на основе тех их

природных свойств, которые коррелируют с урожайностью ведущих сельскохозяйственных культур. Элементарной таксономической единицей при бонитировке таким методом является разновидность почв.

- Вариант естественно-исторического метода, при использовании которого таксономической единицей является не почвенная разновидность, а агропроизводственная группа или подгруппа почв. Баллы бонитета почв устанавливаются также по природным свойствам почв и урожайности сельскохозяйственных культур.
- При географическом подходе выявляется связь между урожайностью и типом местности. Баллы бонитета для различных типов местности устанавливают по выходу сельскохозяйственной продукции. Метод разработан географами МГУ и Львовского университета.

В основу общей оценки почвенного плодородия положена оценка гумусного состояния, так как именно гумус является интегральным показателем плодородия почв.

В качестве основных генетических показателей при разработке шкалы бонитета почв используются показатели

- общая мощность горизонтов (A + B);
- запасы гумуса (т/га) во всей толще гумусовых горизонтов.

Эти индексы плодородия показали высокую информативность при оценке качества черноземов и каштановых почв Нижнего Дона и Северного Кавказа. Бонитировка этих почв осуществляется прежде всего применительно к потребностям зерновых культур, так как зерновое хозяйство составляет основу сельскохозяйственного производства региона.

Имеют значение выбранные критерии балльной оценки почв. При разработке рабочей оценочной шкалы для определения балла бонитета почв Ростовской области за 100 баллов (т. е. за эталон) были приняты признаки обыкновенного чернозема, в котором мощность гумусового горизонта A+B = 75 см, запасы гумуса — 425 т/га, а урожайность — близка к средней урожайности зерновых культур на сортоучастках — 20 ц/га

Использовались и «разомкнутые» оценочные шкалы, где средней по качеству почве присваивается 100 баллов, почвам выше сред-

него качества — соответственно более 100 баллов и почвам ниже среднего качества — менее 100 баллов.

Эффективность этих показателей неодинакова для разных типов почв. В частности, в почвах, где гумуса содержится меньше (каштановая и чернозем южный), влияние его на почвенное плодородие выше, чем в почвах с большим содержанием гумуса. Это связано с особенностями качественного состава гумуса.

Содержания гумуса в пахотном слое дерново-подзолистых почвах показало надежную связь с величиной урожайности сельскохозяйственных культур.

Оценку деградации почвы по показателям ее гумусного состояния можно провести исходя из рекомендаций Министерства охраны окружающей среды и природных ресурсов России, по которым уменьшение гумусового слоя менее чем на 0,1 доли его мощности указывает на отсутствие деградации.

Однако эти рекомендации не содержат придержек по оценке деградации почвы при снижении гумусированности пахотного слоя без уменьшения мощности $A + B$. В то же время в условиях степной и сухостепной зон это явление широко распространено.

Деградацию можно характеризовать показателями интенсивности процессов деградации и их направления. Под скоростью деградации понимается ухудшение свойств почвы в единицу времени. В целях унификации для всех показателей скорость деградации можно было бы выразить скоростью перехода почвы из одной степени деградации в другую по любому рассматриваемому показателю.

Если имеются бонитировочные шкалы и многолетние материалы, накопленные в результате бонитировочных исследований, они могут быть эффективно использованы для оценки скорости изменения таких показателей, как мощность гумусового слоя и содержание гумуса в верхнем горизонте.

При этом учитывалась различная мощность гумусового слоя ($A+B$) в разных подтипах черноземов, следовательно, и различная «цена» потерянных сантиметров этого слоя.

Потеря (смыв) более 50 % мощности гумусового слоя приводит к необратимой утрате исходно плодородия этих почв и их необратимой деградации. Такое состояние почв соответствует крайней — четвертой степени деградации почв (диагностика по мощности гумусированного слоя).

При переводе деградационных потерь в балльную систему оценок необходимо учитывать различную исходную мощность (А+В) изучаемых подтипов черноземов. Поэтому уже при первой степени деградации черноземы, изначально имеющие большую мощность гумусового слоя, «могут позволить себе» большую потерю в баллах и при этом остаться в градации «слабая степень деградации». При очень сильной деградации потери мощности гумусового слоя в баллах в этом подтипе черноземов в 2 раза выше, чем в черноземах южных.

Для каштановых почв данная система оценки деградации гумусного состояния была разработана на основе тех же принципов. В качестве показателя деградации используется убыль гумуса в пахотном горизонте в процентах к исходному состоянию.

Предложенный подход обоснован следующим: содержание гумуса в горизонте А каштановых почв Ростовской области составляет в среднем 2,4 — 2,2 %. Уменьшение этого показателя на 30 % приведет к тому, что горизонт А по содержанию гумуса будет соответствовать нижележащему горизонту В. Содержание гумуса 1,8—1,5% в пахотном слое свидетельствует о том, что почва подвержена эрозии, горизонт А полностью смыт и почва достигла крайней, четвертой, степени деградации. Эти же принципы использовались для разработки критериев оценки темно- и светло-каштановых почв.

Существуют и другие нормативы для оценки деградации почв, в которых не учитывается специфика гумусного состояния. Соответственно, и выводы, сделанные на их основе, будут иные.

8.8. Дистанционный почвенный экологический мониторинг

Дистанционный почвенный экологический мониторинг — контроль состояния почв с помощью дистанционных методов. Использование результатов съемки земной поверхности из космоса и аэрофотоснимков позволяет получать информацию с больших площадей. Для дистанционного обследования территории применяют также метод лазерного дистанционного зондирования (ЛДЗ). Установки ЛДЗ могут быть размещены на самолетах или вертолетах сельскохозяйственной авиации. В этом случае обеспечивается сбор информации с больших площадей за корот-

кий промежуток времени, методы ЛДЗ обладают высокой чувствительностью и разрешением.

С помощью дистанционных методов можно осуществлять раннюю диагностику недостаточности элементов минерального питания в почвах; диагностику состояния растительности после обработки гербицидами; диагностику недостаточности содержания влаги в почве; создавать карты текущего состояния почв (степени засоленности, кислотности в данном районе); выявлять различные виды деградации почв. Использование дистанционных методов дает возможность создавать широкомасштабные банки данных по состоянию почв, наблюдать динамику их изменения. Эффективно сочетание наземных и дистанционных наблюдений. Наземный мониторинг, включающий отбор почвенных проб и их анализ, может как предшествовать дистанционному наблюдению, так и следовать за ним в качестве уточняющего этапа.

Дистанционные методы анализа почв основаны на спектральной отражательной способности (СОС) почв — способности почв избирательно поглощать и отражать электромагнитные излучения определенных длин волн в зависимости от химического состава и физического строения поверхности. По изменению спектральных характеристик почв можно оценивать потерю гумуса и изменение его качественного состава, проследить процессы засоления, оподзоливания, развития эрозии и т. д.

Отражение света почвами зависит от их влажности, содержания гумуса, карбонатов, железа, солей, размера агрегатов.

Зависимость эта описывается простыми эмпирическими уравнениями. Для каждой из таких функций общий вид уравнения не зависит от типа почвы, но значения постоянных коэффициентов закономерно изменяются для почв разного генезиса в широких пределах. Таким образом, использование спектральных характеристик позволяет оперативно и объективно оценивать содержание различных красящих компонентов, а по изменению во времени их содержания можно судить о скорости и направлении многих почвенных процессов.

В системе наземного мониторинга для характеристики СОС используют спектральные коэффициенты отражения (СКО). *Спектральным коэффициентом отражения называют величину, равную отношению светового потока, рассеянного освещенной поверхностью почвы во всех направлениях, к световому*

потоку, падающему на эту поверхность в определенном интервале длин волн. СКО определяют в лабораторных условиях на спектрофотометрах типа СФ-10, СФ-14, СФ-18 с применением интегрирующей сферы, где учитывается весь диффузно отраженный от объекта световой поток.

В системе дистанционного мониторинга используются спектральные коэффициенты яркости (СКЯ). *Спектральный коэффициент яркости равен отношению интенсивности потока излучения, отраженного поверхностью объекта в каком-либо направлении, к интенсивности потока, отраженного в том же направлении от идеально рассеивающей поверхности.* Измерение СКЯ проводят, как правило, с борта самолета, космического корабля, вышки или с руки полевыми спектрометрами.

Измерение СКЯ в полевых условиях связано с рядом особенностей, так как если в лабораторных условиях получение СКО зависит только от точности прибора, то в полевых условиях необходимо учитывать влияние внешних факторов: условия освещения, влажность почвы, степень обработки почвы и т. д. Поэтому для уменьшения погрешности приходится прибегать к увеличению объема выборки.

Наибольшее влияние гумуса на спектральные свойства почв проявляется в области длин волн 700 — 750 нм. Анализ большого набора почв, как современных, так и погребенных, показал, что связь между коэффициентом отражения света при 750 (700) нм и содержанием органического углерода выражается зависимостью, близкой к экспоненциальной.

При высоком содержании гумуса окраска почв обусловлена практически только органическим веществом и мало меняется с увеличением его содержания. При уменьшении содержания гумуса отражение начинает быстро нарастать, приближаясь к отражательной способности породы. Такая связь для поверхностных горизонтов почв лесостепной и степной зон описывается функцией вида:

$$\rho = \rho_{\min} + (\rho_0 - \rho_{\min}) \times e^{-kH}, \quad (27)$$

где ρ — коэффициент спектрального отражения почвы; ρ_0 — то же для безгумусной почвообразующей породы; ρ_{\min} — то же многогумусной почвы; H — содержание гумуса, %; k — константа.

При анализе функции ρ от H при $H = 0$ величина $\rho = \rho_0$, при $H > 10\%$ величина $\rho = \rho_{\min}$.

Большие отклонения от средних не позволяют в единичных образцах определять содержание органических веществ в почвах по величине коэффициентов отражения. Но при дистанционных измерениях СКЯ прибор автоматически усредняет значения для больших площадей, что существенно снижает разброс данных и позволяет рекомендовать этот метод для мониторинговых исследований.

Для оценки загрязнения земной поверхности используются совместно черно-белые и цветные ИК — аэрофотоснимки. При этом выявляются нарушения растительного покрова, свалки, деградация лесов, деградация пастбищ. Дистанционные методы позволяют выявить зоны пере- выпаса скота. На аэрофотоснимках прослеживаются все стадии пастбищной депрессии, удается оценить урожай пастбищных трав с точностью до 50 кг/га и учесть эту информацию. Сравнение изображений в разные годы позволяет выявить ареалы опустынивания и оценить скорости его развития.

Дистанционные наблюдения оказались полезными при выявлении ранних признаков засухи, при оценке интенсивности эоловых процессов, динамики растительного покрова. Наиболее активно используется этот вид наблюдений при мониторинге опустынивания.

Характер кривых яркости позволяет диагностировать засоленные поверхности, различия во влажности, карбонатности почв, степени покрытия их растительностью. Дистанционные методы пригодны для получения информации о нефтяном загрязнении почв.

8.9. Глобальный почвенный мониторинг

Цель глобального мониторинга — контроль общепланетарного загрязнения биосферы. Объектами наблюдения являются биосферные заповедники, национальные станции глобального мониторинга.

Результаты наблюдений обобщаются на международном уровне в соответствии с международными программами, так как контроль общепланетарного загрязнения не может проводиться

разными странами изолированно. В рамках программы МАБ на Стокгольмской конференции ООН по окружающей среде 1972 года разработаны основные принципы Глобальной системы мониторинга окружающей среды (ГСМОС) и поставлена перед ООН задача организации международной системы мониторинга окружающей среды. В 1973—1974 годах в рамках Программы ЮНЕП (Программа ООН по проблемам окружающей среды) разработаны основные положения ГСМОС.

К 1975 году в ЮНЕП проведено усовершенствование списков загрязняющих веществ, разработаны рекомендации по формированию списка биосферных заповедников, созданию этих заповедников и размещению в них станций фонового мониторинга, намечены планы развития ГСМОС и разработана стратегия контроля состояния окружающей среды.

В 1979 году в Женеве на Общевропейском совещании по охране окружающей среды разработана Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха за счет переноса поллютантов на большие расстояния, на основе которой принимается и развивается Совместная программа наблюдений и оценки распространения загрязняющих веществ на большие расстояния в Европе (ЕМЕП). В ней участвуют 28 стран, кроме стран Европы в ней участвуют США и Канада. Целью ЕМЕП является предоставление правительствам разных стран информации о переносе в атмосфере загрязняющих веществ через границы государств и о вкладе этих веществ в загрязнение окружающей среды этих стран. В программе ЕМЕП содержится методики отбора проб, их анализа, сбора данных о выбросах загрязняющих веществ, построения математических моделей для оценки трансграничного переноса и проверки их соответствия экспериментальным данным.

В 1981 году в Финляндии подписана Конвенция о трансграничном переносе веществ. К ней присоединились страны Европейского экономического сообщества. Контролю переноса веществ на дальние расстояния в Европе и глобальной системе мониторинга окружающей среды посвящены программы ЕМЕП, ИРТАР, ПКМ.

Эффективность глобального мониторинга получила международное признание. Результаты его позволили обнаружить разрушение озонового слоя, определить масштабы трансграничного переноса веществ, выявить угрозу повышения содержания в атмосфере парниковых газов и глобального потепления. За этим после-

довало принятие ряда международных документов, обеспечивающих ограничение переноса поллютантов на большие расстояния, на основе которых принимается и развивается совместная программа наблюдений и оценки распространения загрязняющих веществ на большие расстояния в Европе. В 1986 году принята Венская конвенция об охране озонового слоя, в 1987-м Монреальский протокол по веществам, разрушающим озоновый слой. В 1991, 1994 годах ООН приняты конвенции об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном контексте, направленные на снижение трансграничного переноса веществ, прежде всего оксидов серы (Финляндия).

В 1990 году Международный центр охраны природы, работающий в структуре ООН, предложил проект «Глобальный экологический мониторинг» с использованием военных спутниковых технологий. С 1992 года в этом проекте участвуют РФ, США, Украина, Казахстан, Литва, Китай.

Разработана координационная программа ЕЭС по охране окружающей среды, согласно которой в ряде стран в 90-е годы выполнялись национальные программы по охране окружающей среды.

Опыт работ по глобальному мониторингу показал, что глобальное (повсеместное) загрязнение почв металлами и металлоидами планете не угрожает. Об этом свидетельствует сопоставление общего содержания их в верхних слоях почвы и содержания подвижных соединений этих элементов с потоком их из атмосферы в одном из биосферных заповедников.

Экологическая опасность глобального масштаба связана с дальним переносом газов антропогенного происхождения, в частности диоксида серы. Например, выпадение диоксида серы на земную поверхность в Люксембурге, Нидерландах, Швейцарии за счет трансграничного переноса достигает 70 — 80% от их общего выпадения, в Скандинавских странах — 54 — 63%. Поступление серы в атмосферу России из соседних стран составляет не менее 40 % от общей техногенной нагрузки.

Международными программами планировалось к 1990 году по сравнению с 1980 годом снизить выбросы в атмосферу оксидов серы и азота на 60 %, взвешенных частиц — на 40 %, выхлопных газов автомобилей — на 50 %.

В программе сформулированы требования к сжиганию топлива и коммунально-бытовых отходов, нормированы выбросы оксидов серы, азота. Создана сеть измерительных станций в зонах поступления повышенных количеств оксидов, предполагается регулярный отчет стран-участников о выполнении программы.

Тревогу экологов вызывает глобальное потепление климата. Это явление большинство ученых считают антропогенным и связывают с постоянно возрастающим сжиганием ископаемого топлива. Они считают, что необходимо ограничить выбросы парниковых газов и не допустить потепления более чем на 2 градуса.

Парниковый эффект вызывают любые газы, которые имеют полосы поглощения в инфракрасном диапазоне длин волн и практически не имеют их в видимой области света. Основной вклад в парниковый эффект вносит водяной пар. Существенно влияют имеющие промышленное происхождение диоксид углерода, закись азота и метан. Их содержание в атмосфере за индустриальную эпоху увеличилось соответственно на 30 %, 17 % и 150 %, особенно за последнее десятилетие. Влияют фреоны и их производные, их удельное поглощение в несколько тысяч раз выше, чем CO_2 . В природе им аналогов нет, а производство в настоящее время сокращается. Кроме газов, на парниковый эффект влияют атмосферные аэрозоли.

Ограничению поступления в атмосферу парниковых газов посвящен Киотский протокол — международный документ, принятый в Японии в 1997 году в дополнение к Рамочной конвенции ООН об изменении климата. Киотский протокол — это первое глобальное соглашение об охране окружающей среды, основанное на рыночных механизмах регулирования — механизме международной торговли квотами на выбросы парниковых газов.

В 2004 году Российская Федерация ратифицировала Киотский протокол к Рамочной конвенции ООН об изменении климата, вступил он в силу в феврале 2005 года. Российские эксперты полагают, что ратификация этого документа не требует специальных усилий, закрытия предприятий или нарушения социальной инфраструктуры и не вызывает никаких отрицательных эффектов для текущих российских социальных и экологических проблем.

8.10. Мониторинг в районах нефтедобычи

Организация мониторинга эколого-геологических систем в районах нефтедобычи должна проводиться с учетом особенностей ПТС этих регионов. Инфраструктура в районах нефтедобычи довольно сложная и включает в себя целый комплекс основных и вспомогательных технических сооружений.

На нефтяных месторождениях инфраструктура включает в себя: промысловые (нефтедобывающие) скважины, специальные предприятия добывающего комплекса, установки по переработке нефти, установки по сжиганию попутного газа, нефтетрубопроводы (разного диаметра и назначения), транспортные сооружения (железнодорожные и автотрассы), объекты коммунальных служб, жилые поселки и другие.

Как правило, крупнейшие нефтепроводы должны включаться в систему мониторинга вместе со всей инженерной структурой освоения месторождения. При освоении крупных нефтяных месторождений в связи с необходимостью добычи, очистки и транспортировки полезного ископаемого создается сложно построенная региональная ПТС, захватывающая огромную территорию.

По характеру воздействия нефтедобывающая промышленность существенно отличается от других видов добывающих промышленности, прежде всего большей глубиной проникновения техногенных процессов в геологическую среду. Основными чертами геологической среды нефтяных месторождений, которые надо учитывать при организации мониторинга, является присутствие в разрезе двух несмешивающихся жидкостей нефти и грунтовых вод, а также существенное влияние на почвы, грунты и горные породы жидких и газообразных углеводородных компонентов нефти. Главная особенность в техногенезе нефтедобывающих комплексов состоит в своеобразии техногенной нагрузки на почвенную, грунтовую и геологическую среду, когда происходит взаимодействие двух процессов: мощного отбора из недр полезных компонентов и не менее мощного нагнетания в продуктивные пласты и поверхностные почвогрунты воды и реагентов.

Нефтяное загрязнение почв, грунтов и горных пород, поверхностных и грунтовых вод в местах нефтедобычи часто сопровождается истощением естественных запасов подземных вод. В не-

которых случаях истощению могут подвергаться и поверхностные воды, используемые для заводнения нефтяных пластов.

Основная причина химического загрязнения на нефтяных месторождениях – это низкая культура производства и несоблюдение технологий. Поэтому в наблюдательной сети мониторинга геологической среды районов нефтяных месторождений одна из основных нагрузок падает на геохимические наблюдения, контроль загрязнений. Особую проблему составляет ликвидация отработанных нефтяных скважин.

При локальном загрязнении нефтью и жидкими углеводородами геологической среды от мелких источников загрязнения (нефтяных скважин, нефтехранилищ, складов горюче смазанных материалов, автозаправочных станций, автобаз и других) образуется ореол нефтяного загрязнения, состоящий из трех зон: внешней, где нефтепродукты находятся на поверхности твердой фазы почвогрунтов в виде адсорбированной пленки; средней, для которой характерно образование нефтяной эмульсии в поровой воде почв и грунтов; внутренней, где нефть и углеводороды находятся в растворенном состоянии в порах водонасыщенных почв и грунтов (см. рис.9 и 10).

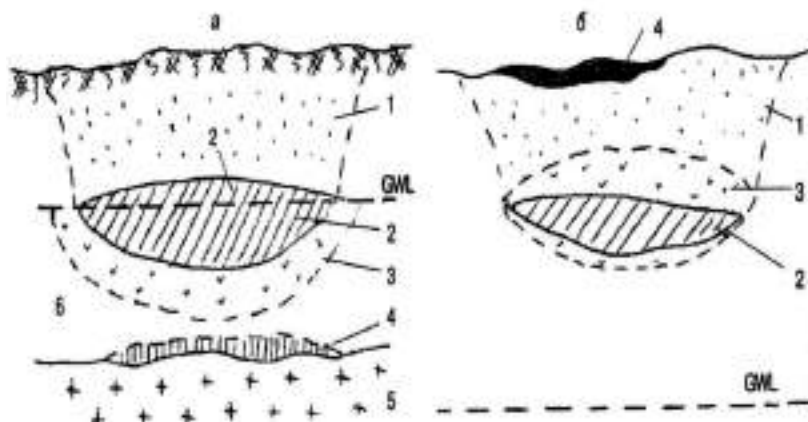


Рис. 9. Загрязнение горных пород нефтепродуктами в виде линзы [130]: 1 – парообразные углеводороды; 2 – плавающая (а) и подвешенная (б) линза углеводородов; 3 – капельно-жидкие и эмульгированные углеводороды; 4 – тяжелые фракции углеводородов; 5 – подстилающие непроницаемые породы; GWL – уровень грунтовых вод

В процессе формирования ореола загрязнения углеводородами, кроме того, формируются биотическая и биотическая зоны. В биотической зоне протекают основные биохимические процессы деградации нефтяных углеводородов, которые находятся как в эмульгированном, так и в растворенном состоянии.

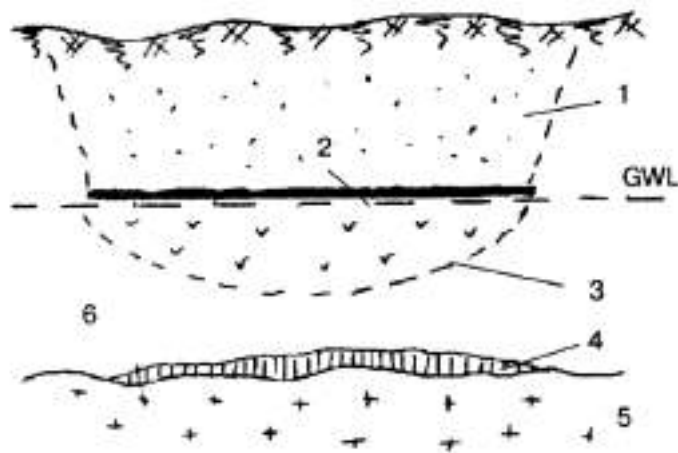


Рис. 10. Загрязнение массива нефтепродуктами в вид плавающей пленки [130]:

1 – парообразные углеводороды; 2 – пленка углеводородов; 3 – капельно-жидкие углеводороды; 4 – тяжелые фракции углеводородов; 5 – подстилающие непроницаемые породы; 6 – вмещающие породы; GWL – уровень грунтовых вод

В эмульгированном слое преобладают восстановительные условия, которые сменяются окислительными в зоне миграции растворенных углеводородов, где развиваются в основном микроорганизмы из числа анаэробов и факультативных анаэробов.

В окислительных условиях биодеструкция углеводородов осуществляется аэробными микроорганизмами. При биодеструкции углеводородов выделяются в основном метан, углекислый газ и сероводород. Указанные особенности ореолов нефтяного загрязнения необходимо учитывать при организации наблюдательной сети мониторинга.

Среди физических нарушений инженерно-геологической среды в районах нефтедобычи следует отметить проявления просадок, оседаний и провалов земной поверхности, а также подтоплений. Возможное развитие этих негативных инженерно-геологических процес-

сов также должно являться предметом изучения в системе мониторинга геологической среды.

Специфика изменений почвогрунтовой и подстилающей геологической среды на нефтяных месторождениях вызывает необходимость использования в наблюдательной сети мониторинга и специфические методы, позволяющие контролировать изменения и различные процессы, происходящие на больших глубинах. Вследствие этого среди методов наблюдений в сети мониторинга наибольший удельный вес составляют различные геофизические и дистанционные методы.

Наиболее широко используемый вид управляющих решений на действующих нефтепромыслах (предупредительные или ремонтно-восстановительные работы) содержит геохимические, криогенные, геомеханическое, термическое закрепление грунтовых оснований и насыпей; усиление фундаментов объектов дополнительными буронабивными или буроинъекционными сваями; устройство противозэрозионной и тепловой защит, поверхностного и подземного дренажей, противofильтрационных завес и барражей; подсыпку и выемку грунта; замену слабых, набухающих, сильнольдистых и пучинистых грунтов; управляемое замораживание и протаивание грунтов; регулирование водоотбора и снегонакопления, пополнение запасов подземных вод, регенерацию водоносных пластов и водоприемных устройств; локализацию источников загрязнения и очистку загрязненных участков, а также другие рекультивационные мероприятия.

С помощью аэрокосмических дистанционных методов, применяемых в мониторинге, осуществляется дистанционный экологический мониторинг территории освоения нефтяных месторождений и их влияния на окружающую грунтовую и почвенную среду. При этом проводится:

- оценка влияния объектов нефтедобычи (буровые, нефтепромысловые, станции подготовки нефти, другие инженерные сооружения) на динамику окружающей грунтовой среды;
- оценка влияния изменений окружающей среды на устойчивость инженерных сооружений и миграцию загрязнений;
- разработка ГИС – нефтедобыча и экологическая безопасность.

Кроме того, с помощью аэрокосмических дистанционных методов, применяемых в мониторинге, осуществляется контроль за

грязнения нефтепродуктами территории влияния нефтеперерабатывающих комплексов на основе многозональной аэрофотосъемки.

При этом проводится:

- оценка ландшафтно-экологического состояния территории деятельности нефтеперерабатывающего предприятия;
- выявление типов и видов загрязнения;
- выявление и оценка интенсивности процесса просачивания промышленных стоков;
- оценка степени засоленности почв и других грунтов;
- прогнозная оценка динамики процесса поражения окружающей среды.

По результатам дешифрования составляется ландшафтно-экологическая карта территории, на которой показываются объекты хранения и переработки нефти, хранилища отходов и пути транспортировки, участки и зоны фильтрации и миграции загрязненных вод, зоны загрязнения почв. Проводится районирование территории по степени устойчивости инженерно-геологической среды к геохимическому загрязнению и возможности самовосстановления ландшафта. Разрабатывается прогноз и рекомендации по защите почвогрунтов и горных пород от загрязнения нефтью.

Таким образом, мониторинг районов нефтедобычи должен быть комплексным, учитывающим способы добычи нефти и ее переработки, а также особенности изменений геологической среды, и охватывать все системы объектов наблюдения, контроля и управления.

В районах нефтедобычи эколого-геологический мониторинг создается как многоуровневая система наблюдений, включающая комплексы наземных и дистанционных методов наблюдений:

- Детальный – обследование по трассе состояния труб, режимные площадки, обходы по трассе;
- Локальный – наземная и аэросъемка (локальные прогнозы);
- Региональный – космосъемка и аэрофотосъемка (региональные прогнозы).

Объектами наблюдений эколого-геологического мониторинга в районах нефтедобычи являются различные компоненты эколого-геологических систем – почвы, подпочвенные грунты, грунтовые и подземные воды, а также сами объекты инфраструктуры нефтедобычи (добывающие скважины, трубопроводы и т.п.).

Особое внимание в системе мониторинга должно уделяться уже загрязненным регионам, где сформировались длительные, устойчивые очаги нефтяных загрязнений.

Актуальной остается и разработка эффективных (и оперативных) способов очистки почв и грунтов от нефтяных загрязнений, включение их в систему управляющих мер в системе мониторинга.

Вопросам изучения и мониторинга территорий трасс нефтепроводов посвящены работы А.П. Камышева [107], И.И. Мазура [148], А.Л. Ревзона [191] и других.

Природно-технические линейные системы нефтепроводов имеют свои специфические особенности, которые необходимо учитывать при организации мониторинга геологической среды территорий, на которых располагаются нефтепроводы. Основными из них являются:

- 1) значительная протяженность трасс нефтепроводов, проходящих через разные климатические и природные зоны с разнообразными инженерно-геологическими условиями;
- 2) тенденции увеличения технологических нагрузок на трубопроводы, связанные с увеличением объемов перекачиваемых нефти и нефтепродуктов;
- 3) чрезвычайно серьезные экологические последствия для окружающей среды, возникающие в случае аварий нефтепроводов, из чего следует необходимость обеспечения достаточно высокой надежности работы этих сооружений;
- 4) увязка различных сооружений нефтепроводов с инженерными комплексами осваиваемых месторождений.

Как правило, крупнейшие нефтепроводы должны включаться в систему мониторинга вместе со всей инженерной структурой освоения месторождения.

Методы контроля состояния нефтетрубопровода в системе мониторинга зависят и от способа укладки трубы. Способы прокладки нефтетрубопроводов различны:

- подземный (скрытый);
- полуподземный (с обваловкой);
- наземный (с обваловкой);
- наземный свайный;
- подводный (речной, озерный, морской).

Таким образом, при освоении крупных нефтяных месторождений в связи с необходимостью добычи, очистки и транспортировки нефти создается сложно построенная региональная ПТС, захватывающая огромную территорию, отличающаяся большой протяженностью.

Основные техногенные воздействия на эколого-геологические системы от трасс нефтепроводов, которые должны учитываться в ходе эколого-геологического мониторинга, сводятся к следующему:

- загрязнение почвенно-растительного покрова;
- загрязнение грунтовых и поверхностных вод;
- загрязнение грунтов;
- изменение температурного режима грунтов;
- активизация инженерно-геологических процессов вдоль трассы.

Вполне естественно, что при создании и эксплуатации ПТС в связи с нарушением природных условий, изменением теплового и водного режима грунтов происходит активизация различных экзогенных и интенсивное проявление инженерно-геологических процессов. Опыт борьбы с многочисленными деформациями различных сооружений вдоль трасс нефтепроводов показал, что эксплуатационная надежность нефтедобывающих комплексов и трубопроводов в сложных инженерно-геологических условиях не может быть обеспечена проведением отдельных ремонтных работ и мероприятий по инженерной защите данной ПТС. Обязательным условием надежности нефтетрубопровода является мониторинг трассы, где возможны разрывы и пролив нефти.

Тем не менее на магистральных трассах нефтепроводов периодически возникают аварии и разливы нефти, некоторые из которых имели катастрофический характер, т.к. вызывали загрязнения почв, грунтов, грунтовых, поверхностных и подземных вод на значительных территориях. Поэтому организация эффективного мониторинга трасс нефтепроводов остается актуальной задачей.

В систему мониторинга трассы нефтетрубопровода детального уровня входят периодические обследования состояния трубопровода, анализ развития различных инженерно-геологических процессов вдоль трассы, осуществление фотодокументирования и т.п. Обследования должны повторяться один раз в 0,5-2,0 года, что позволяет получить картину изменения состояния ПТС в процессе ее эксплуатации.

ГЛАВА IX. ОПРЕДЕЛЕНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ПОЧВЕ

Попадая в почву, нефть и нефтепродукты (бензин, дизельное топливо, мазуты, смазочные масла и др.) резко ухудшают ее природные свойства (угнетают растительность, уничтожают микроорганизмы, снижают плодородие и т.п.) и делают почву непригодной для посевов и нормального функционирования других сфер человеческой деятельности.

В соответствии с Инструкцией на определение и возмещению вреда (ущерба), причиненного в результате деградации, загрязнения и засоления земель (1998), регламентирующей степень загрязнения земель и устанавливающей ответственность за причиненный им ущерб, одними из наиболее распространенных загрязнений почвы являются нефть и нефтепродукты (бензин, мазут, смазочные масла, керосин и др.). При этом для тяжелых НП (нефть, мазут, смазочные масла и др.) определены различные уровни загрязнения земель: низкий (1000-2000 мг/кг), средний (2000-3000 мг/кг) и высокий (3000—5000 мг/кг).

Очень высокий уровень загрязнения земель нефтепродуктами означает содержание нефти более 5000 мг/кг. Тем не менее такие уровни легко достижимы в результате разливов нефти при ее транспортировке, в результате аварий и эксплуатации складов ГСМ, ракетных комплексов, космодромов и др.

Сырая нефть и тяжелые НП (мазут, смазочные масла, битумы и др.), попадая в воду (моря, реки, озера), оседают на дне и смешиваются с илом, образуя устойчивые конгломераты, которые отрицательно влияют на флору и фауну.

По этим причинам существует необходимость оперативного контроля за содержанием НП в почвах причем имеет значение как суммарное содержание НП, так и содержания индивидуальных (наиболее токсичных) ароматических углеводородов, для которых существуют ПДК.

Следует напомнить, что ПДК для многих приоритетных химических загрязнителей почвы отсутствуют. Предельно допустимые концентрации установлены лишь для отдельных ароматических углеводородов (бензол, кумол, стиролы, толуол, ксилолы): они в среднем составляют 0,3 мг/кг. В отсутствие официально установленных ПДК для суммарного содержания НП в почве на

практике (при выполнении экологических анализов и оценке их результатов) принято пользоваться ориентировочной допустимой концентрацией (ОДК) для НП в почве, равной 1000 мг/кг.

По этой же причине до недавнего времени не было и стандартной (официальной) методики определения суммарного содержания НП в почве. Существовали лишь стандартные методики (утвержденные Минздравом СССР) для определения в почве некоторых приоритетных загрязняющих веществ нефтяного происхождения.

Эти методики, которые действуют и в настоящее время в России, приводятся ниже.

9.1. Официальные методики определения нефтепродуктов (ароматических углеводородов) в почве

9.1.1. Бензин (топливный) [78]

Основной частью топливного бензина являются парафиновые, нафтеновые, непредельные углеводороды с температурой кипения от 40 до 205°C. Плотность бензина 0,71—0,74 г/см³, хорошо растворим в этаноле.

Принцип анализа

Определение основано на равновесном концентрировании бензина из почвы и газохроматографическом анализе равновесной паровой фазы на приборе с пламенно-ионизационным детектором.

Нижний предел обнаружения 0,01 мг/кг почвы, точность измерения ±25%, измеряемые концентрации 0,01-0,3 мг/кг.

Определению не мешают бензол, толуол, ксилолы.

Аппаратура и реактивы

Хроматограф с пламенно-ионизационным детектором.

Колонка хроматографическая из нержавеющей стали длиной 2 м, диаметром 3 мм.

Шкаф сушильный с регулятором температуры с точностью ± 1°C или ультрамикротермостат УТ-15.

Флаконы стеклянные емкостью 45 мл с резиновыми пробками и навинчивающимися пластмассовыми колпачками.

Микрошприц МШ-10, ТУ 2.833.106.

Шприц медицинский вместимостью 5 мл, А-5.

Бензин, марки А-72.

Этанол, 96%-ный.

Ацетон.

Газообразные азот, воздух, водород в баллонах с редукторами.

Исходный стандартный раствор бензина, содержащий 0,01 мг/мл бензина. Растворяют 1 мг бензина в этаноле в колбе вместимостью 100 мл.

Рабочие стандартные растворы, содержащие 0,05; 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,25; 1,50 мкг/мл бензина, готовят разбавлением исходного стандартного раствора бензина водой.

Вода дистиллированная.

Инертон АШ-ОМС8, фракция 0,16—0,20 мм.

Трипропионитриламмин (ТПНА), чда.

Насадка для хроматографической колонки состоит из ТПНА, нанесенного в количестве 20% от массы носителя на инертон АШ-ОМС8. ТПНА растворяют в ацетоне и в полученный раствор вносят твердый носитель так, чтобы раствор полностью покрыл твердый носитель. Смесь осторожно встряхивают и перемешивают до полного удаления растворителя.

Сухой насадкой заполняют хроматографическую колонку, закрывают с обеих концов стеклянной ватой, помещают в термостат хроматографа, не присоединяя к детектору, и кондиционируют 10 ч при 100°C.

Градуировочный график

В стеклянные флаконы вносят по 10 г контрольной почвы и наносят по 2 мл рабочих стандартных растворов, что соответствует содержанию 0; 0,1; 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0 мкг бензина. Флаконы герметично закрывают, тщательно встряхивают и оставляют на 1 ч. Стандарты обрабатывают в условиях анализа пробы. Равновесную паровую фазу 5 мл вводят в испаритель прибора для хроматографического разделения. На хроматограмме вычисляют площади пиков стандартов и по средним результатам из пяти определений строят график зависимости площади пика (мм^2) от содержания бензина (мкг).

Ход анализа

На месте отбора пробы около 10 г почвы помещают во флакон, предварительно доведенный до постоянной массы, закрывают пробкой, фиксируют металлическим колпачком и доставляют в лабораторию. Одновременно отбирают почву для определения влажности. Пробу необходимо исследовать в день отбора.

Взвешивают флакон с почвой и по разности масс вычисляют навеску. Затем флакон с почвой термостатируют 15 мин при 100°C, периодически встряхивая. Не извлекая флакон из термостата, через резиновую пробку отбирают 5 мл паровоздушной смеси в предварительно подогретый шприц и вводят через самоуплотняющуюся мембрану в испаритель хроматографа для разделения в условиях: температура термостата колонок 100°C, испарителя — 150°C, расход азота 20 мл/мин, водорода — 30 мл/мин, воздуха — 200 мл/мин; скорость диаграммной ленты 600 мм/ч; время удерживания бензина 45 с, этанола — 3 мин 45 с.

Бензин определяют в виде суммы углеводородов C₄-C₉, которые на хроматограмме выходят одним пиком. Измеряют площадь пика бензина на хроматограмме и по градуировочному графику находят его содержание в пробе.

Расчет

Концентрацию бензина в почве с (мг/кг) вычисляют по формуле (28) в пересчете на абсолютно сухую почву.

$$c = a \cdot V_1 / V \cdot v, \quad (28)$$

где: a — содержание вещества, найденное в исследуемом объеме раствора, мкг, V_1 — общий объем раствора пробы, мл; V — объем раствора пробы, используемой для анализа, мл; v — масса исследуемой почвы, г; c — концентрация вещества в почве, мг/кг.

9.1.2. Бензол [78]

Предельно допустимая концентрация 0,3 мг/кг почвы.

Принцип анализа

Определение основано на равновесном концентрировании бензола из почвы и газохроматографическом анализе равновесной паровой фазы на приборе с пламенно-ионизационным детектором.

Нижний предел обнаружения 0,1 мкг, точность анализа $\pm 8\%$, измеряемые концентрации 0,01—1,0 мг/кг почвы.

Определению не мешают ацетон, изопропилбензол, стирол, толуол.

Аппаратура и реактивы

Аппаратура — см. предыдущую методику.

Бензол, перегнанный при 80,1 °С.

Этанол, 96%-ный.

Хлороформ.

Газообразные азот, ГОСТ 9293-74; водород, ГОСТ 3022-80; воздух, ГОСТ 11882-73 в баллонах с редукторами.

Исходный стандартный раствор бензола с содержанием 10 мкг/мл бензола. Растворяют бензол в этаноле в мерной колбе вместимостью 100 мл.

Рабочие стандартные растворы, содержащие 0,05; 0,1; 0,15; 0,20; 0,25; 0,30; 0,35; 0,40; 0,45; 0,50 мкг/мл бензола, готовят соответствующим разбавлением исходного стандартного раствора водой.

Хроматон М-АВ, фракция 0,20-0,25 мм.

Полиэтиленгликоль 20000 (ПЭГ).

Насадка для заполнения хроматографической колонки состоит из полиэтиленгликоля 20000, нанесенного на хроматон N-АВ в количестве 15% от массы носителя. ПЭГ растворяют в хлороформе и в полученный раствор вносят твердый носитель. Раствора должно быть достаточно, чтобы полностью смочить носитель. Смесь осторожно встряхивают и слегка перемешивают до испарения основного количества растворителя. Остатки растворителя удаляют выпариванием на водяной бане. Сухой насадкой заполняют хроматографическую колонку. Заполненную колонку с обоих концов закрывают стеклянной ватой, помещают в термостат хроматографа, не присоединяя к детектору, и кондиционируют первые 2 ч при 50°С, затем 2 ч при 80°С и 7 ч при 120°С в токе газа-носителя. Колонку присоединяют к детектору при рабочем режиме и проверяют нулевую линию.

Градуировочный график

В стеклянные флаконы вносят навески контрольной пробы по 10 г и по 2 мл рабочих стандартных растворов, что соответствует содержанию бензола 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,7; 0,8; 0,9; 1,0 мкг. Флаконы герметично закрывают, встряхивают и оставляют на 2 ч. Затем термостатируют и анализируют в условиях анализа пробы. По 5 мл паровоздушной смеси из каждого флакона отбирают шприцем и вводят в хроматографическую колонку через испаритель для анализа. На полученной хроматограмме измеряют площади пиков и по средним данным из пяти определенных строят график зависимости площади пика (мм^2) от содержания бензола (мкг).

Ход анализа

Пробу рекомендуется анализировать в день отбора, хранение допустимо не более суток при температуре не выше 2—3°C. Мелкодисперсную навеску почвы 10 г помещают в стеклянный флакон, закрывают резиновой пробкой и фиксируют колпачком. Флакон с почвой термостатируют 10 мин при 80°C, периодически встряхивая. Не извлекая флакон из термостата, через резиновую пробку из флакона отбирают паровоздушную смесь в шприц, термостатированный при этих же условиях. Шприц 3-5 раз промывают паровоздушной смесью, которая переводится обратно во флакон, затем отбирают 5 мл паровоздушной фазы и вводят в испаритель хроматографа. Перед анализом пробы хроматограф включают в соответствии с инструкцией и выводят на рабочий режим: температура термостата колонок 80°C, испарителя — 125°C; расход азота 20 м/мин, водорода — 25 мл/мин, воздуха — 200 мл/мин; скорость диаграммной ленты 240 мм/ч; время удерживания бензола 3 мин 50 с.

На полученной хроматограмме измеряют площади пиков анализируемых веществ. Содержание бензола в пробе находят по градуировочному графику.

Расчет

Концентрацию бензола в почве с (мг/кг) вычисляют по формуле (28).

9.1.3. Изопропил бензол (кумол) и α -метилстирол [78]

Предельно допустимая концентрация 0,5 мг/кг почвы.

Принцип анализа

Определение основано на извлечении α -метилстирола и изопропилбензола из почвы органическими растворителями с последующим газохроматографическим анализом на приборе с пламенно-ионизационным детектором.

Нижний предел обнаружения 0,01 мг/кг почвы, точность измерения $\pm 25\%$, измеряемые концентрации 0,1—2,0 мг/кг. Определению не мешают ацетон, бензол, фенол, стирол, толуол.

Аппаратура и реактивы

Хроматограф с пламенно-ионизационным детектором.

Колонка хроматографическая из нержавеющей стали длиной 2 м, внутренним диаметром 3 мм.

Аппарат для встряхивания, ТУ 64-1-2451-78.

Прибор для перегонки жидкостей или ротационный испаритель.

Микрошприц МШ-10, вместимостью 10 мкл.

Посуда лабораторная, мерная, ГОСТ 1770-74, 20292-80.

Пробирки центрифужные, вместимостью 10 мл с ценой деления 0,1 мл.

α -Метилстирол, перегнанный при 160,5°C.

Изопропилбензол, перегнанный при 152,5°C.

Этанол, 96%-ный.

Петролейный эфир, фракция 29-52°C, перегнанный.

Кальция хлорид, прокаленный.

Хлороформ, хч.

Газообразные азот, водород, воздух в баллонах с редукторами.

Исходные стандартные растворы α -метилстирола и изопропилбензола, содержащие 1 мг/мл препарата, готовят растворением веществ в этаноле в мерной колбе вместимостью 50 мл.

Рабочие стандартные растворы, содержащие 0,02 мг/мл α -метилстирола и изопропилбензола, готовят соответствующим разбавлением исходных стандартных растворов этанолом.

Хроматон N-AW, фракция 0,2-0,25 мм.

Полиэтиленгликоль 20000 (ПЭГ).

Подготовка насадки — см разд. «Бензол».

Колонку кондиционируют, не подсоединяя к детектору, 2 ч при 100°C и 7 ч при 170°C в токе газа-носителя. После этого колонку подсоединяют к детектору и тренируют при рабочем режиме.

Гоадуировочный график

Готовят стандарты, содержащие 0,0; 0,005; 0,01; 0,02; 0,04; 0,06; 0,08; 0,1 мг α -метилстирола и изопропилбензола. Для этого 50 г контрольной пробы почвы для каждого стандарта помещают в колбу вместимостью 250 мл, вносят соответственно 0; 0,25; 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0 мл рабочих стандартных растворов α -метилстирола и изопропилбензола. В каждый стандарт прибавляют до 10 мл дистиллированной воды. Колбы закрывают пробками, встряхивают и оставляют на 3-4 ч. Затем обрабатывают так же, как пробы. После экстракции α -метилстирола и изопропилбензола из каждого стандарта петролейным эфиром раствор концентрируют до 1 мл. 1 мкл каждого стандарта, что соответствует содержанию 0; 5; 10; 20; 40; 60; 80; 100 нг вещества, вводят в испаритель прибора и анализируют в условиях анализа пробы. На хроматограмме измеряют площади пиков α -метилстирола и изопропилбензола и по средним результатам строят графики зависимости площади пика (мм^2) от содержания вещества (мкг).

Ход анализа

Отобранную пробу допустимо хранить до 2 суток при температуре не выше 3°C в стеклянной или пластмассовой емкости, герметично закрытой. 50 г почвы трижды обрабатывают петролейным эфиром порциями по 50 мл для экстракции α -метилстирола и изопропилбензола (10 и 5 мин соответственно). Экстракты объединяют, фильтруют через бумажный фильтр с безводным сульфатом натрия. Концентрируют экстракт в приборе для перегонки жидкостей при 50°C под вакуумом. Растворитель отгоняют до объема 6-8 мл. Затем переносят в центрифужную пробирку и упаривают под тягой при комнатной температуре до 1 мл. Хроматограф включают и выводят на рабочий режим:

температура термостата колонок 120°C, испарителя — 175°C; расход газа-носителя (азота) 20 мл/мин, водорода — 25 мл/мин; скорость диаграммной ленты 240 мм/ч; время удерживания изо-пропилбензола 4 мин 40 с, α -метилстирола — 7 мин 20 с.

Пробу 1 мкл вводят микрошприцем в хроматографическую колонку для разделения смеси. На полученной хроматограмме измеряют площади пиков α -метилстирола и изопропилбензола и по средним результатам по градуировочному графику находят содержание их в пробе.

Расчет

Концентрацию α -метилстирола и изопропилбензола в почве с (мг/кг) вычисляют по формуле (28) в пересчете на абсолютно сухую почву.

9.1.4. Стирол и о-, м-, п-ксилолы [78]

Предельно допустимые концентрации стирола 0,1, ксилолов — 0,3 мг/кг почвы.

Принцип анализа

Определение основано на извлечении стирола и ксилолов из почвы органическими растворителями, концентрировании и газо-хроматографическом анализе.

Предел обнаружения 0,005 мкг, точность измерения $\pm 23\%$, измеряемые концентрации 0,05-0,5 мг/кг почвы.

Определению не мешают изопропилбензол, толуол, α -метилстирол, бензол.

Аппаратура и реактивы

Хроматограф с пламенно-ионизационным детектором.

Колонка хроматографическая из нержавеющей стали длиной 3 м, внутренним диаметром 3 мм.

Аппарат для встряхивания, ТУ 64-1-2541-78.

Прибор для перегонки жидкостей или ротационный вакуумный испаритель ИР-1М, ТУ 25-11-917-74 или др.

Вакуумный водоструйный насос, ГОСТ 10696-75.

Баня водяная.

Микрошприц вместимостью 10 мкл типа МШ-10.

Фильтры бумажные.

Посуда мерная стеклянная (колбы, пипетки), ГОСТ 1770-74, 20292-80

Пробирки центрифужные, вместимостью 10 мл с ценой деления 0,1 мл.

Стирол, перегнанный при 145,2°C. п-Ксилол, перегнанный при 138,4 °С. м-Ксилол, перегнанный при 139,1 °С.

м -Ксилол, перегнанный при 144,4°C.

Этанол, 96%.

Петролейный эфир, фракция 29—52°C, перегнанный.

Диэтиловый эфир.

Натрия сульфат, хч, безводный.

Вода дистиллированная.

Газообразные водород, азот, воздух в баллонах с редукторами.

Хлороформ, хч.

Исходные стандартные растворы стирола и ксилолов, содержащие 1 мг/мл вещества. Растворяют вещество в этаноле в мерных колбах вместимостью 100 мл.

Рабочие стандартные растворы, содержащие 10 мкг/мл вещества. Готовят соответствующим разбавлением исходных стандартных растворов дистиллированной водой.

Хроматон М-АМ-DMCS, фракция 0,20-0,25 мм.

Полиэтиленгликоль 20000 (ПЭГ).

Насадка для заполнения хроматографической колонки состоит из ПЭГ 20000, нанесенного в количестве 15% от массы носителя на хроматон. Полиэтиленгликоль растворяют в хлороформе и в полученный раствор вносят твердый носитель. Раствора должно быть достаточно, чтобы полностью смочить носитель. Смесь осторожно встряхивают или слегка перемешивают до испарения основного количества растворителя. Остатки растворителя удаляют выпариванием на водяной бане.

Сухой насадкой заполняют хроматографическую колонку. Заполненную колонку с обоих концов закрывают стеклянной ватой, помещают в термостат хроматографа, не присоединяя к детектору, и кондиционируют 2 ч при 50°C, 2 ч при 100°C и 7 ч при 170°C в токе газа-носителя. Затем колонку присоединяют к детектору и кондиционируют при рабочем режиме прибора, запи-

сывают нулевую линию. При отсутствии мешающих влияний на хроматограмме колонка готова к работе.

Градуировочный график

В колбы вместимостью 250 мл вносят по 100 г контрольной почвы, на которую наносят стандартный раствор и дистиллированную воду:

Стандартный раствор, содержащий 10 мкг/мл ксилола (стирола), мл	0	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Дистиллированная вода, мл	10,0	9,5	9,0	8,5	8,0	7,5	7,0	6,5	6,0	5,5	5,0
Содержание вещества в стандартном образце поч-	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50

Колбы после внесения стандартных растворов закрывают пробками, встряхивают для перемешивания почвы с растворами, оставляют на 3-4 ч и анализируют в условиях анализа пробы. В испаритель прибора вводят по 1 мкл экстрактов и хроматографируют. На хроматограмме вычисляют площади пиков веществ и по средним результатам строят графики зависимости площади пика (мм^2) от содержания ксилолов, стирола (мкг).

Ход анализа

Отобранную пробу почвы анализируют в день отбора. Допустимо хранение в течение 2 суток при температуре не выше 3°C в герметично закрытой емкости из стекла или пластмассы.

Навеску почвы 100 г помещают в колбу с притертой пробкой, заливают 50 мл петролейного или диэтилового эфира и устанавливают на аппарат для встряхивания на 10 мин. Затем экстракт сливают в другую колбу, фильтруя через бумажный пористый фильтр с 5 г безводного сульфата натрия (для осушки). Пробы еще 2 раза обрабатывают по 5 мин 30 мл эфира. Объединенные экстракты концентрируют в приборе для перегонки жидкостей с дефлегматором при температуре не выше 50°C. Избыток растворителя отгоняют под вакуумом, создаваемым водоструйным насосом, до объема 6-8 мл. Затем переносят в центрифужную пробирку и упаривают под тягой до 1 мл.

Хроматограф включают в соответствии с инструкцией и выводят на рабочий режим: температура испарителя 150°C, термостата колонок — 100°C; расход азота и водорода 25 мл/мин, воздуха — 200 мл/мин; скорость диаграммной ленты 240 мм/ч; времена удерживания п-, м-ксилолов 5 мин, о-ксилола — 5 мин 50 с, петролейного эфира — 2 мин 10 с, стирола — 6 мин 20 с.

Вводят 1 мкл пробы микрошприцем через испаритель в хроматографическую колонку. На полученной хроматограмме измеряют площади пиков анализируемых веществ и по средним результатам находят содержания стирола и ксилолов по градуировочным графикам.

Расчет

Концентрацию ксилолов и стирола в почве с (мг/кг) вычисляют по формуле (28) в пересчете на абсолютно сухую почву.

9.1.5. Толуол (метилбензол) [78]

Предельно допустимая концентрация 0,3 мг/кг.

Принцип анализа

Определение основано на равновесном концентрировании толуола из почвы и газохроматографическом анализе равновесной паровой фазы на приборе с пламенно-ионизационным детектором.

Нижний предел измерения 0,1 мкг, точность измерения $\pm 18\%$, измеряемые концентрации 0,01—0,1 мг/кг почвы.

Определению не мешают стирол, бензол, ацетон, изопропилбензол.

Аппаратура и реактивы

Хроматограф с пламенно-ионизационным детектором.

Колонка хроматографическая из стали длиной 2 м, внутренним диаметром 3 мм.

Шкаф сушильный с терморегулятором $\pm 1^\circ\text{C}$, модель 2В-151.

Флаконы стеклянные емкостью 45 мл с резиновыми пробками, фиксируемые навинчивающимися пластиковыми колпачками с отверстиями для введения иглы.

Шприцы вместимостью 5 мл, ГОСТ 18137-77.

Толуол, перегнанный при 110,6°C.

Этанол, 96%.

Хлороформ.

Газообразные азот, водород, воздух в баллонах с редукторами.

Исходный стандартный раствор толуола с содержанием 10 мкг/мл толуола. Растворяют толуол в этаноле в мерной колбе вместимостью 100 мл.

Рабочие стандартные растворы, содержащие 0,05; 0,1; 0,15; 0,20; 0,25; 0,30; 0,35; 0,40; 0,45; 0,50 мкг/мл толуола, готовят разбавлением исходного стандартного раствора водой.

Хроматон N-AW, фракция 0,20—0,25 мл.

Полиэтиленгликоль 20000 (ПЭГ).

Насадка для заполнения хроматографической колонки состоит из полиэтиленгликоля 20000, нанесенного на хроматон N-AW в количестве 15% от массы носителя. Для этого ПЭГ растворяют в хлороформе и в полученный раствор вносят твердый носитель. Раствора должно быть достаточно, чтобы полностью смочить носитель. Смесь осторожно встряхивают и слегка перемешивают до испарения основного количества растворителя. Остатки растворителя удаляют выпариванием на водяной бане. Сухой насадкой заполняют хроматографическую колонку, которую предварительно промывают хромовой смесью, спиртом, высушивают и продувают сухим воздухом или азотом. Колонку заполняют под вакуумом, подсоединив один конец к водоструйному насосу.

Заполненную колонку с обоих концов закрывают стеклянной ватой, помещают в термостат хроматографа, не присоединяя к детектору, и кондиционируют 2 ч при 50°C, 2 ч при 80°C и 7 ч при 120°C в токе газа-носителя. Затем колонку присоединяют к детектору и кондиционируют в рабочем режиме прибора.

Градуировочный график

В стеклянные флаконы вносят навески контрольной пробы по 10 г и по 2 мл рабочих стандартных растворов, соответствующие содержанию толуола 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,7; 0,8; 0,9; 1,0 мкг. Флаконы герметично закрывают, встряхивают и оставляют на 2 ч. Затем термостатируют и анализируют в условиях анализа пробы.

Паровоздушную смесь из каждого флакона отбирают шприцем (5 мл) и вводят в испаритель прибора для хроматографического разделения. На хроматограмме измеряют площади пиков и по

полученным средним данным из пяти определений для каждой стандартной пробы строят график зависимости площади пика (мм^2) от содержания толуола (мкг).

Ход анализа

На месте отбора пробы около 10 г почвы помещают во флакон, предварительно доведенный до постоянной массы, закрывают пробкой, фиксируют колпачком. Пробу анализируют в день отбора, допустимо хранение в течение суток при $2-3^\circ\text{C}$.

Взвешивают флакон с почвой, определяют точную ее навеску, термостатируют 10 мин при 80°C , периодически встряхивая. Не извлекая флакон из термостата, через резиновое уплотнение шприцем отбирают 5 мл паровоздушной смеси. Шприц должен быть термостатирован предварительно в условиях обработки пробы. Пробу вводят в хроматографическую колонку через испаритель для анализа в условиях: температура термостата колонок 80°C , испарителя -125°C ; расход газа-носителя 20 мл/мин, водорода - 25 мл/мин, воздуха - 200 мл/мин, скорость диаграммной ленты 240 мм/ч; время удерживания толуола 7 мин 45 с.

На хроматограмме измеряют площади пиков толуола и по средним результатам находят его содержание по градуировочному графику. Одновременно с анализом пробы в навеске определяют содержание влаги, которую учитывают при расчете.

Расчет

Концентрацию толуола в почве с (мг/кг) вычисляют по формуле (28).

9.2. Методика определения суммарного содержания нефтепродуктов в почве, внесенная в Государственный реестр. Флуориметрическое определение суммарного содержания нефтепродуктов в почве [155]

Настоящий документ устанавливает методику выполнения измерений (МВИ) массовой доли нефтепродуктов в пробах почв и грунтов на анализаторе жидкости «Флюорат-02». Диапазон измеряемых концентраций 0,005-20 мг/г. Влияние органического вещества почвы устраняется в процессе пробоподготовки. Методика не обес-

печивает характеристик погрешности, приведенных ниже, при определении легких нефтепродуктов (бензина), а также индивидуальных соединений, входящих в состав нефтепродуктов.

Характеристика погрешности измерений

Настоящая МВИ обеспечивает выполнение измерений с погрешностью, не превышающей величин, приведенных в табл.39.

Таблица 39

Характеристика погрешности измерений для доверительной вероятности $P = 0,95$

Диапазон измерений	Характеристика погрешности МВИ δ , %
от 0,005 до 0,25 включительно	45
свыше 0,25 до 20,0 включительно	35

Средства измерений, вспомогательные устройства, реактивы и материалы

При выполнении измерений применяют следующие средства измерений, реактивы, вспомогательные устройства, материалы и растворы.

Средства измерений

Анализатор жидкости «Флюорат-02»	ТУ 4321-001-20506233-94
Весы лабораторные ВЛР-200	ГОСТ 24104-88Е
Меры массы	ГОСТ 7328-82Е
Пипетки мерные с одной отметкой 2-го класса 2-2-25, 2-2-50, 2-2-10	ГОСТ 29169-91
Пипетки градуированные 2-го класса вместимостью 1, 2, 5, 10 см ³	ГОСТ 29227-91
Колбы мерные 2-50-2	ГОСТ 1770-74Е
Цилиндр мерный вместимостью 25 см ³	ГОСТ 1770-74Е
Государственный стандартный образец состава раствора нефтепродуктов в гексане (1 мг/см ³)	ГОСТ 7422-97

Вспомогательные устройства

Сито с размером отверстий 1 мм	
Фарфоровая ступка с пестиком	ГОСТ 19908-90
Устройство для встряхивания проб ППЭ-6 («Экрос», Санкт-Петербург) или аналогичное	
Колонка хроматографическая стеклянная (внутренний диаметр 10 мм, длина 20 см)	
Стаканы лабораторные термостойкие вместимостью 50 и 100 см ³ типа В-1	ГОСТ 25336-82
Воронка химическая	ГОСТ 25336-82
Бюкс (стаканчик для взвешивания)	ГОСТ 25336-82
Колба коническая типа К-1 вместимостью 100 см ³	ГОСТ 25336-82

Муфельная печь любого типа, обеспечивающая температурный режим от 150° до 600°С.

Фильтры обеззоленные «красная лента»

ТУ 6-09-1678-86

Реактивы

Вода дистиллированная	ГОСТ6709-72
Гексан, х.ч.	ТУ 6-09-3375-78
Хлороформ, х.ч. или ч.д.а.	ТУ 6-09-4263-76
Алюминий оксид II степени активности по Брокману	ТУ 6-09-3916-75

Приготовление реактивов и растворов для анализа

Оксид алюминия II степень активности по Брокману. Перед использованием оксид алюминия прокаливают при температуре 600°С в течение 4 часов, после чего добавляют дистиллированную воду в количестве 3% от массы сорбента и выдерживают перед применением в течение суток в сосуде с пришлифованной пробкой. Срок хранения в бьюксе с пришлифованной пробкой 6 месяцев.

Раствор НП в гексане с массовой концентрацией 100 мг/дм³. В мерную колбу вместимостью 50 см³ помещают 5 см³ стандартного образца (аттестованной смеси) состава раствора нефтепродуктов в гексане (1 мг/см³), разбавляют гексаном до метки и тщательно перемешивают. Раствор устойчив не менее 6 месяцев при хранении в колбе с пришлифованной пробкой в условиях, исключающих испарение растворителя.

Градуировочный раствор нефтепродуктов в гексане, массовая концентрация 10 мг/дм³. 5 см³ раствора нефтепродуктов в гексане помещают в мерную колбу вместимостью 50 см³, разбавляют гексаном до метки и тщательно перемешивают. Раствор устойчив не менее 6 месяцев при хранении в колбе с пришлифованной пробкой в условиях, исключающих испарение растворителя.

Лабораторная посуда для приготовления смесей должна быть вымыта концентрированной серной кислотой, а затем многократно (не менее 5-6 раз) ополоснута дистиллированной водой, высушена при 105-110°С и перед использованием ополоснута гексаном, который используется при анализе проб.

Метод измерения

Флуориметрический метод измерения массовой доли нефтепродуктов в почве основан на их экстракции из образца хлороформом, хроматографической очистке экстракта после замены растворителя на гексан и измерении интенсивности флуоресценции очищенного экстракта на приборе типа «Флюорат-02».

Подготовка к выполнению измерений

Перед выполнением измерений должны быть проведены следующие работы: подготовка хроматографической колонки, отбор и подготовка проб к анализу, контроль чистоты растворителей, приготовление растворов для градуировки прибора и градуировка прибора.

Отбор и подготовка пробы

Влажные почвы высушивают при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния и измельчают в ступке или на специальном истирателе. Просеивают через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Проверка чистоты гексана

Подготавливают анализатор жидкости «Флюорат-02» к работе и помещают в канал возбуждения светофильтр № 1, а в канал регистрации — светофильтр № 3.

Устанавливают в кюветное отделение кювету с гексаном и нажимают клавишу «Ф» (модификации «Флюорат-02-1» и «Флюорат-02-3» или «70» (модификации «Флюорат-02-2М» и «Флюорат-02-3М»). Записывают в журнал полученное значение ($\Phi_{\text{гекс}}$). Помещают в кюветное отделение кювету с раствором НП с концентрацией $C_{\text{нп}} = 10 \text{ мг/дм}^3$ в гексане и нажимают клавишу «Ф» (или «Ю»). Записывают полученное значение ($\Phi_{\text{нп}}$) в журнал. Рассчитывают минимальную концентрацию НП в гексане ($C_{\text{мин}}$), которую можно измерить по формуле

$$C_{\text{мин}} = 0,1 \frac{\Phi_{\text{гекс}}}{\Phi_{\text{нп}} - \Phi_{\text{гекс}}} C_{\text{н}}. \quad (29)$$

Гексан пригоден для выполнения определения, если полученное значение $C_{\text{мин}}$ превосходит $0,1 \text{ мг/дм}^3$ при анализе незагрязненных или слабозагрязненных почв и $0,5 \text{ мг/дм}^3$ при анализе загрязненных. В противном случае растворитель необходимо заменить или произвести его очистку. Очистка гексана производит-

ся путем перегонки с активированным углем (из расчета 25 г на 1 дм³). Отбирают среднюю фракцию, кипящую при 68—69°С.

Контроль чистоты хлороформа

В стеклянный стаканчик вместимостью 50 см³ помещают 15 см³ хлороформа и досуха выпаривают в токе воздуха. Остаток растворяют в 5 см³ гексана и измеряют концентрацию нефтепродуктов в холостой пробе на анализаторе в режиме «Измерение». Хлороформ пригоден для выполнения определения, если полученное значение концентрации НП не превосходит 0,1 мг/дм³ при анализе незагрязненных или слабо загрязненных почв и 0,5 мг/дм³ при анализе загрязненных. В противном случае растворитель необходимо заменить или произвести его очистку путем перегонки.

Способы установления градуировочной характеристики контроля стабильности

При градуировке прибора и всех измерениях в канале возбуждения используют светофильтр № 1, а в канале регистрации — светофильтр № 3.

Градуировку прибора осуществляют путем измерения сигналов флуоресценции раствора нефтепродукта и чистого растворителя — гексана.

Для модификаций «Флюорат-02-1» и «Флюорат- 02-3». Настройку режима «Фон» производят при помощи растворителя. Для этого помещают в кюветное отделение кювету с гексаном и нажимают клавишу «Ф». Полученное значение регистрируют в журнале.

Для настройки режима «Градуировка» используют раствор НП в гексане с концентрацией 10 мг/дм³. Устанавливают следующие значения параметров: F5 = 0, C = 10,00, помещают в кюветное отделение кювету с указанным раствором и нажимают клавишу «Г». Полученное значение градуировочного множителя регистрируют в журнале. Допускается вводить известное значение этого множителя «А» с клавиатуры прибора.

Для модификаций «Флюорат-02-2М» и «Флюорат-02-3М». Входят в меню «Градуировка», устанавливают C0=0 и C1=10,00. Значение параметра «Ю» устанавливают по гексану, а «J1» — по раствору НП с концентрацией 10 мг/дм³. При этом значении параметров «С2»-«С6» и «J2» - «J» должны быть равны нулю. В кюветное отделение помещают кювету с гексаном, при помощи клавиши со стрелками устанавливают курсор на ячейку

со значением параметра «J0» и нажимают клавишу «Ent». Затем переводят курсор на ячейку со значением параметра «J1», в кюветное отделение помещают кювету с градуировочным раствором с концентрацией НП, равной 10 мг/дм^3 , и нажимают клавишу «Ent». После окончания градуировки переходят в окно «Измерение».

Для контроля стабильности градуировочной характеристики анализатора приготавливают 1-2 контрольные смеси с концентрацией НП $1-10 \text{ мг/дм}^3$, для чего отбирают $V_k, \text{ см}^3 (0,5 < V_k < 5)$ раствора нефтепродуктов с концентрацией 100 мг/дм^3 в сухую чистую мерную колбу вместимостью 50 см^3 , разбавляют до метки гексаном и тщательно перемешивают. Концентрацию НП в полученной смеси ($C_k, \text{ мг/дм}^3$) рассчитывают по формуле:

$$C_k = \frac{100V_k}{50}, \quad (30)$$

Измеряют концентрацию НП в полученных растворах в режиме «Измерение». Градуировка признается стабильной, если измеренное значение концентрации НП в смесях отличается от C_k не более, чем на 10%. В противном случае градуировку анализатора необходимо повторить.

В случае отказа при градуировке (E13) необходимо заменить гексан на более чистый.

Подготовка хроматографической колонки

Непосредственно перед выполнением анализа необходимо подготовить хроматографическую колонку. Для этого в носик колонки помещают небольшое количество ваты, промытой хлороформом. Затем к 2 г оксида алюминия прибавляют 10 см^3 гексана, взбалтывают и заполняют суспензией колонку, не допуская осушения слоя оксида алюминия. После заполнения колонки и после пропускания каждой пробы колонку с оксидом алюминия промывают 10 см^3 гексана. Последние порции гексана ($2-3 \text{ см}^3$) собирают и измеряют концентрацию нефтепродуктов, которая должна быть близкой к нулевой (не более $0,05-0,2 \text{ мг/дм}^3$). В противном случае промывку колонки продолжают. Колонка пригодна к использованию в течение рабочего дня.

Выполнение измерений

Подготовка пробы и измерение концентрации НП в экстракте.

Навеску почвы (табл. 40) помещают в коническую колбу вместимостью 100 см³.

Таблица 40

Навеска почвы в зависимости от типа ожидаемого содержания нефтепродуктов

Тип почвы	Ожидаемое содержание нефтепродуктов, мг/г	Масса навески, г
Незагрязненные почвы и слабо-загрязненные почвы и грунты	менее 0,1	1
Почва в черте города и возле промышленных объектов	0,1-1	0,5
Сильнозагрязненные почвы	более 1	0,2

К пробе добавляют при помощи пипетки 10 см³ хлороформа и экстрагируют в течение 15 мин при встряхивании. Затем экстракт фильтруют через фильтр «красная лента», ополаскивают колбу 5 см³ хлороформа и промывают им почву на фильтре, объединяя фильтраты. Фильтрат помещают в стаканчик вместимостью 50 см³ и досуха выпаривают в токе воздуха. Остаток растворяют в 5 см³ гексана. Полученный раствор переносят в хроматографическую колонку с 2 г оксида алюминия. Колонку промывают 10 см³ гексана, предварительно ополоснув им стаканчик. Элюат собирают в мерный цилиндр, записывают его объем и измеряют концентрацию нефтепродуктов в режиме «Измерение».

Одновременно фиксируют пропускание раствора (для модификаций «Флюорат-02-1» и «Флюорат-02-3» при нажатии клавиши «Т», для модификаций «Флюорат-02-2М» и «Флюорат-02-3М» оно индицируется непосредственно при измерении концентрации НП). Полученные значения записывают в рабочий журнал.

Если измеренное значение концентрации нефтепродуктов в экстракте «*C_{изм}*» оказывается выше 10 мг/дм³, или же значение «Т» меньше чем 0,75 (75%), то в сухую мерную колбу вместимостью 25 см³ отбирают 2—5 см³ экстракта и разбавляют до метки гексаном. Измеряют интенсивность флуоресценции полученного раствора в режиме «Измерение».

Одновременно готовят холостую пробу. Для этого в стеклянный стаканчик вместимостью 50 см³ помещают 15 см³ хлороформа и досуха выпаривают в токе воздуха. Сухой остаток растворяют в 5 см³ гексана и измеряют концентрацию нефтепродуктов в холостой

пробе на приборе «Флюорат-02» в режиме «Измерение». Записывают в рабочий журнал полученное значение $C_{хол}$.

Примечание. Допускается проводить упрощенную пробоподготовку, если на серии представительных проб установлено, что результаты, полученные при упрощенной и стандартной пробоподготовке, различаются на величину, меньшую значения характеристики МВИ (табл. 39).

Упрощенная пробоподготовка

Упрощенную пробоподготовку рекомендуется проводить при анализе свежезагрязненных и фоновых (незагрязненных) проб.

Навеску почвы (табл.40) помещают в сухую коническую колбу вместимостью 100 см³. К пробе добавляют при помощи пипетки 10 см³ гексана и экстрагируют в течение 15 минут при встряхивании. Затем экстракт фильтруют через фильтр «красная лента», ополаскивают колбу 5 см³ гексана и промывают им почву на фильтре, объединяя фильтраты. Затем раствор переносят в мерную колбу вместимостью 25 см³, доводят до метки гексаном, перемешивают и измеряют концентрацию нефтепродуктов.

Одновременно фиксируют пропускание раствора (для модификаций «Флюорат-02-1» и «Флюорат-02-3» при нажатии клавиши «Т» для модификаций «Флюорат-02-2М» и «Флюорат-02-3М» оно индицируется непосредственно при измерении концентрации НП). Полученные значения записывают в рабочий журнал.

Если значение « $C_{изм}$ » оказывается выше 10 мг/дм³, или же значение «Т» меньше чем 0,75 (75%), то в сухую мерную колбу вместимостью 25 см³ отбирают 2—5 см³ экстракта и разбавляют до метки гексаном. Измеряют интенсивность флуоресценции полученного раствора в режиме «Измерение».

Обработка результатов измерений

Концентрацию нефтепродуктов в пробе почвы вычисляют по формуле:

$$X = \frac{C_{изм} \cdot V_1 \cdot K - C_{хол} \cdot V_2}{m}, \quad (31)$$

где X — содержание НП в пробе почвы, мг/г; $C_{изм}$ - концентрация НП в гексановом растворе, измеренная на приборе, мг/дм³; $C_{хол}$

— концентрация НП в растворе холостой пробы, мг/дм³; V_1 — объем гексана при определении $C_{изм}$, дм³; V_2 — объем гексана при анализе холостой пробы (0,005 дм³); K — разбавление экстракта, т.е. соотношение объемов мерной колбы и экстракта; m — масса навески почвы, г.

Если холостую пробу не готовят (при упрощенной пробоподготовке), то

$$X = \frac{C_{изм} \cdot V_1 \cdot K}{m} . \quad (32)$$

Оформление результатов измерений

Результат количественного анализа в документах, предусматривающих его использование, представляют в виде:

результат анализа X (мг/г), характеристика погрешности δ , % (табл. 39), $P=0,95$ или $X \pm \Delta$, мг/г, $P=0,95$, где

$$\Delta = \frac{\delta \cdot X}{100}, \text{ мг/г.} \quad (33)$$

За результат анализа принимают значение X , вычисленное по формуле (31) настоящей методики. Результат измерений должен оканчиваться тем же десятичным разрядом, что и погрешность.

9.3. Хроматографические методики определения нефтепродуктов в почве

Анализ загрязненных почвы и воды на содержание нефтепродуктов (НП) хроматографическими методами (ГХ, ВЭЖХ, ТСХ) является самым информативных [84] и позволяет не только определить суммарное содержание этих приоритетных загрязнителей, но и идентифицировать индивидуальные органические соединения в сложных смесях углеводородов нефтяного происхождения.

В принципе методики определения НП в почве методом газовой хроматографии аналогичны соответствующим методикам для загрязненной воды. Отличие лишь в пробоподготовке, и после извлечения углеводородов из почвы (термодесорбция или экстракция органическими растворителями) суммарное или ин-

дидуальное определение НП осуществляется методами ГХ или ГХ/МС точно так же, как и в случае воды .

9.3.1. Газовая хроматография

Традиционные газохроматографические методики определения НП в почве сводятся к следующему [84]. Пробу почвы высушивают на воздухе до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре (и в отсутствие солнечных лучей), после чего отсеивают фракцию с диаметром частиц 1 мм и образец в количестве 1—2 г экстрагируют 150 мл н-гексана в аппарате Сокслета в течение 1 ч. Полученный экстракт очищают методом ТФЭ на стеклянной колонке для жидкостной хроматографии (15 см x 1 см) с оттянутым нижним концом, заполненной оксидом алюминия (для удаления полярных соединений).

Оксид алюминия (II степени активности — «для хроматографии») прокаливали в муфельной печи при температуре 600°C в течение 3 ч и после охлаждения адсорбента помещали его в стеклянную колбу с притертой пробкой, добавляли дистиллированную воду в количестве 4% от массы адсорбента и встряхивали колбу в течение 1-2 мин. Обработанный таким способом Al_2O_3 использовали через сутки.

После пропускания экстракта через колонку с оксидом алюминия его сушили безводным сульфатом натрия и удаляли избыток растворителя упариванием экстракта в фарфоровой чашке при комнатной температуре до объема 5—10 мл, а затем в тех же условиях упаривали гексановый экстракт до объема 1 мл. Аликвотную часть полученного экстракта (3—5 мкл) анализируют методом ГХ/ПВД в тех же условиях, что и при определении НП в воде методом газовой хроматографии.

Эта методика дает возможность не только с достаточной степенью надежности определять в почве сумму нефтяных углеводородов, но точно идентифицировать типы (виды) различных нефтепродуктов (бензин, керосин, дизельное топливо, моторные масла, мазут и др.). Последнее обстоятельство очень важно для эокриминалистики, так как при этом появляется реальная возможность установить источник загрязнения почвы и найти виновника этого загрязнения (разлива).

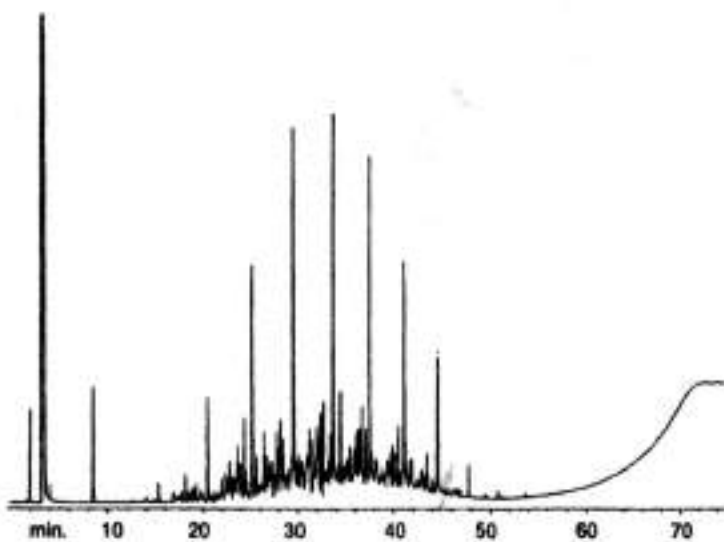


Рис.11. Определение в почве керосина методом ГХ/ПИД

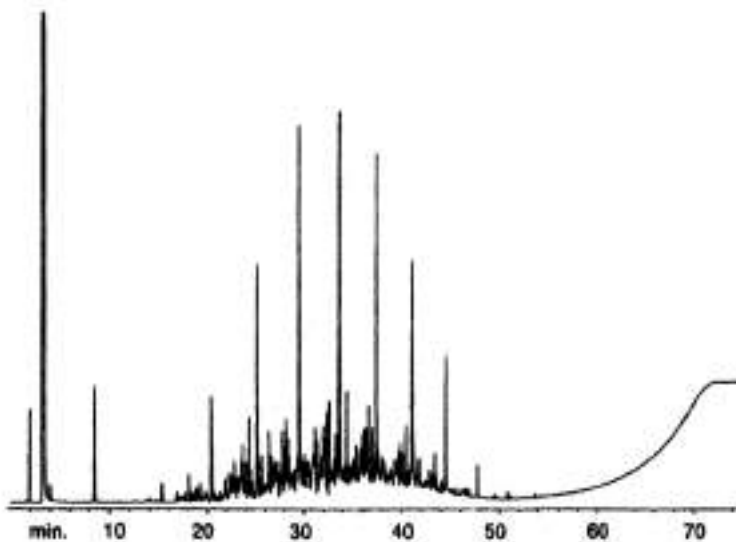


Рис. 12. Определение в почве дизельного топлива

Различные варианты пробоподготовки при определении НП в почве и твердых образцах (термодесорбция, экстракция органическими растворителями, ТФМЭ) позволяют добиться высокой степени извлечения целевых соединений из матрицы и повысить качество анализа. Для повышения надежности групповой идентификации (определения группового состава и типа нефтепродуктов) используют хроматографические спектры стандартов различных нефтепродуктов (рис. 11-14), которые сравнивают с хроматограммами загрязняющих почву нефтяных углеводородов, полученных точно в тех же условиях, что и стандарты.

Для анализа загрязненной почвы на содержание керосина, дизельного топлива и уайт-спирита использовали капиллярные колонки из плавленого кварца (30 м x 0,32 мм) со 100%-ным полидиметилсилоксаном R_{тх}-1 (толщина пленки 1,5 мкм) при программированном повышении температуры колонки от 40⁰С (5 мин) до 300⁰С (5 мин) со скоростью 4⁰С/мин. Газ-носитель гелий (30 см/с при температуре 40⁰С). Детектор ПИД (300⁰С). Ввод пробы (1 мкл, концентрация 5000 мкг/мл) в испаритель газового хроматографа (275⁰С) с делителем потока (30:1). Полученные в этих условиях хроматограммы стандартных нефтепродуктов приведены на рис. 11-13.

Хроматограммы стандартов моторных масел были получены в несколько иных условиях. Хроматографирование образцов масел осуществляли на капиллярной колонке (30 м x 0,53 мм) с диметилфенилполисилоксаном R_{тх} -5 (пленка 1 мкм) при программировании температуры от 40⁰С (2 мин) до 330—340⁰С (15—60 мин) со скоростью подъема температуры 10⁰С/мин. Газоноситель водород (40—41 см/с). Детектор ПИД (330—340⁰С). Ввод пробы (1 мкл, концентрация 50000 ppm) в испаритель хроматографа (250—300⁰С) с делителем потока (3:1 или 15:1). Хроматограммы на рис.14.

Экспрессный анализ почвы на содержание суммы НП возможен в мобильной лаборатории при их извлечении в условиях повышенного давления, а при изучении условий и полноты выделения нефтепродуктов из почвы легкие НП определяют методом газовой хроматографии.

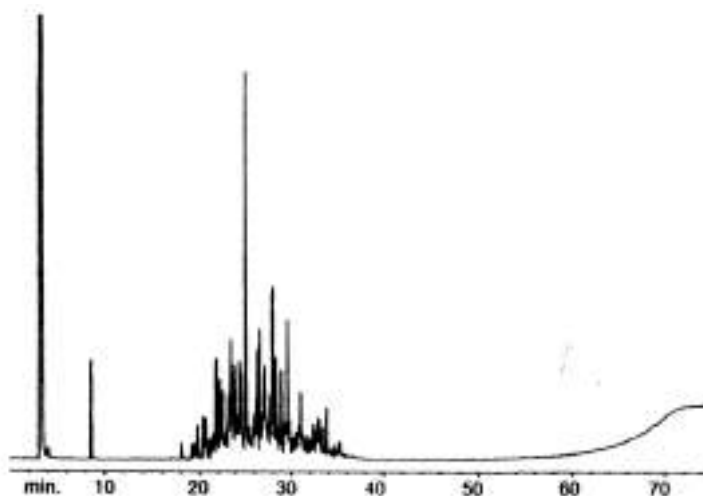


Рис.13. Определение в почве уайт-спирита

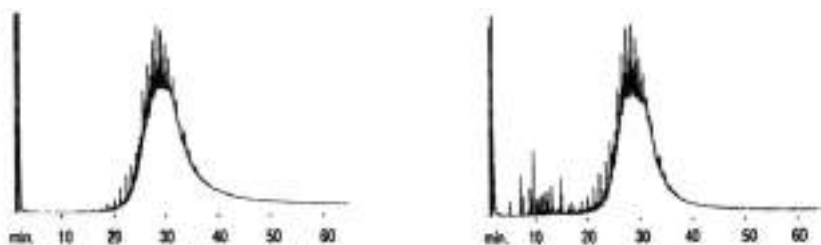


Рис.14. Хроматограммы стандартов моторных масел, полученные методом ГХ/ПИД

При рутинном газохроматографическом определении НП в почвах пробу в количестве 0,5 кг растирают и просеивают через сито с диаметром отверстия 1 мм. Из просеянной почвы отбирают усредненную фракцию массой 20 г. Нефть и НП извлекают из проб грунта экстракцией органическими растворителями (н-гексан, петролейный эфир или хлороформ).

Термодесорбционное извлечение нефтяных углеводородов и других органических соединений из почв дает хорошие результаты [189], но наиболее эффективны методики с пробоподготовкой на основе ТФМЭ. В последнем случае шприцем для ТФМЭ (кварцевое волокно с полидиметилсилоксаном — ПДМС) извлекают легко- и

малолетучие нефтяные углеводороды и ЛОС из матрицы (почва, донные осадки, твердые отходы) после их нагревания — вариант ПФА или после предварительной экстракции образцов загрязненных почв органическими растворителями и сорбции микропримесей НП непосредственно из полученного экстракта погружением в него шприца с волокном; или выделением аналита из экстракта методом ПФА/ТФМЭ.

В табл.41 приведены некоторые методики определения НП и ЛОС в почвах и твердых образцах методом ТФМЭ/ГХ.

Таблица 41

Определение НП в почвах методом ТФМЭ/ГХ/ПИД/МС

Матрица	Проба	Условия экстракции (во-локно, экспозиция)	Анализ
Почва, вода	Нитротолуолы	ТФМЭ	Скрининг
Почва	Дизельное топ-ливо	ПФА/ФМЭ (ПДМС, 100 мкм) 55°C, 30 мин	ГХ/ПИД
Почва, вода	ЛОС и малолет-учие соедине-ния	ПФА/ТФМЭ (ПДМС, 100 мкм) 20°C, 30 мин	ГХ/МС
Твердые отходы	Малолетучие соединения	ПДМС (100 мкм), 15 мин	ГХ/МС
Почва, вода	ВТЕХ*, хлоруг-леводороды	ПФА/ТФМЭ, 5 мин, ПДМС (100 мкм)	ГХ/МС
Осадки	ЛОС	ПФА/ТМФЭ	ГХ
Твердые образцы в раз-валинах после пожара	Органические соединения	ПФА/ТФМЭ (100 мкм ПДМС) 40°C, 20 мин	ГХ/ПИД
То же	Бензин	ПДМС (100 мкм), 40°C 20 мин	ГХ/ПИД
Жидкие остатки после пожара	Органические соединения	То же	ГХ/ПИД
Твердые остатки после пожара	То же	ПФА/ТФМЭ ПДМС (100 мкм), 70°C, 15 мин	ГХ/ПИД
То же	То же	ТФМЭ	ГХ и ГХ/МС
Почва	ВТЕХ	ПФА/ТМФЭ (ПДМС, 30 мкм), 2 мин	ГХ/ПИД/ФИД
Ил, сточные воды	ЛОС, ВТЕХ, ПАУ	ТФМЭ	ГХ/МС

*ВТЕХ- ароматические углеводороды (аббревиатура США) бензол, толуол, этилбензол, ксилолы

Одним из лучших отечественных газовых хроматографов, пригодных для определения любых органических соединений (в том числе и нефтепродуктов) в природных объектах (воздух, вода, почва), является Кристал- люкс-4000 М (рис.15)

Этот хроматограф нового поколения обеспечивает все виды газохроматографического анализа. Он оснащен несколькими сменными модулями детекторов, в которые в различных сочетаниях входят катарометр, ПИД, ЭЗД, ТИД, ФИД и ПФД. Одновременное хроматографирование пробы 2—3 детекторами различной селективности позволяет надежно идентифицировать в пробе любые загрязнители органической природы (в том числе и нефтепродукты).



Рис. 15. Базовая модель хроматографа Кристаллжкс-4000 М

9.3.2. Жидкостная хроматография

В российских и зарубежных методиках ВЭЖХ и ТСХ применяли (наряду с газовой хроматографией) для определения нефтяных углеводородов в морских, речных и сточных водах, а также при ликвидации нефтяных разливов в экстремальных ситуациях. В России для этой цели использовали жидкостные хроматографы марки «Милихром» и «Цвет». Достоинство подобных методик на основе ВЭЖХ в том, что нет необходимости предварительно отделять полярные соединения на колонке с Al_2O_3 , так как все полярные органические соединения пробы отделяются от неполярных углеводородов (которые и являются собственно неф-

тепродуктами) в процессе хроматографирования на аналитической колонке жидкостного хроматографа.

Как правило, для разделения целевых компонентов в ВЭЖХ используют различные сорбенты на основе силикагеля с привитыми функциональными группами. Это позволяет осуществлять групповую идентификацию нефтяных углеводородов и устанавливать тип НП.

Метод ВЭЖХ можно использовать и для *определения тяжелых НП в почве и осадках* после соответствующей пробоподготовки, основанной на экстракционном извлечении углеводородов нефти из матрицы органическими растворителями. С помощью ВЭЖХ определяли углеводороды C_5-C_{10} (парафины и изопарафины) в почвах вблизи предприятий нефтеперерабатывающего комплекса. Определение НП при одновременном контроле биологической активности почвы и фитотоксичности с целью обнаружения возможных источников загрязнения позволяет учесть динамику изменения во времени состава загрязнения почвы под действием химических и биологических факторов.

Для рекультивации сельскохозяйственных земель (очистки от загрязнения нефтепродуктами) необходимы оптимальные способы очистки, что предполагает изучение состава загрязнителей — нефти или продуктов ее переработки. В этих случаях для извлечения НП из матрицы использовали различные растворители-экстрагенты — гексан, петролейный эфир, бензол или хлороформ. Эффективность экстракции вносимых в почву НП рассчитывали по результатам газохроматографического анализа (легкие углеводороды) и ВЭЖХ (тяжелые углеводороды).

Эксперимент показал, что для легких и тяжелых нефтепродуктов лучше всего подходит в качестве экстрагента *n*-гексан. Эту методику использовали и для оценки сорбционных свойств различных природных материалов (опилки, мох, керамзит, песок), применяемых для сбора нефти и НП в почвах, загрязненных легкими углеводородами нефти. Результаты газохроматографического анализа показывают, что сорбционные свойства этих материалов убывают в ряду от опилок до песка.

Для ВЭЖХ-разделения ароматических углеводородов (бензол, ксилолы, фенилацетилен и додекан) применяли метод ВЭЖХ/УФД и стеклянную двухсекционную колонку, состоящую из двух последо-

вательно соединенных колонок, каждая размером (150×3) мм с Сепароном (гидро- ксилированный силикагель, частицы 5 мкм). Подвижная фаза — н-гептан, содержащий 1% 2-пропанола, расход 3 мл/мин. Детектор УФ-спектрометр (254 нм).

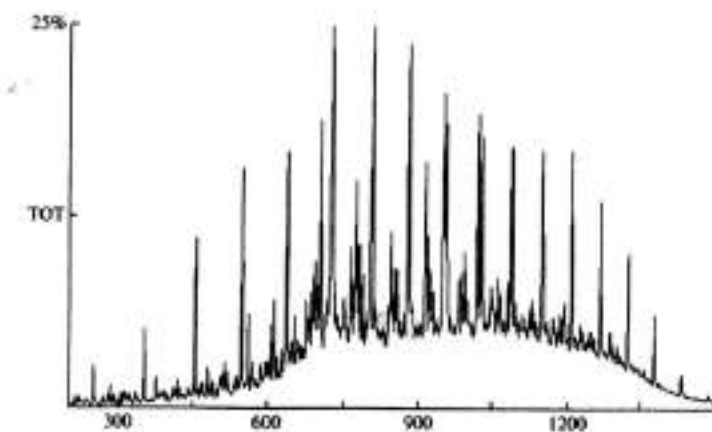


Рис. 16. Характерная хроматограмма нефтепродуктов, полученная методом ГХ/МС

При анализе почвы, загрязненной дизельным топливом, ароматические углеводороды ВТЕХ (бензол, толуол, этилбензол и ксилолы) извлекали экстракцией метанолом (концентрация 200 мг/мл) и полученный экстракт хроматографировали на стальной колонке (150 × 4,6) мм с силикагелем С18 (частицы 5 мкм, поры 110 Å) при температуре окружающего воздуха с УФД (254 нм). Мобильная фаза — смесь вода/ацетонитрил (50:50), расход 1 мл/мин. Хроматограмма на рис.16.

9.4. Идентификация и количественное определение индивидуальных нефтяных углеводородов в пробах почвы

Методики определения суммарного содержания НП в различных почвах пригодны в основном для общей характеристики степени загрязненности земель конкретных регионов, территории городов, промышленных зон и т.п. О реальной опасности для экологического состояния определенной местности (региона), связанного с загрязнением почвы нефтью или продуктами ее переработки, можно судить

лишь по результатам детального исследования состава загрязняющих веществ, например, методами газовой хроматографии или хромато-масс-спектрометрии.

9.4.1. Определение летучих органических соединений в загрязненной почве методом хромато-масс-спектрометрии

Традиционные способы извлечения из почвы примесей летучих органических веществ (ЛОВ) антропогенного происхождения связаны с использованием органических растворителей. При этом извлекаются многочисленные органические соединения, содержащиеся в почве и образующиеся в результате разложения растительной биомассы. Применение газовой экстракции с последующим газохроматографическим определением ЛОВ в газовой фазе позволяет избежать многих затруднений, связанных с жидкостной экстракцией, и повышает надежность идентификации компонентов ЛОВ, попадающих в почву из антропогенных источников.

Ниже обсуждается один из вариантов хромато-масс-спектрометрического определения ЛОВ в почвах и других твердых объектах после извлечения методом газовой экстракции.

Образец почвы рассыпали равномерным слоем толщиной не более 0,5 см на плотной бумаге и высушивали на открытом воздухе, защищая от воздействия прямых лучей солнца, при 20°C в течение 16 ч. Затем 2 г высушенной почвы поместили в стеклянную трубку размером 200×8 мм и медленно нагревали в электрической печи термодесорбера 30 мин от 20 до 200°C при одновременном пропускании через трубку гелия с расходом 20—30 мл/мин.

Для поглощения выделяющейся из почвы влаги применяли осушительный патрон с 0,5 г сульфата натрия и короткую стеклянную трубку размером 30×4 мм с молекулярными ситами 3А. Десорбированные из почвы примеси ЛОВ поглощаются при комнатной температуре в трубке-концентраторе из кварца размером 200×4,5 мм с тенаксом GC.

Концентрационную трубку с тенаксом установили в термодесорбционное устройство хромато-масс-спектрометра ЛКВ-2091 и при комнатной температуре продували гелием в течение 20-25 мин для удаления воздуха и паров воды. Расход гелия 20-30 мл/мин. После этого сконцентрированные на тенаксе примеси ЛОВ вытесняли

из ловушки током гелия (расход 10 мл/мин) в течение 20-30 мин в стальной V-образный капилляр (размером 250×0,6 мм), охлаждаемый жидким азотом. Температуру электропечи термодесорбера медленно повышали от 20 до 250°C. Максимальная температура достигалась примерно за 25 мин.

Сосуд Дьюара с жидким азотом заменили стаканом с горячей водой, имеющей температуру не ниже 95°C. При этом сконденсированные в стальном капилляре примеси ЛОВ в течение 6-8 с вытеснялись током газа-носителя (гелий) в хроматографическую колонку хромато-масс-спектрометра.

Разделение органических соединений, выделенных из почвы, осуществляли на кварцевой капиллярной колонке размером 30×0,25 мм с силиконовой неподвижной фазой SE-30 (толщина пленки 1,0 мкм) при программировании температуры колонки от 20°C (4 мин) до 280°C со скоростью 4 град/мин. Линейная скорость газа-носителя при 20°C составляла 0,9 см/мин. Ввод пробы осуществляли без деления потока.

Разделенные вещества идентифицировали методом библиотечного поиска путем сравнения масс-спектров изучаемых соединений с помощью компьютера с масс-спектрами индивидуальных соединений в библиотеке компьютера масс-спектрометра, содержащей данные примерно о 30000 соединений. Для повышения надежности идентификации дополнительно использовали индексы Ковача.

Примеси ЛОВ, выделенные из почвы и идентифицированные, определяли методом внутреннего стандарта (вещество сравнения — бензол).

9.4.2. Определение состава нефтепродуктов по аналитическим признакам

Нефть, нефтяные фракции и нефтепродукты состоят, главным образом, из углеводородов нормального строения, изоалканов, циклоалканов с 1-7 и более циклами, среди которых можно выделить так называемые реликтовые углеводороды — изопренаны, стераны, три-терпаны; ароматических и гидроароматических углеводородов, а также гетероатомных соединений — алифатических, алициклических и ароматических, главным образом содержащих серу и азот. Кроме того, в них содержатся нафтеновые кислоты, смолы и асфаль-

тены, металлоорганические соединения (главным образом порфирины).

Продукты вторичной переработки нефти, как и многие природные нефти, содержат также олефиновые углеводороды. Товарные нефтепродукты включают моторные топлива (бензин, реактивное топливо, дизельное топливо; мазут); смазочные масла (моторные, трансмиссионные, смазочноохлаждающие жидкости и др.); осветительный керосин; сольвенты (например, уайт-спирит с температурой кипения 165–200°C — растворитель для лакокрасочной промышленности) и др. Кроме нефтяной основы (дистиллятной или компаундированной) товарные нефтепродукты содержат присадки различного характера.

Все эти компоненты, а также их относительное содержание, являются аналитическими признаками, которые могут быть использованы для идентификации нефтепродуктов.

В обычных условиях экологического анализа загрязнение окружающей среды происходит чаще всего товарными нефтепродуктами, состав которых более однороден, чем состав исходных нефтей.

При всем различии состава нефтей имеются некоторые общие характеристики. Это, во-первых, преобладание углеводородов определенного строения, во-вторых, наличие некоторых, хотя и минорных, но важных для идентификации компонентов. Признаки, основанные на этих особенностях состава, чаще всего и служат для идентификации нефтей и нефтепродуктов. Эти признаки достаточно разнообразны и многочисленны. Иногда присутствие НП в пробах достаточно очевидно и легко устанавливается, в некоторых же случаях, особенно при низкой концентрации НП, для надежной идентификации необходимо привлекать большое число признаков.

Основные структурные признаки, используемые в ГХ и ХМС для идентификации нефтей и нефтепродуктов следующие:

- характерный общий вид хроматограмм («отпечатки пальцев») НП;
- наличие на хроматограммах пиков n-алканов;
- соотношение n-алканов с четным и нечетным числом атомов углерода близко к единице;
- наличие определенных изоалканов, в частности пристана и фитана;
- соотношение фитана и пристана и ближайших к ним n-алканов $C_{19}H_{40}$ и $C_{20}H_{42}$;

- наличие биомаркеров (изопренанов, стеранов, тритерпанов и др.);
- преобладание метил - и алкилзамещенных моноциклических, бициклических ароматических углеводов и ПАУ по сравнению с незамещенными;
- распределение (профиль) полициклических ароматических углеводов;
- характерный профиль ароматических серосодержащих соединений;
- определенное соотношение групп углеводов (групповой состав);
- кратность превышения концентрации ПАУ над фоном.

Рассмотрим эти признаки подробнее. Часто общий вид хроматограммы позволяет судить о присутствии НП в экстрактах, выделенных из объектов окружающей среды. Обычно хроматограммы нефтяных углеводов имеют характерный вид: «горб» из неразделенных компонентов в разных частях хроматограммы; сплошная линейка пиков n-алканов, образующих плавное распределение, с одним или несколькими максимумами, с возможным чередованием в некоторых местах интенсивностей компонентов с четным и нечетным числом атомов С; наличие пиков пристана и фитана рядом с пиками n-алканов $C_{17}H_{36}$ и $C_{18}H_{38}$; в промежутках между пиками n-алканов — относительно малоинтенсивные пики изоалканов, циклоалканов и ароматических углеводов.

Эти постоянные компоненты хроматограмм НП могут сильно варьировать, вплоть до отсутствия некоторых из них. В НП, подвергшихся старению, пики n-алканов могут быть только слегка намеченными на «горбе» или даже вообще отсутствовать. «Горбов» может быть несколько, если проба представляет собой смесь разных видов НП, например, дизельного топлива и смазочного масла. В общем случае такой вид хроматограмм типичен для НП в объектах окружающей среды и может считаться их «отпечатками пальцев». Пики, не вписывающиеся в эту картину, считаются принадлежащими другим соединениям, и их вклад вычитается из общей площади хроматограммы.

Соотношение нормальных углеводов и изоалканов зависит от степени «старения» и выветривания. Первыми подвергаются биодеградации n-алканы. Соотношение пристана и фитана и ближай-

ших к ним n -алканов $C_{17}H_{36}$ и $C_{18}H_{38}$ также зависит от степени «старения» и выветривания.

Для нефтяных углеводородов характерно наличие биомаркеров: изопренанов, стеранов, тритерпанов и др. Для нефтей и органического вещества с большим вкладом наземной растительности характерно преобладание пристана над фитаном, для нефтей и органического вещества, исходным материалом для которых были морские организмы, — преобладание фитана над пристаном. Стераны и тритерпаны определяются с помощью ХМС по селективным ионным масс-хроматограммам по характерным ионам с m/z 217 для стеранов и m/z 191 для тритерпанов.

Соотношение n -алканов с четным и нечетным числом атомов углерода обычно близко к единице. В ряде случаев наблюдается аномально высокая интенсивность пиков n -алканов с нечетным числом атомов углерода (C-25, C-27, C-29, C-31).

Для идентификации НП может использоваться и распределение полициклических ароматических углеводородов: техногенные ПАУ преимущественно представлены пери-конденсированными структурами (пирены, бензпирены и т.п.), в природных ПАУ больше распространены структуры с ароматическими системами, включающими 5-6 циклов. Степень техногенности ПАУ оценивается как отношение так называемых «техногенных» ПАУ к «природным». Распределение ПАУ, соответствующее низкой температуре процесса их образования, характеризуется доминированием относительно низкомолекулярных ПАУ и преобладанием фенантрена и пирена, тогда как концентрация высокомолекулярных соединений мала. Соотношение фенантрен/антрацен (Phe/An) составляет около 50, а флуорантен/пирен (Fluo/Pyr) — около 0,3. Эти соотношения типичны и для ПАУ нефтяного происхождения. Для нефтяных и ароматических углеводородов, в том числе и полициклических, характерно преобладание метил-, полиметил- и алкилзамещенных моноциклических, бициклических и полициклических ароматических углеводородов по сравнению с незамещенными.

Таким образом, профиль ПАУ может служить основой для суждений об их происхождении, а величины отношений (Phe/An) и (Fluo/Pyr) позволяют различать возможные источники образования ПАУ.

С помощью селективного к сере ГХ-детектора можно получать хроматограммы — «отпечатки пальцев» серосодержащих соедине-

ний, так же как и для углеводов. Характерные хроматограммы серосодержащих соединений очень близки для малосернистых, высокосернистых нефтей и загрязнений в реальных пробах. В результате выветривания исчезают только низкокипящие компоненты. Эти хроматограммы в отличие от углеводородных практически не изменяются в результате действия микроорганизмов. Показано, что дибензотиофены и алкилдибензотиофены являются одними из наиболее стабильных компонентов нефти в окружающей среде. Поэтому тиофеновые соединения нефти являются наиболее интересными при анализе сильно измененных выветрившихся НП и при идентификации источников нефтяных загрязнений по методу «отпечатков пальцев».

ГХ и ХМС позволяют определять ряд индивидуальных соединений в пробе НП. В случае сравнительно легких фракций нефти и НП (примерно до C-12) этими методами можно почти полностью охарактеризовать индивидуальный состав смесей (методики PNA, PONA, PIONA и др.). В случае более тяжелых дистиллятов отдельные хроматографические пики соответствуют в основном n-алканам и некоторым изоалканам. Остальные нефтяные углеводороды элюируются в форме размытого пика, образованного суммой неразделенных органических соединений. Селективные ионные масс-хроматограммы, построенные по характеристическим ионам различных классов соединений, позволяют выделить ряд циклоалканов, ароматических углеводородов, насыщенных и ароматических серосодержащих соединений. Кроме того, на хроматограммах легко идентифицируются пики сравнительно часто встречающихся органических загрязнений, не относящихся к НП, таких как алкилфталаты, некоторые алкилфенолы, жирные кислоты и т.п. . При использовании различных методов фракционирования (адсорбционная хроматография, ВЭЖХ, комплексообразование и др.) в узких фракциях можно определить более детально состав углеводородов и гетероатомных соединений.

Обычно с помощью ГХ на первом этапе определяют следующие характеристики нефтепродуктов (или вообще экстрагируемых органических веществ): распределение n-алканов, наличие и содержание определенных изоалканов, в частности пристана и фитана. Метод ХМС дополнительно позволяет установить наличие и распределение стеранов и тритерпанов, характер неразрешенной сложной смеси углеводородов и гетероатомных соединений (наличие в ней

алканов, циклоалканов, ароматических углеводородов и серосодержащих соединений).

Для более детальной характеристики анализируемых продуктов можно применять ГХ с селективным детектированием серосодержащих соединений и/или ХМС-анализ. Этот последний метод позволяет охарактеризовать групповой состав неразрешенной сложной смеси в «горбе» по усредненному масс-спектру. Обычно определяется содержание алканов, циклоалканов с разным числом конденсированных циклов (от одного до семи), алкил бензолов, нафтенбензолов, алкилнафталинов, алкилнафтенонафталинов с разным числом нафтеных циклов, алкилфенантронов/ антраценов и других ПАУ, алкилсульфидов, тиацикланов с разным числом нафтеных циклов, алкилтиофенов и т. д., а также распределение по молекулярным массам ароматических углеводородов и гетероатомных соединений.

При использовании различных методов фракционирования (адсорбционная хроматография, ВЭЖХ, комплексообразование и др.) в узких фракциях можно определить более детально индивидуальный состав углеводородов и гетероатомных соединений (рис.17).

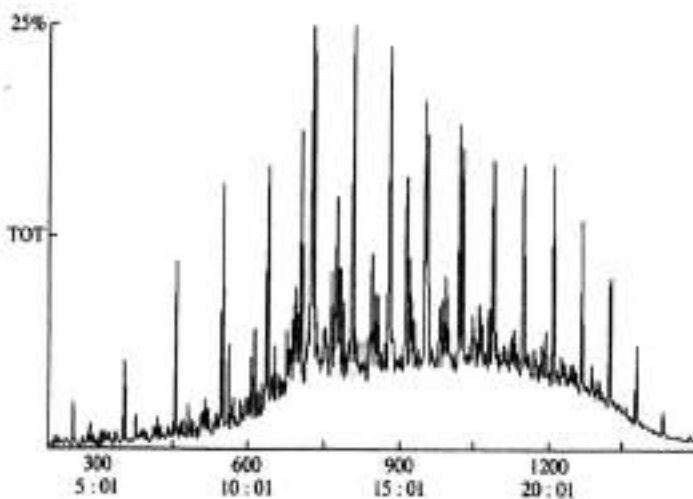


Рис. 17. Характерная хроматограмма нефтепродуктов, полученная методом ГХ/МС

ГЛАВА X. РЕАКЦИЯ ПОЧВ НА ТЕХНОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ В РАЙОНАХ НЕФТОДОБЫЧИ

10.1. Основные закономерности трансформации поглощающего комплекса почв

Качественные изменения коллоидных систем, обусловленные ТГ галогенезом (внедрение натрия в ППК), одинаковы в любых природных условиях. Качественные же характеристики процесса сильно варьируют как в зависимости от свойств исходных природных почв, так и трансформирующих агентов. Особенно резко меняются особенности поглощающего комплекса в почвах гумидных ландшафтов.

Принято считать, что в поглощающем комплексе выщелоченных почв Na^+ нет, однако, литературные материалы свидетельствуют о его присутствии в ППК и в ненарушенных лесных, лесотундровых и тундровых почвах

Содержание обменного Na^+ в разных горизонтах незагрязненных дерново-подзолистых почв (южная тайга) в среднем составляет 0,1-0,2 мг-экв/100 г (максимум 0,9 мг-экв/100 г); в гидроморфных почвах логов его средние содержания также не превышают 0,1-0,2 мг-экв/100 г; в светло-серых пахотных почвах (лесостепь) чуть выше – 0,2-0,4 мг-экв/100 г. Более высокие фоновые содержания обменного Na^+ характерны для почв тундровых и лесотундровых ландшафтов (иногда до 3,0-5,0 мг-экв/100 г почвы), что связано с генезисом рыхлых отложений (широким участием морских осадков) и их относительной молодостью. Следует отметить, что содержание обменного Na^+ в незагрязненных почвах в пределах месторождений, как правило, превышает его концентрации в ППК аналогичных почв вне влияния нефтеносных структур, что обусловлено существованием слабых природных вторичных ореолов рассеяния солей, индицирующих нефтеносные структуры.

Изменения некоторых свойств почв в сфере влияния месторождений полезных ископаемых известны достаточно давно. Это нашло отражение в очень большом количестве публикаций и является сейчас основой геохимических методов поисков полезных ископаемых и месторождений нефти в том числе. Факты измене-

ний некоторых почвенно-геохимических показателей на месторождениях нефти и аридных и сухостепных ландшафтах установлены еще в 50-х годах В.А. Ковдой и П.С. Славиным [121].

Исследования показывают, что месторождения нефти в любых природных зонах оказывают заметное геохимическое давление на почвы. Поэтому при изучении процессов вторичной ГГ геохимической трансформации ландшафтов в районах добычи нефти следует иметь в виду, что местные почвы уже обладают определенной спецификой, обусловленной влиянием геохимии недр.

Вторичные изменения свойств коллоидных систем в загрязненных при добыче нефти почвах значительны. Непосредственно после сброса в ландшафты загрязняющих веществ сумма обменных катионов (относительно фона) может возрасти в 1,3-1,5 раза, вероятно, из-за сочетаний нескольких факторов:

- повышения потенциала коллоидных систем при изменении реакции среды (увеличение рН) в процессе загрязнения, что приводит к включению в адсорбционную фазу новых функциональных групп [34 и др.];
- увеличения количества собственно коллоидных частиц при сбросе нефти и нефтепродуктов;
- возрастания концентраций почвенных растворов.

В нейтральных и щелочных средах ионообменная емкость ППК остается постоянной.

В любых типах ненасыщенных почв (тундрово-глеевые, подзолы, дерново-подзолистые и др.) наиболее резко меняются содержания ионов, определяющих кислотные свойства почв (H^+ и Al^{3+}). Происходит их активное вытеснение уже на первых этапах загрязнения. В поглощающий комплекс внедряется Na^+ при одновременном увеличении содержания Ca^{2+} и Mg^{2+} , что обусловлено составом поступающих в почвы водорастворимых солей. При этом, несмотря на более низкий коэффициент селективности, количество обменного натрия (вследствие закона действующих масс) может составлять 25-40% от суммы катионов.

Подобные качественные и количественные изменения свойств ППК характерны для почв северной тайги, тундры, лесотундры, лесостепи, где в исключительных случаях содержание Na^+ может достигать 45-68%. Внедрение в ППК (до 23.8% Na^+

от суммы катионов) выявлено в аллювиально-лугово-болотных почвах; высокие содержания ТГ обменного натрия обнаружены в ППК темно-серых почв, черноземов и др. [56, 57, 58, 62].

Повышение содержания обменного натрия в загрязненных почвах нефтедобывающих районов служит пусковым механизмом развития химического солонцового процесса. Представляется, однако, что качественных изменений коллоидных систем (появление Na^+ в ППК) недостаточно для его возбуждения (о чем свидетельствует присутствие Na^+ в ППК любых фоновых почв). Реализация процесса возможна только при достижении определенного критического уровня количественных изменений структуры ППК.

В.И. Кирюшин на [117] на основании экспериментальных данных пришел к выводу, что для развития типичных по морфологии солонцов необходимо, чтобы содержание Na^+ от ЕКО достигало 8-10%.

Интенсивность внедрения натрия заметно ниже в почвах с очень высокой гидролитической кислотностью (торфянистых и торфяных), наиболее характерных для северных тундровых и лесотундровых ландшафтов. Экспериментальное химическое осолонцевание разных типов почв тундровых ландшафтов показало, что высокая степень протонирования ППК и прочная связь протона с органогенной матрицей тормозят ход процессов образования ППК торфяных горизонтов. Экспериментально выявлена обратная линейная зависимость между количеством поглощенного натрия и гидролитической кислотностью почв. Эксперименты показали, что минеральные оглеенные горизонты тундровых почв, характеризующиеся удельной поверхностью 35-40 м²/г и емкостью катионного обмена 12-15 мг-экв/100 г почвы, способны поглотить 0,6-0,7 г Na^+ /100 г почвы. Торфяные горизонты, обладающие почти на порядок более развитой удельной поверхностью (300-400 м²/г) и емкостью катионного обмена более 100 мг-экв/100 г почвы, удерживают в обменном состоянии ионов Na^+ лишь в 2 раза больше, чем минеральные горизонты. Это определяет и более низкое относительное содержание Na^+ в ППК. Подобные соотношения сохраняются при различной минерализации вносимых (экспериментальных) растворов. Соответ-

ственно относительная интенсивность физико-химического осолонцевания существенно органогенных почв значительно ниже, чем минеральных.

Закономерности ТГ трансформации свойств ППК заметно различаются не только в разных биоклиматических условиях (в соответствии с генетическими особенностями местных почв), но также варьируют и в однотипных почвах в соответствии с механизмами радиального и латерального поведения солей в ореоле засоления.

10.2. Особенности физико-химической трансформации нефтезагрязненных почв в ближайшей перспективе

Изменения щелочно-кислотных почв, загрязненных в процессе добычи нефти, наблюдаются в любых природных условиях и при разных типах загрязнения [149, 204, 215 и др.]. Зависимость рН почвенных суспензий от новообразованных физико-химических параметров сорбционных систем высока (особенно в гумидных ландшафтах). Коэффициенты корреляции между значениями рН водных суспензий загрязненных почв и содержанием обменных H^+ и Na^+ в ППК составляют, соответственно, $-0,9$ и $+0,8$.

Как известно, фоновые почвы гумидных ландшафтов имеют сильнокислую и слабокислую реакцию среды. Значения рН водных суспензий в разных почвах меняются от 3,1 до 5,4; в редких случаях в нижних горизонтах - до 5,5-6,0. В трансформированных почвах происходит сдвиг щелочно-кислотных условий к щелочному плечу.

ТГ обусловленные изменения щелочно-кислотных условий в разных почвах и при разных ТГ нагрузках сильно варьируют. Возникают как относительно незначительные сдвиги рН (на 0,5-1,5 единицы), так и глубокие преобразования, когда значения рН изменяются на 3-4 и более единиц. Подобный размах колебаний отмечается в любых почвах гумидных ландшафтов.

Специфика загрязнителя определяет общее направление трансформации щелочно-кислотных условий, а исходные свойства почвенных систем - возможные скорости и интенсивность вторичных изменений. При значительной временной продвину-

тости процессов ТГ преобразования почвенных коллоидных систем уровни вторичной щелочности в почвах гумидных ландшафтов могут подниматься до $pH=7,8-8,2$. В этих ландшафтах, при прочих равных условиях, относительно низкие значения pH сохраняются, как правило, в существенно органогенных горизонтах почв, так как их исходная буферность выше. Но при больших ТГ нагрузках и в этих субстратах могут возникать как нейтральные, так и слабощелочные обстановки. Минеральные субстраты менее устойчивы, что определяет более высокий сдвиг pH , причем такие изменения возникают как в собственно почвенных минеральных горизонтах, так и в перекрывающих почвы ТГ наносах.

Наиболее устойчиво исходные щелочно-кислотные условия сохраняются в почвах с насыщенным поглощающим комплексом.

Радиальная дифференциация щелочно-кислотных характеристик почв. Пространственно временные закономерности метаморфизации почвенных растворов и дисперсных систем определяют аналогичные изменения щелочно-кислотных условий.

Возникает несколько типов радиальных профилей pH :

- максимум щелочности может быть приурочен к верхней части почв;
- отмечаться в их средней части;
- характеризовать самые нижние горизонты.

Тип профиля pH зависит от особенностей поступления загрязнителя (с поверхности или внутрипочвенно) и времени с момента загрязнения. При поверхностном сбросе ТГ потоков первому этапу трансформации почв (максимум солей в верхней части профиля и соответствующие этому высокие вторичные содержания Na^+ в ППК) соответствует заметное подщелачивание только верхних горизонтов. Одновременно в генетических горизонтах, принимающих продукты ионного обмена (H^+ и Al^{3+}) из верхней части профиля, происходит не только «сглаживание» щелочного сдвига, но и формируются даже более кислые, чем в исходных почвах, условия среды. Подобные изменения профиля pH не зависят ни от генетических особенностей почв, ни от типа загрязнителя.

Сравнительный анализ динамики радиальных изменений физико-химических свойств сопряженно-эволюционирующих горизонтов загрязненных почв (выполненный на примере таежно-лесных почв) позволил выявить сложную хроноорганизацию процессов взаимного

преобразования дисперсных систем, щелочно-кислотных условий и почвенных растворов. При общей однонаправленности вторичных процессов перестройки свойств почв следует отметить неодинаковую интенсивность изменений рН на нефтезагрязненных и загрязненных сточными водами землях. Интенсивность преобразования щелочно-кислотных показателей в нефтезагрязненных почвах выше. Но при любых типах загрязнения отмечаются неодинаковые ритмы изменений рН в верхних и нижних горизонтах. Отличаются и характерные времена трансформации рН в разных частях профиля. За один и тот же срок наблюдений сдвиг рН относительно фонового уровня в верхних горизонтах составляет 3,0-3,4, в нижних - не более 2,2, т. е. характерные времена изменений одних и тех же почвенно-геохимических параметров в разных горизонтах почв не одинаковы. В верхних горизонтах после первичного повышения щелочности (соответствующей стадии засоления почв) четко прослеживается некоторое падение рН. Но этот процесс подкисления почв быстро сменяется новым подъемом щелочности.

За 17-18-летний срок наблюдений выявлена тенденция падения вторичной щелочности только в верхних горизонтах при сохранении тенденции увеличения рН в нижних, что приводит к развитию другой фазы дивергенции химических процессов: возрастание кислотности в верхней части почв, нарастание щелочности в нижней. Дальнейшее развитие процессов преобразования почв приводит к постепенному сближению (выравниванию) щелочно-кислотных условий в разных частях профиля почв. К «точке выравнивания» показателей приурочены почвенные тела, не дифференцированные по значениям рН, характеризующиеся практически одинаковыми щелочно-кислотными условиями по всему профилю.

Сроки возникновения подобных условий в почвах и уровни рН, соответствующие «точке сглаживания», в значительной степени зависят от первичного ТГ солевого давления и в меньшей степени - от исходных свойств почв. Поэтому почвы с равномерно повышенной щелочностью по всему профилю выявляются в любых природных условиях. После перехода процесса через «точку выравнивания» вновь начинает усиливаться профильная контрастность щелочно-кислотных характеристик почв.

Сравнение рядов динамических наблюдений за изменениями рН водных суспензий в разных горизонтах почв и соответствующими

этому же временному циклу значениями физико-химической солонцеватости почвенной массы показало:

- наблюдаемые изменения рН водных суспензий (после одноразового сброса загрязнителей) заметно ниже, чем можно было ожидать, исходя из содержания обменного натрия в ППК;
- максимальные уровни вторичной щелочности не совпадают с наиболее высокими уровнями химической солонцеватости почв, более того, изменение свойств поглощающего комплекса не пропорциональны изменениям щелочно-кислотных условий.

Анализ соотношений содержание в ППК - рН почвенных суспензий - показывает, что в верхних горизонтах профиля несоответствие этих характеристик наиболее ярко проявляется в первые 0,5-2 года после загрязнения, когда при продолжающемся нарастании степени химической солонцеватости почвенной массы уровень ее щелочности может сначала опуститься на 1,2-1,6 единицы по сравнению с рН, отмечаемым в первые недели-месяцы после загрязнения, а затем возрасти до 8,0 и более. Стадия дивергенции соотношений ППК - рН в верхних горизонтах почв длится в зависимости от конкретных условий 4-10 лет.

В нижних (иллювиальных) горизонтах несогласованность между показателями выражена иначе: на первом этапе перестройки свойств почв, несмотря на увеличение обменного Na^+ (9,0-14,5% от суммы катионов), вообще нет роста рН почвенных суспензий. Более того, происходит заметное подкисление этих горизонтов относительно фонового уровня. Причиной этого явления служит метаморфизация мигрирующих вниз по профилю ТГ потоков и блокирующее действие продуктов вторичных реакций (H^+ и Al^{3+}), поступающих из верхних горизонтов. Высокая исходная буферность иллювиальных горизонтов также тормозит темп роста их щелочности по сравнению с темпами увеличения степени химической солонцеватости. В результате даже на следующих стадиях трансформации почв при содержании обменного натрия в ППК иллювиальных горизонтов около 30-40% от суммы катионов рН почвенных суспензий не поднимается выше 7,0-7,5. Однако, если в верхних горизонтах за 17-18-летний срок прямых наблюдений все-таки происходит падение вторичной щелочности и уменьшение химической солонцеватости почвенной массы, то в нижней части профиля (даже при однократном сбросе

загрязнителей) признаков стабилизации состояния ППК почв, как правило, еще не наблюдается.

В незагрязненных почвах существуют устойчивые динамические равновесия в системе: почвенный раствор - ППК - кислотность среды. Буферность системы удерживает естественные колебания равновесия в жестких рамках. Трансформация почвенных растворов - изменение их состава, минерализации, ионной силы приводит к разрушению сложившегося векового равновесия. ТГ обусловленные обменные процессы, меняющие свойства почвенных дисперсных систем, определяют и первичный сдвиг кислотных характеристик почвенных растворов и соответственно почвенных суспензий. В результате на фоне уменьшения концентраций водорастворимых солей и при нарастании степени химической солонцеватости почвенной массы происходит выход из ППК ионов H^+ и Al^{3+} и соответственно уменьшение значений рН.

Сходные механизмы преобразования геохимических процессов можно ожидать во всех почвах с ненасыщенным ППК. В других условиях детали модели будут иными. Например, при действии сырой нефти на почвы с насыщенным ППК (но без карбонатных новообразований) в результате закона действующих масс также происходит замещение кальция и магния в составе обменных катионов на натрий. В почвенном растворе нейтральные хлориды натрия уступают место слабокислым хлоридам кальция, что и в этом случае ослабляет развитие щелочности, а на первых этапах трансформации дисперсных систем может привести к подкислению почвенных суспензий - диссонансу почвенно-геохимических параметров. Так, по данным Д.К. Даутова и др. (1981), в загрязненных нефтью черноземах установлено некоторое повышение кислотности почв, отмечающееся на фоне изменения состава обменных оснований.

Вымывание их загрязненных почв наиболее подвижных водорастворимых соединений приводит к уменьшению в растворах хлоридов при одновременном увеличении в них гидрокарбонат-иона. Происходит не только абсолютная убыль Cl , но и абсолютное возрастание концентрации HCO_3^- . Отношение HCO_3^-/Cl^- резко сужается и, как видно из табл. 42, содержание гидрокарбонат-иона в водных вытяжках с течением времени возрастает и через 4 года после загрязнения увеличивается в 2,2 раза относительно первоначального уровня загрязнения. Это приводит к изменению бикарбонатной щелочно-

сти раствора, новому сдвигу ионнообменных равновесий и как следствие к смещению рН в щелочную сторону. Значения рН водных суспензий возрастает до 8,0. Более низкие, чем в природных солонцах, значения рН почвенных суспензий (не более 8,2) обусловлены, по-видимому, преобладанием в растворах гидрокарбонатной соды, 0,1 М раствор которой имеет рН=8,2, в то время как 0,1 М раствор нормальной соды 11,4 [178].

Таблица 42

Динамика физико-химических свойств гумусового горизонта почв (южная тайга Пермского Прикамья)

Загрязнитель	Период наблюдений, годы	Глубина, см	Физико-химические показатели					
			Сумма солей	HCO_3^-	Cl^-	$H^+ + Al^{3+}$	Na^+ , % от суммы катионов	pH_{H_2O}
				мг-экв на 100 г почвы				
Сырая нефть	0,5	6-15	0,850	0,20	12,28	0,05	14,6	7,8
	1,5	6-11	0,244	0,36	3,00	0,05	14,8	6,2
	4,0	5-12	0,148	0,45	0,60	0,32	16,4	8,0
	10,0	6-15	0,103	0,65	0,46	0,40	18,9	7,7
	17,0	4-17	0,078	0,90	0,37	0,46	15,7	6,8
	20,0	6-18	0,043	0,32	0,28	1,2	3,0	5,4
Фоновые почвы. горизон-та I	Среднее из 25 разрезов	6-15	0,058	0,19	0,18	2,96	0,6	4,8

Изменение рН в сторону щелочности происходит на фоне увеличения в ППК содержания ионов H^+ (Al^{3+}), постепенно вытесняющих ионы Na^+ . Таким образом, возникает новый дисбаланс свойств почв: вхождение в ППК ионов, определяющих почвенную кислотность при одновременном росте щелочности почвенных суспензий. Если принять, что подщелачивание идет одновременно с вытеснением Na^+ из ППК, то в нижних горизонтах профиля стадия существенного изменения щелочно-кислотных условий еще просто не наступила, так как в них и через 20 лет сохраняются высокие концентрации Na^+ (при отсутствии или очень низком содержании ионов H^+ и Al^{3+}). Аналогичные данные, т. е. увеличение рН почвенных суспензий при вытеснении из ППК ионов Na^+ получены Л.П.Юдиной и др. (1977) при изучении процессов рассоления почв засушливой зоны.

Таким образом, самоочищение субстратов от нефти (физико-химическая, микробиологическая, фотохимическая деструкция БВ) и рассоление почв происходят на фоне развития щелочности почвенной массы.

Возможность подкисления-подщелачивания почв за счет ионообменных процессов проверялась экспериментально. В табл.43 приведены значения рН фильтратов (после мембранных фильтров в условиях вакуума), полученные при последовательной обработке почвенного материала растворами $NaCl$ и H_2CO_3 . Эти данные подтверждают эмпирически установленные факты подкисления почв при загрязнении их нейтральными солями и подщелачивания - при вторичном появлении в трансформированных почвах кислот (особенно H_2CO_3) Аналогичные закономерности сложных соотношений ППК рН выявлены в почвах тундры, лесотундры и северной тайги, переживших стадию ТГ галогенеза.

Таким образом, геохимический диссонанс между отдельными параметрами системы: почвенный раствор - поглощающий комплекс - рН (как ответная реакция на непрерывность изменений транзитных растворов) - наиболее общее следствие ТГ галогенеза и универсальная закономерность преобразования почв в районах добычи нефти (вне зависимости от их типа и биоклиматических условий).

Таблица 43

Изменение рН фильтратов при последовательной обработке почвенного материала растворами $NaCl$ и H_2CO_3 [по 182]

Экспериментальный материал	Навеска почвы, г	Объем заливаемого раствора, мл	Характеристика зали-		рН фильтратов
			Состав	рН	
Смесь в равных пропорциях материала горизонтов А0 и А1; рН смеси 5.1	50	100	NaCl	7,0	3,50
					3,68
					3,98
					4,19
					4,29
					4,76
			H ₂ CO ₃	3,6	4,76
					6,05
					7,86
					8,08

Перед обработкой H_2CO_3 проведена промывка экспериментального материала от солей $NaCl$ спиртом.

Рассмотренная выше предельно упрощенная модель ТГ обусловленных эволюционных трендов изменений свойств почвенной массы в «точке» вскрывает лишь один из возможных механизмов преобразования почв в условиях одноразового поступления в них геохимически активных ТГ потоков. В реальных ситуациях процессы трансформации щелочнокислотных условий (даже для того же случая - загрязнение почв водорастворимыми соединениями) значительно сложнее. На перенос растворов, их метаморфизацию, перестройку ППК и щелочно-кислотных параметров оказывают влияние сложение почвы, упаковка почвенных агрегатов, их иерархичность и другие характеристики почв. Однако наиболее важным является изменение адсорбционных компонентов в разных частях почв в результате:

- внутрипочвенной неоднородности свойств адсорбентов (состава коллоидного комплекса как разных генетических горизонтов почв, так и разных почвенных тел;
- изменения состава электролитов (циркулирующих растворов).

Возникает не только радиальная, но и латеральная неоднородность дифференциации щелочно-кислотных характеристик почв.

Латеральная дифференциация щелочно-кислотных условий в пределах ореолов загрязнения характеризуется высокой динамичностью и сложностью пространственного развития.

На стадии формирования солевых ореолов (в процессе становления первичного контура загрязнения) возможно не только подкисление нижних горизонтов почв (что было показано выше), но и увеличение кислотности всего почвенного тела значительной площади ореола. При этом отмечаются четкие латеральные тренды изменений рН водных суспензий - некоторое (обычно незначительное) подщелачивание почв в ядре ореола при усилении их подкисления к его периферии.

На последующих этапах развития ореолов загрязнения происходит подщелачивание почв уже по всей площади с сохранением максимума щелочности в ядре. Аналогичное преобразование загрязненных почв наблюдается в любых природных условиях и не зависит от типа загрязнителя. Меняется лишь контрастность перестройки и скорость процессов, обусловленных почвенно-геохимическим потенциалом среды.

На наиболее продвинутых этапах трансформации загрязненных почв происходит и латеральное «перемещение» максимумов щелочности сначала в среднюю часть, а затем к периферии ТГ ореола и изменение этого показателя в почвах за пределами первичного контура загрязнения. Латеральная перестройка щелочно-кислотных условий в почвах ореола загрязнения - длительный процесс и в зависимости от экологического потенциала среды может растягиваться на десятки лет). В течение этого времени продолжается латеральная перестройка щелочно-кислотных условий в пространстве ТГ ореола при одновременном ослаблении щелочности в верхних горизонтах почв и нарастании в нижних.

Несколько иной характер имеет запаздывающее во времени преобразование рН водных суспензий в почвах за пределами первичного контура ореола загрязнения (при внутрипочвенном сбросе минерализованных растворов в сопряженные по рельефу почвы и физико-химической трансформации ППК на пути движения таких растворов). В этих случаях основные преобразования щелочно-кислотных условий приурочены к средней или нижней частям профиля почв-горизонтам верховодки или почвенно-грунтовых вод. Со временем фронт щелочности продвигается вверх и вниз от центральной части потока. Наиболее интенсивно увеличиваются уровни щелочности в почвах, непосредственно «примыкающих» к внешнему контуру первичного ореола загрязнения. Одновременно возникает зона закисленных почв, где рН водных суспензий в отдельных гори зонах или почти по всему профилю становится ниже фонового уровня на 0,2-0,3.

При латеральном внутрипочвенном перемещении загрязнителей в почвах катен трансформация почв, находящихся по рельефу ниже, обусловлена взаимодействием вертикального передвижения миграционных потоков в их профиле, бокового внутрипочвенного перемещения и «скатывания» загрязнителей по поверхности почв в соответствии с уклонами. В результате каждое сопряжено эволюционирующее почвенное тело, расположенное на разных гипсометрических уровнях, получает вместе с собственно ТГ веществами уже и продукты вторичных реакций от почв. При этом продукты вторичных реакций, формирующиеся в нижних горизонтах почв гипсометрически более высоких позиций, могут сбрасываться в верхние горизонты почв, расположен-

ных на более низких уровнях катены. Все это существенно усложняет общие закономерности латеральной эволюции загрязненных почв. Но и в этих случаях отмечается четко выраженный латеральный диссонанс между свойствами ППК и щелочно-кислотными характеристиками почв. В данном случае максимальные концентрации обменного натрия в почвах как бы «опережают» в пространстве максимальные изменения рН водных суспензий.

Таким образом, основой механизмов латерального развития сопряжено эволюционирующих почв в условиях ТГ нагрузок служит трансгрессивность сменяющих друг друга геохимических процессов и, вследствие этого, асинхронность однофазовых изменений почв, приводящие к пространственному диссонансу их геохимических параметров, что является еще одной закономерностью ТГ преобразования почвенных систем.

Факторы, осложняющие закономерности пространственной дифференциации щелочно-кислотных условий. Пересечения ТГ потоков (как в пространстве, так и во времени), характерные для нефтедобывающих районов, приводят и к усложнению структуры щелочно-кислотных полей. Даже если поступившие в разное время загрязнители были однотипны по составу, первоначальная достаточно строгая радиальная и латеральная зональность геохимических условий, типичная для моногенных ореолов, нарушается. Формируются многочисленные пространственные инверсии в строении щелочно-кислотных полей.

Повышенная щелочность может одновременно фиксироваться и в верхних и в нижних горизонтах почв (при нейтральных или даже кислых значениях рН в средней части профиля, либо только в самой нижней части профиля, что отражает разные временные этапы их техногенной трансформации).

Аналогичным образом высокие значения рН почвенных суспензий могут быть незакономерно «рассредоточены» в пространстве: максимумы щелочности оказываются приуроченными как к верхним горизонтам почв ядра ореола загрязнения, так и обнаруживаться в более глубоких горизонтах профиля средних или краевых зон ореола, что характеризует предыдущие циклы загрязнения.

Чем разнообразнее формы преобразования территории и чем сложнее структура почвенного покрова и контрастнее исход-

ные свойства почв и субстратов, тем более неоднородна и сложна пространственная организация вторичных щелочно-кислотных полей. Контрастность щелочно-кислотных условий в разных частях таких полей может быть очень высокой

Содержание органического углерода ($C_{орг}$) и формы органических веществ в почвах - их важнейшая геохимическая характеристика.

Нефть и нефтепродукты, поступающие в ОПС (в том числе и с буровыми растворами, шламами выбуренных пород, подтоварными водами), оказывают многостороннее воздействие на гумусное состояние почв и распределение в их профиле $C_{орг}$. Возникают две разнонаправленные группы процессов:

- микробиологическая деструкция нефти и нефтепродуктов и их физико-химическое выветривание [103, 104, 169, 170 др.]. Результатом этих процессов является трансформация исходного состава загрязнителя, частичная утилизация привнесенных органических веществ, их разложение до конечных продуктов, что способствует постепенной потере ТГ органического углерода;

- взаимодействие нефти и нефтепродуктов с почвенными органическими соединениями и минеральными компонентами.

В результате меняются и качественные и количественные характеристики органических веществ почв. Происходит преобразование состава почвенного гумуса [179, 204 и др.]. Некоторая часть привнесенного в почвы с ТГ потоками углерода закрепляется, что приводит к общему увеличению его содержания [178, 182, 217].

Взаимодействие нефти и нефтепродуктов с гумусовыми кислотами приводит к значительному расширению отношения углерода к азоту. Увеличивается содержание негидролизуемого остатка [178 и др.].

Различия общих запасов органического углерода и изменчивость его содержания в фоновых почвах, даже в одних и тех же природных зонах, определяют и вариабельность техногенной перестройки профиля элемента и комплекса почвенных органических веществ. Наиболее глубокие изменения профиля $C_{орг}$ отмечаются в северных районах с характерным для них широким развитием торфяных и торфяноболотных почв.

При загрязнении собственно органогенных почв (торфяных, торфяно-глеевых и др.) практически всегда отмечаются изменения состава и свойств торфяной массы: уменьшаются потери при прокаливании, увеличивается зольность торфов, и это несмотря на то, что в них активно концентрируются битуминозные компоненты (до 500-600 г/кг).

Увеличение зольности торфяной массы происходит и при загрязнении почв минерализованными водами.

Увеличение зольности - это не только результат поступления зольных элементов из ТГ потоков, но и процессов деструкции исходных органических веществ. В пользу предположения связи повышенной зольности с деструкцией почвенных органических компонентов свидетельствует уменьшение содержания собственно биогенных элементов в составе золы из загрязненных торфов - калия в 4,9 раза, марганца в 3,4 раза.

В результате меняются общие физико-химические характеристики торфов (в частности, их плотность, степень разлаженности растительных остатков и др.).

Подобные процессы происходят в любых природных условиях вне зависимости от свойств почв и типа загрязнителей. Возможно как накопление, так и потеря $C_{орг.}$, но в любых случаях происходит его перераспределение по генетическим горизонтам.

Закономерности радиальной и латеральной дифференциации распределения органического углерода. Поступление нефти в существенно минеральные почвы с окислительной средой непосредственно сразу (или через небольшие сроки) после сброса загрязнителя приводит к изменению содержания $C_{орг.}$ Во всех горизонтах почвенного профиля, но с максимумом в его верхней части, что соответствует закономерностям распределения собственно нефтяных компонентов. Аналогичным образом перестраивается радиальный профиль содержания элемента при поступлении в такие почвы других ТГ потоков, но при наличии в их составе битуминозных компонентов

Загрязнение глеевых почв определяет значительно более контрастное радиальное распределение $C_{орг.}$ Как было показано ранее, глеевые горизонты, являясь абсолютным механическим барьером, не пропускают (или очень слабо пропускают) крупные молекулы органических загрязнителей. В таких субстратах содержание органических веществ либо остается на исходном

уровне, либо может даже и снижаться (в случае одновременной миграции в них менее вязких, но геохимически активных минеральных компонентов ТГ потоков - простых солей, способствующих изменению свойств гумуса и активизирующих его потечность).

Конкретные закономерности профильного перераспределения $C_{орг}$ в нефтезагрязненных почвах при прочих равных условиях - близких объемах сброшенных поллютантов, одинаковом расстоянии от источника воздействия, близком времени после аварии - во многом зависят от того, в какие элементарные ландшафты поступают загрязнители, а в пределах однотипных фаций - от форм хозяйственного использования территории. Так, в почвах южной тайги максимально глубокое проникновение нефти и, соответственно, максимальное увеличение содержания органического углерода отмечается в элювиальных ландшафтах водоразделов или на очень пологих склонах. В рассматриваемом случае повышение концентрации органического углерода наблюдается до глубины 90 см при общем его увеличении в почвенной массе в 2-3 раза. В транзитных ландшафтах (в частном случае занятых суходольными лугами), особенно при заметных уклонах поверхности, способствующих «скатыванию» нефти, проработка профиля почв и увеличение содержания органического углерода отмечаются только до глубины 54 см. Аналогичные данные приводит Ю.И. Пиковский [182], показавший зависимость проникновения нефти вглубь почвенного профиля и изменения концентрации $C_{орг}$ в почвенных горизонтах от уклона поверхности. Однако в таких же элементарных ландшафтах, но в пахотных почвах с разуплотненным верхним горизонтом и отсутствием развитой дернины происходит более глубокое просачивание нефти. Количество органического углерода увеличивается во всех горизонтах профиля и в интервале глубин 0-76 см меняется от 0,3 до 9,3%. Увеличение глубины проникновения нефти на пашнях отмечал Р.К. Даутов (1981), и это явление характерно для любых природных условий.

Даже при легком механическом составе почв, способствующем фронтальному просачиванию загрязняющих веществ, возникает внутрипочвенная неоднородность распределения поллютантов и, соответственно, сложное перераспределение $C_{орг}$ в

почвенной массе - чередование слоев и горизонтов, более или менее обогащенных углеродом.

В ландшафтах южной тайги наиболее сложны закономерности перестройки профиля органического углерода в дерново-глеевых и дерново-перегнойно-глеевых почвах логов что обусловлено строением их вертикального профиля, неоднородностью механического состава и текстуры, своеобразием гидрологического режима. В общем случае содержание элемента в таких почвах выше, чем в почвах других элементарных ландшафтов той же территории. При этом максимумы $C_{орг}$ могут быть приурочены не только к собственно дерновым горизонтам, где его значительную долю составляют природные органические соединения, но и другим горизонтам почв, что соответствует миграционному профилю нефти.

При латеральной внутрипочвенной миграции нефти наиболее проработанными оказываются субстраты, вмещающие ТГ поток (включая зону капиллярной каймы), что приводит к формированию четко выраженного максимума органического углерода.

Контрастность вторичного радиального перераспределения $C_{орг}$ может заметно различаться даже в пределах площади генетически единого ореола загрязнения, сформировавшегося в однотипных, но различно используемых почвах. В рассматриваемом случае неоднородность распределения органического углерода находится в прямой зависимости от ландшафтной структуры загрязненной территории. Границы между элементарными ландшафтами часто играют роль латеральных барьеров, изменяющих активность миграционных процессов.

Исследования, выполненные в разных природных условиях, показали, что чем сложнее структура ландшафтов (и почвенного покрова), тем сложнее вторичная структура ТГ ореолов и контрастнее пространственное перераспределение органического углерода.

При сбросе в ландшафты нефтепродуктов вместе с минерализованными сточными водами ТГ органические загрязнители активно мигрируют даже в торфяных почвах, где они перемещаются вместе с собственно почвенным углеродом, задерживаясь только над непроницаемым для нефтепродуктов глеевым барьером, что создает контрастный вертикальный профиль органических веществ.

Пространственно-временные изменения гумусного состояния почв и профиля органического углерода в разных зонах ореолов загрязнения осуществляются вслед за перестройкой основных почвенно-геохимических параметров. В результате каждой стадии их преобразования соответствует и определенная биологическая продуктивность почв и ландшафтов.

Непосредственно после сброса в почвы нефти и нефтепродуктов суммарное количество органического углерода в почвенной массе верхних генетических горизонтов значительно превышает исходный уровень. Однако гибель растительности, наступающая вслед за загрязнением почв, прекращение биологического воспроизводства собственно почвенных органических веществ и микробиологическая деструкция поллютантов могут быстро приводить к потере углерода, включая и его исходные запасы. В таких случаях количество $C_{орг}$ может стать ниже, чем в исходных почвах. Разрушение почвенного гумуса и потеря природного $C_{орг}$ частично компенсируется ТГ углеродом, но полнота компенсации зависит от типа поллютантов, их количества и типа исходных почв.

При сбросе нефти в дерново-подзолистые суглинистые почвы процесс потери почвенного органического углерода лишь частично компенсируется ТГ углеродом. Остаточные количества органического вещества в почвах через год после загрязнения нефтью (с учетом ТГ углерода) составляют в среднем по профилю 0,73 от исходного уровня. Стадия пониженного содержания углерода в загрязненных почвах (в данном случае - дерново-подзолистых) растягивается на несколько лет.

На следующих этапах преобразования почв (после их освобождения от ТГ солей и перестройки основных физико-химических свойств - рН, ППК) происходит постепенное восстановление биологического функционирования почв, что сопровождается изменением запасов $C_{орг}$.

При поступлении в почвы со сточными водами вязких асфальтеново-смолистых веществ, характеризующихся низкой самостоятельной (без ТГ вод) подвижностью, относительной физико-химической устойчивостью и плохо ассимилирующимися микробиологически, суммарное количество органического углерода в почвах сразу резко возрастает и устойчиво сохраняется, превышая через год после аварии в 1,6-2,1 раза исходный уро-

вень. Но и в этих случаях с течением времени, несмотря на устойчивость подобных нефтепродуктов, в загрязненных ими почвах происходит постепенное уменьшение органического углерода. Это обусловлено тем, что из-за жестких геохимических условий начального этапа трансформации таких почв (более токсичные ТГ потоки) восстановление растительности осуществляется менее активно, и количество вновь поступающих в почвы органических веществ не может компенсировать общие потери элемента.

В почвах легкого механического состава - супесчаных, легкосуглинистых (особенно пахотных) преобразование профиля $C_{орг}$ осуществляется несколько иначе. В этих условиях нефть и нефтепродукты в процессе загрязнения фронтально просачиваются вглубь почв, заполняя свободное порово-трещинное пространство, что приводит к быстрому повышению содержания $C_{орг}$ по всему профилю. В частности, обнаружено, что в пахотных дерново-подзолистых почвах легкого механического состава в ядре ореола среднее содержание элемента в профиле почв может превышать фоновый уровень более чем в 5 раз, в средней зоне - в 2 раза; в этой же части ореола в пахотных серых лесных почвах - в 2,7 раза. Динамика содержания элемента в таких почвах так же иная. Сброс значительного количества БВ вглубь почвенного профиля определяет менее высокие остаточные концентрации БВ в верхних горизонтах и достаточно быстрое восстановление биологической продуктивности почв (растительный покров может восстанавливаться уже через год после аварии), что вновь приводит к перестройке профиля органического углерода.

Ритмы процессов деструкции БВ и преобразования профиля $C_{орг}$ в почвах вблизи источника выброса загрязнителя всегда не совпадают с характером перестройки этих показателей в почвах краевых зон ореола. Анализ соотношений между БВ и количеством $C_{орг}$ свидетельствует:

- в почвах центральной части ореола со временем происходит заметное уменьшение ТГ углерода при увеличении собственно почвенного углерода;
- в краевой зоне ореола за тот же срок наблюдений из-за продолжения подтока загрязнителя от места его выброса увеличения собственно почвенного углерода не происходит.

Формирование вторичных радиальных и латеральных максимумов и минимумов $C_{орг}$, не совпадающих с природными закономерностями пространственного распределения органических веществ, - одна из основных особенностей преобразования почв в районах добычи нефти.

Факторы, осложняющие закономерности внутрпочвенной дифференциации содержания органического углерода. Главные причины, «ломающие» общие закономерности преобразования радиального и латерального профиля $C_{орг}$ повторяемость актов загрязнения, особенно в случаях наложения ТГ потоков разного состава; ТГ перестройка форм рельефа и микрорельефа, осложняющая движение миграционных потоков; сочетание контрастных по исходным свойствам элементарных ландшафтов на пути их движения.

Повторные сбросы загрязняющих веществ приводят не только к общему увеличению содержания элемента в почвах и очень высокому обогащению их отдельных слоев и блоков, но и к новым циклам пространственной перестройки его содержания. Образуется своеобразная нерегулярная структура почвенного покрова, включающая высокообуглероженные разности почв.

Специфичное пространственное распределение $C_{орг}$ возникает в супераквальных почвах логов и ложбин стока, особенно при частой повторяемости сброса в них ТГ потоков.

Специфика ландшафтов и характер поступления загрязнителей с поверхностным стоком или внутрпочвенно определяют особенности распределения $C_{орг}$. В вертикальном профиле таких почв могут быть:

- «карманы» повышено обуглероженных почв и субстратов;
- хорошо выраженные обуглероженные горизонты, соответствующие внутрпочвенному потоку нефтепродуктов;
- «отмытые» участки, соответствующие уровню движения почвенно-грунтовых вод.

Закономерности посттехногенного перераспределения органических веществ в таких условиях достаточно сложные и мало изучены. Представляется, что повышенные содержания $C_{орг}$, особенно во «внутренних» горизонтах почв при затрудненном доступе кислорода, будут сохраняться длительное время, определяя своеобразие почвенных процессов.

Таким образом, сброс любых типов загрязняющих веществ (даже без нефти и нефтепродуктов в их составе) приводит к перестройке профиля углерода. Содержание его в почвах районов добычи нефти (как и все другие их физико-химические характеристики) меняются в пространстве и времени.

Существуют закономерные связи между содержанием нефтепродуктов и содержанием в почвах $C_{орг}$, однако, без учета времени с момента загрязнения, положения почвенного тела в ореоле загрязнения, истории его развития адекватные оценки - количество нефти или нефтепродуктов - количество $C_{орг}$ как было показано выше, не возможны. Отсутствие прямой функциональной связи БВ - органический углерод в загрязненных почвах не позволяет рекомендовать оценку его содержания, как это делают некоторые авторы (Гайнутдинов и др., 1988), в качестве прямого количественного критерия степени загрязнения почв нефтепродуктами, хотя на качественном уровне связь этих показателей несомненна.

10.3. Процессы физико-химической трансформации почв в отдаленной перспективе

Отдаленные следствия ТГ галогеохимических процессов на территориях промыслов (особенно в почвах гумидных ландшафтов) практически неизвестны. Вопрос о возможности развития вслед за техногенным галогенезом природоподобного солонцового процесса и возникновения почв собственно солонцового ряда (вне территорий с недостаточным увлажнением), несмотря на очевидную теоретическую и практическую значимость, не исследован. Отправной точкой оценки генетико-эволюционных изменений может служить анализ сходства-различий комплекса новообразованных свойств и признаков с соответствующими характеристиками естественных солонцовых почв.

Согласно представлениям К.К. Гедройца (1928), в природных условиях процессы, связанные с засолением-рассолоением почв, уже на стадии солонца-солончака приводят к изменению профиля ила с одновременным разрушением высокодисперсной части почв и выделению свободных оксидов Si , Fe , Al . В.А. Ковда (1973) показал, что солонцеватый процесс характеризуется мобилизацией в раствор в условиях; щелочной среды кремнезема.

Н.И. Антипов-Каратаев (1953) также считал, что аккумуляция аморфной кремнекислоты является следствием солонцеобразования. Б.В. Андреев (1956) экспериментально доказал гидролиз кремниевых и органических соединений в почвах при действии на них солей. В.Н. Михайличенко (1979) в экспериментах подтвердил освобождение кремния, железа, алюминия в почвах, переживших циклы засоления - солонцевания, и синтез в них поликремниевых кислот, алюминатов и специфических форм органического вещества.

Динамические наблюдения за свойствами почв, загрязненных при добыче углеводородного сырья, выявили постепенные изменения не только их химических, но и физических характеристик, которые возникают в любых типах почв и четко фиксируются морфологически. Происходят существенные изменения характера агрегированности почв.

Нефтезагрязненные почвы в любых природных зонах характеризуются повышенной гидрофобностью.

Отмечается увеличение дисперсности почв и одновременно появление глыбистости при их высыхании.

Наиболее интенсивные изменения физических свойств выявлены в почвах среднего и тяжелого механического состава. Отмечается пептизация почвенной массы, возрастает ее плотность (объемная масса). В таких почвах постепенно проявляются признаки, которые могут свидетельствовать о развитии солонцового процесса. При этом на первых этапах физико-химической трансформации почв (непосредственно после их загрязнения) морфологические изменения не проявляются. Сохраняются все признаки исходных почв. Из этого следует, что физические и морфологические свойства почв обладают иными, чем химические показатели, характерными временами трансформации. В результате имеет место асинхронность химического и морфологического преобразования почв из-за отставания во времени физической и морфологической перестройки почвенных тел. Возникающие в почвах преобразования физических характеристик и морфологических свойств не статичны и нарастают во времени.

Таким образом, в почвах, переживших стадию ТГ галогенеза (включая и особую его разновидность – битуминозный галогенез)

нез), происходят процессы, затрагивающие не только лабильные, но и консервативные характеристики почвенных матриц.

Еще одно важнейшее следствие ТГ процессов в ландшафтах районов нефтедобычи - изменение водно-физических свойств почв, особенно их водопроницаемости. Нарушается кислородный режим почв и грунтов, перестраиваются окислительно-восстановительные процессы, что происходит в любых природных условиях.

При сбросе в почвы нефти масса подвижных органических загрязнителей заполняет значительную часть доступного порово-трещинного пространства, вытесняя почвенный воздух. Потеря кислорода происходит также при последующем окислении БВ. Затрудненный воздухообмен в сочетании с дополнительной массой внесенных органических веществ создают благоприятные условия возникновения, и (или) существенной стимуляции вторичных глеевых явлений. Процессы оглеения могут охватывать весь почвенный профиль, отдельные горизонты, либо некоторые морфоны. Глеогенез продвигается вглубь почвенного профиля вслед за ТГ БВ. Если нефть и нефтепродукты насыщают все горизонты почв (что происходит при сбросе больших объемов загрязняющих веществ, и (или) при легком механическом составе субстратов), то процессы глеогенеза быстро охватывают все почвенное тело (вне зависимости от исходных свойств или положения почвы в ландшафте). Новообразованная восстановительная обстановка прекрасно фиксируется морфологически. Динамические наблюдения свидетельствуют, что уже через несколько месяцев после поступления нефти глеевые процессы проявляются по всему почвенному профилю. Интенсивность процессов нарастает во времени. При этом с годами развитие процессов глеогенеза в разных частях ТГ ореола нефтезагрязненных почв дифференцируется. Вблизи источников загрязнения почвы становятся ярко-синими или сине-зелеными; в средних и краевых зонах ореола сильнее меняется средняя часть почвенного профиля. При наличии щелочной фазы технопедогенеза глеевые процессы определяют возникновение одинаковых оттенков, что может свидетельствовать о появлении ферроферригидроксида $Fe_3(OH)_8$.

В районах добычи нефти вторичный глеогенез той или иной интенсивности охватывает не только нефтезагрязненные терри-

тории, но и почвы, пережившие циклы техногенного галогенеза после сброса в них сточных вод (без нефтепродуктов), что, как и при сбросе других типов ТГ потоков, обусловлено изменениями физических характеристик почв.

Уплотнение и набухаемость почвенной массы ухудшает миграционные процессы и водопроницаемость почв, что в свою очередь ведет к их переувлажнению (особенно верхних горизонтов). В результате коэффициенты фильтрации могут уменьшаться более чем в 8 раз, одновременно ухудшается воздушный режим, что, как и в нефтезагрязненных почвах, приводит к изменению окислительно-восстановительного потенциала и развитию глеевых явлений. Со временем может происходить даже поверхностное заболачивание почв. На таких территориях появляются влаголюбивые и чисто болотные виды растений, замещающие флору, характерную для исходных автоморфных условий. Поверхностное заболачивание почв возникает и в контуре вторичных ореолов - в зоне очень слабых солевых выбросов, но достаточно глубоких изменений ППК. В подобных ситуациях также происходит перестройка структуры растительного покрова.

В результате в структуре почвенного покрова увеличивается доля глеевых почв, а в ландшафтную структуру оказываются «встроенными» гидроморфные, и (или) полугидроморфные фации. Активизация глеегенеза и заболачивание ландшафтов - характерные процессы в районах добычи углеводородного сырья.

Оглеение и заболачивание почв на фоне сложных и динамичных перестроек ППК и рН сопровождаются интенсивными вторичными изменениями форм миграции-аккумуляции многих элементов (*N, S, Fe, Al, Mn, C*). Активность и конкретные закономерности миграционных или аккумулятивных процессов в таких условиях задаются характерными на каждом этапе ТГ обусловленного развития почв Eh-pH соотношениями. Обобщенный ряд характерных Eh-pH соотношений включает следующие варианты:

- кислая реакция (может быть более кислая, чем в исходных почвах) по всему почвенному профилю при отсутствии или слабом развитии вторичного глеегенеза;
- нейтральная реакция почвенных суспензий в верхних горизонтах профиля, при сохранении кислой-слабокислой среды в нижних, в сочетании с развитием или активизацией глее-

вых процессов в верхней и средней частях профиля почв и сохранением исходных окислительно-восстановительных условий в нижних горизонтах;

- слабощелочная реакция почвенных суспензий в верхних и средних горизонтах профиля, нейтральная - в нижних. Активный вторичный глеегенез по всему профилю почв;
- нейтральная реакция почвенных суспензий в верхней части профиля почв, слабо щелочная или нейтральная - в нижней при сохранении глеевых процессов по всему профилю и возможному поверхностному заболачиванию почв;
- подкисление верхних горизонтов почв в сочетании с ослаблением явлений вторичного глеегенеза, сохранение или усиление в нижних горизонтах слабощелочных реакций и процессов вторичного глеегенеза.

На первых этапах перестройки свойств почв (при слабо развитой щелочной фазе) усиление глеевых явлений приводит к увеличению содержания в почвах подвижных форм элементов, что видно на примере двухвалентного железа. В целинных лесных суглинистых почвах, где основная масса БВ сосредоточена, как правило, в верхних горизонтах, увеличение подвижных (восстановленных) форм железа (Fe^{2+}) также приурочено к этим же наиболее загрязненным горизонтам.

В пахотных почвах легкого механического состава, которые при сбросе нефти быстро загрязняются по всему профилю, максимальные проявления глеевых процессов характерны для средней части профиля так как там возникают наиболее анаэробные условия. К этим же горизонтам приурочены и максимальные содержания подвижных элементов, что видно на примере железа, переходящего в вытяжку Тамма. В конкретном случае содержание подвижного железа, переходящего в вытяжку Тамма из почвенной массы верхней и средней частей профиля (до глубины 80-90 см), за 3,5 года развития процесса глеегенеза возрастает в среднем в 2,7 раза; в нижних горизонтах, где глеевый процесс менее активен только в 1,9 раза.

Подщелачивание среды при отсутствии кислорода может приводить к переходу двухвалентного железа в кристаллическое состояние .

Изменение подвижности элементов приводит к их перераспределению в пространстве и усилению контрастности содержания в разных частях ореолов загрязнения.

Однако однозначный анализ пространственно-временных изменений аморфных соединений железа в почвах часто затруднен из-за того, что в составе ТГ потоков (главным образом, в сточных водах) всегда, в тех или иных концентрациях, присутствуют соединения железа (как правило, в закисных формах).

В нефтезагрязненных почвах скорость изменения профиля аморфного железа выше. По мере преобразования почв и усиления глеевых процессов по всему профилю увеличивается и содержание подвижного железа, которое очень быстро сбрасывается в почвы гетерономных позиций. Наиболее заметен данный процесс в исходно оглеенных почвах, где за 1,5 года почвы ядра ореола загрязнения успевают освободиться от потенциально подвижного железа, которое «сдвигается» к краевым зонам ТГ ореола.

Загрязнение почв приводит также к постепенному уменьшению содержания подвижного марганца, хотя причины этого явления иные. Происходит активный вынос элемента. В результате, как и в предыдущих случаях, возникает глубокая радиальная и латеральная перестройка распределений подвижных форм элемента, максимальное содержание которого также оказывается приуроченным к подчиненным почвам катены (краевым частям ТГ ореола).

Выявленные в процессе динамических наблюдений серьезные изменения подвижности основных макроэлементов (*Fe*, *Al*, *Mn*, *Si*) влекут за собой изменения валового состава трансформированных почв - изменение консервативных характеристик твердофазного субстрата, что является важнейшим отдаленным следствием ТГ галогеохимических процессов.

Наиболее яркая особенность трансформации валового состава почв - десиликация почвенной массы. Интенсивность процесса потери кремнезема также варьирует в пространстве и времени. Наиболее глубокие изменения (за 10 лет прямых наблюдений) выявлены в нефтезагрязненных почвах в которых абсолютная убыль элемента из элювиальных горизонтов может превышать 6%.

Варьирование валовых запасов кремнезема в загрязненных почвах обусловлено не только типом загрязнителей, но и положением почвенного тела в пределах ореола загрязнения, а также особенностями рельефа и микрорельефа. В частности, наблюдаются достаточно контрастные изменения профиля кремнезема в зависимости от микрорельефа поверхности, перераспределяющего почвенно-грунтовый сток на самых близких расстояниях.

Неодинаковая интенсивность и не полностью совпадающие формы преобразования лабильных физико-химических параметров почв в разных частях ореолов загрязнения определяют контрастность латеральной перестройки и более консервативных параметров почвенной матрицы. Достаточно наглядно это видно на примере валового содержания *Mn*. Обеднение почв ядра ореола подвижным *Mn* и его перемещение в краевую часть ореола приводит к существенному уменьшению (более чем на порядок относительно исходных разностей) валовых запасов элемента. Одновременно контрастность потерь *Mn* из гетерономных почв катены (краевая часть ореола) значительно ниже вследствие его компенсационного поступления в подвижных формах из ядра ореола. В таких случаях может сохраняться баланс между выносом и привносом элемента. Но так как вторичное «обогащение» обусловлено накоплением подвижных соединений, подобное равновесие неустойчиво, возможна дальнейшая абсолютная потеря элемента.

Приведенные материалы свидетельствуют, что следствием ТГ галогенеза является не только перестройка свойств ППК (физико-химическое осолонцевание почв), но возбуждение процесса, в определенной степени подобного собственно солонцовому. В условиях щелочной среды происходит разрушение высокодисперсной части почв, сопровождающееся появлением свободного кремнезема; меняются его состав, свойства и подвижность почвенных органических веществ, перестраивается профиль органического углерода. Изменяется плотность почв и профиль распределения ила. Возникает набухаемость и потечность почвенной массы; достаточно интенсивно преобразуется морфология почв на макро-, мезо- и микроуровнях. Важнейшее следствие ТГ галогеохимических процессов- десиликация и аллитизация почв.

Таким образом, даже кратковременные, но интенсивные и геохимически активные воздействия на состояние, свойства и ха-

рактик функционирования почв (в любых биоклиматических условиях) настолько велики, что ТГ факторы становятся определяющими в их эволюционном развитии. В результате на территориях промыслов на значительных площадях естественное почвообразование замещается глубоко специфичными процессами *технопедогенеза*. Его формы в районах добычи углеводородного сырья многообразны. Наиболее широко распространены и своеобразны варианты технопедогенеза, возникающие при поступлении в почвы водорастворимых солей и возбуждении процесса, подобного, хотя и не полностью идентичного, солонцовому. Данный процесс по сочетанию признаков может быть определен как парасолонцовый.

ГЛАВА XI. МОДЕЛИ ПРОГНОЗА И РАЗВИТИЯ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ И ГЕОТЕХНИЧЕСКИХ АВАРИЙНЫХ И КАТАСТРОФИЧЕСКИХ СОБЫТИЙ В НЕФТЯНОЙ ОТРАСЛИ, ПРИВОДЯЩИЕ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ПОЧВОГРУНТОВ

11.1. О теоритических основах построения законов распределения экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии

Анализ экстремальных величин и редких катастрофических или аварийных событий играет важную роль при изучении инженерно-геотехноэкологических процессов и при решении прикладных задач геоэкологического мониторинга. Классическая теория экстремальных распределений в основном имеет дело со свойствами распределения n независимых и одинаково распределенных случайных величин и базируется на так называемый «постулат устойчивости», согласно которому распределение наибольшей величины должно быть равно исходному распределению с точностью до линейного преобразования. Асимптотическое поведение наибольшего наблюдения в выборке объема n из распределения $F(x)$ явилось задачей классической теории экстремальных значений. Центральный результат этой теории впервые был получен Фишером и Типпетом (1928) и позднее был доказан в полной общности Б.В.Гнеденко [66]. Однако здесь необходимо отметить некоторые специфические ограничения асимптотических теорий экстремальных величин. Прежде всего все предельные распределения экстремальных значений выводятся либо из точного исходного распределения, либо из распределения некоторого типа [36]. Так, например, исходное распределение, из которого выбираются экстремальные значения, должно принадлежать к одному из типов распределений вида

$$\begin{aligned} f(x) &= \exp(e^{-x}), \quad x \in (-\infty, \infty) \\ f(x) &= \begin{cases} \exp(-x^{-\alpha}), & x > 0, \alpha > 0 \\ 0, & x \leq 0 \end{cases}, \\ f(x) &= \begin{cases} \exp(-x^{-\alpha}), & \alpha > 0, \alpha \leq 0 \\ 0, & x > 0 \end{cases}. \end{aligned} \quad (34)$$

В действительности аналитические свойства исходного распределения редко известны и, следовательно, условия использования

асимптотической теории экстремальных значений и постулата устойчивости не всегда соответствуют наблюдениям и практическим приложениям инженерной геотехноэкологии.

Это приводит к необходимости использования принципа максимума неопределенности для выявления механизма формирования необходимых экстремальных величин. Неопределенность исхода стохастического эксперимента обуславливает необходимость ее количественного описания и введения меры неопределенности. В качестве наиболее общей меры неопределенности распределения вероятностей случайной величины представляется целесообразным использовать энтропию Шеннона. При выборе модели экстремальных величин располагают, как правило, небольшой информацией о механизме формирования наблюдаемых случайных величин. Незнание законов распределения случайных величин не исключает возможности их выбора из множества допустимых на основе использования меры неопределенности. Достаточным основанием для такого выбора являются следующие соображения. Приписывая случайной величине некоторые распределения, имеющие ряд свойств, совпадающих со свойствами действительного (неизвестного) распределения, мы совершаем по необходимости некоторый произвол: выбор одного из множества рассматриваемых распределений однозначно определяет и те характеристики, которые по условию неизвестны. Очевидно, что предпочтение надо отдавать тому из рассматриваемых распределений, которое добавляет минимум информации к уже имеющейся. Другими словами, в процессе выбора модели должна оставаться максимальная неопределенность при учете заданных ограничений. Эта концепция, известная под названием принцип неопределенности (максимума энтропии, принципа Джейнса и др.), предписывает выбирать из множества характеризующихся заданными свойствами распределений, удовлетворяющих данной системе ограничений накладываемых на случайную величину, то, которое обладает наибольшей мерой неопределенности (наибольшей энтропией). Учитывая то обстоятельство, что многие задачи геотехноэкологического мониторинга и вероятностного анализа геотехноэкологической информации могут быть сформулированы в терминах порядковых статистик и связаны с изучением экстремальных значений, то представляется целесообразным распределение экстремальных случайных величин формировать на основе решения соответствующего класса вариационных задач.

Процедуру построения модели экстремальных величин на основе принципа максимумам неопределенности иллюстрирует следующий результат.

Дифференциальное уравнение, определяющее функцию распределения $F_n(x)$ наибольшего значения случайной величины из выборки n имеет следующий вид

$$n\sigma^2[F_n(x)]^{\frac{n-1}{n}}\ddot{F}_n(x) + (x-m)\dot{F}_n(x) = 0, \quad (35)$$

где m и σ^2 - математическое ожидание и дисперсия генеральной совокупности случайных величин.

Нелинейное дифференциальное уравнение (35) удовлетворяет естественным краевым условиям

$$F_n(-\infty) = 0, \quad F_n(\infty) = 1$$

и ему соответствует функция распределения $F(x)$ исходной случайной величины, определяемая в результате решения следующего дифференциального уравнения с теми же краевыми условиями

$$n\sigma^2\ddot{F}(x)[F(x)]^{n-1} + n\sigma^2(n-1)\times \\ \times [\dot{F}(x)]^2[F(x)]^{n-2} + \dot{F}(x)(x-m) = 0. \quad (36)$$

Уравнения (35) и (36) неразрешимы в квадратурах при $n \neq 1$. При $n = 1$ этим уравнениям удовлетворяет функция нормального распределения с параметрами m и σ^2 . При больших значениях аргумента ($x > 3\sigma$) функция распределения $F_n(x)$ асимптотически приближается к функции Гауссова распределения с параметрами (m, n, σ^2) . Это обстоятельство послужило основанием назвать введенный в рассмотрение экстремальный закон распределения наибольшего значения из совокупности n случайных величин гипернормальным.

Дифференциальное уравнение (35), определяющее функцию распределения $F_n(x)$ наибольшего значения, является уравнением Эйлера – Лагранжа следующей экстремальной задачи:

$$H_\varepsilon = - \int_{-\infty}^{\infty} f_n(x) \ln f_n(x) dx \rightarrow \max, \quad (37)$$

$$\int_{-\infty}^{\infty} f_n(x) dx = 1, \quad (38)$$

$$\int_{-\infty}^{\infty} f(x) dx = I, \quad (39)$$

$$\int_{-\infty}^{\infty} xf(x) dx = m, \quad (40)$$

$$\int_{-\infty}^{\infty} (x-m)^2 f(x) dx = \sigma^2, \quad (41)$$

$$F_n(x) = F^n(x). \quad (42)$$

Для того, чтобы определить функции $F(x)$ и $F_n(x)$, обеспечивающие максимум функционала (37) при наличии голономной связи (42) и при изопериметрических условиях (38)-(41), необходимо использовать теоремы вариационного исчисления и определить множители Лагранжа.

Согласно известным теоремам вариационного исчисления введем множители Лагранжа $\lambda(x)$, ν_0, ν_1, ν_2 и составим уравнения Эйлера – Лагранжа для расширенной функции

$$L = -f_n(x) \ln f_n(x) + \nu_0 f(x) + \nu_1 xf(x) + \nu_2 (x-m)^2 f(x) + \lambda(x) [F_n(x) - F^n(x)] + \mu_0 f_n. \quad (43)$$

Так как

$$\frac{\partial L}{\partial f} = \nu_0 + \nu_1 x + \nu_2 (x-m)^2, \quad (44)$$

$$\frac{\partial L}{\partial f_n} = -\ln f_n(x) + \mu_0 - 1, \quad (45)$$

$$\frac{\partial L}{\partial F} = -\lambda(x)_n [F(x)]^{n-1}, \quad (46)$$

$$\frac{\partial L}{\partial F_n} = \lambda(x), \quad (47)$$

то уравнения Эйлера – Лагранжа для расширенной функции имеют вид:

$$\frac{d \ln f_n(x)}{dx} + \lambda(x) = 0, \quad (48)$$

$$\lambda(x) n [F(x)]^{n-1} + \nu_1 + 2\nu_2 (x-m) = 0.$$

Последнее уравнение с учетом (47) можно записать в виде:

$$n \frac{d \ln f_n(x)}{dx} F^n(x) = F(x) [\nu_1 + 2\nu_2(x-m)] = 0. \quad (49)$$

После подстановки

$$F_n(x) = [F(x)]^n \quad (50)$$

уравнение экстремали в рассматриваемой вариационной задаче имеет вид:

$$n[F_n(x)]^{\frac{n-1}{n}} \ddot{F}_n(x) = \dot{F}_n(x) [\nu_1 + 2\nu_2(x-m)] \quad (51)$$

или

$$\begin{aligned} n\ddot{F}(x)[F(x)]^{\frac{n-1}{n}} + n(n-1)[F(x)]^{n-2} \dot{F}^2(x) = \\ = \dot{F}(x)[\nu_1 + 2\nu_2(x-m)] \end{aligned} \quad (52)$$

Проинтегрируем уравнение (51) по области задания функции распределения $F(x)$, применяя к первому слагаемому интегрирование по частям. В силу определенных свойств функции распределения и краевых условий можно убедиться, что интеграл от левой части уравнения (51) будет равен 0, а множители Лагранжа ν_1 и ν_2 будут связаны с математическим ожиданием следующим конечным соотношением

$$\nu_1 + 2\nu_2 m - 2\nu_2 m = 0. \quad (53)$$

Отсюда следует $\nu_1 = 0$.

Умножив левую и правую части уравнения (51) на независимую переменную и проинтегрировав аналогичным образом полученное уравнение, можно найти второе конечное соотношение, связывающее множитель ν_2 с математическим ожиданием и дисперсией. Действительно, так как

$$\int_{-\infty}^x [F^{n-1}(x)\ddot{F}(x) + (n-1)[F(x)]^{n-2} \dot{F}^2(x)] dx = F^{n-1}(x)\dot{F}(x), \quad (54)$$

то интегрирование левой части полученного в результате умножения на независимую переменную нового дифференциального уравнения дает следующий результат

$$\begin{aligned} \int_{-\infty}^{\infty} x [F^{n-1}(x)\ddot{F}(x) + (n-1)[F(x)]^{n-2} \dot{F}^2(x)] dx = \\ = xF^{n-1}(x)\dot{F}(x) \Big|_{x=-\infty}^{x=\infty} - \int_{-\infty}^{\infty} F^{n-1}(x)\dot{F}(x) dx = -\frac{1}{n}. \end{aligned} \quad (55)$$

Таким образом

$$2\nu_2(m^2 + \sigma^2) - 2\nu_2 m^2 = -1 . \quad (56)$$

Отсюда следует, что

$$\nu_2 = -\frac{1}{2\sigma^2} . \quad (57)$$

Постановка множителей Лагранжа ν_2 и ν_1 в дифференциальное уравнение (49) позволяет убедиться в справедливости дифференциальных уравнений (34) и (35).

Таким образом, гипернормальным распределением является распределение крайней порядковой статистики (ранга n), максимизирующим энтропию при тех же условиях, при которых ее максимизирует нормальный закон распределения. Такая интерпретация рассматриваемых экстремальных распределений (нормального и гипернормального) позволяет четко разграничить условия их применения. Можно утверждать с указанными условиями и сложившимися из них ситуациями в инженерной геозологии мы встречаемся часто. Действительно, при решении задачи геотехноэкологического анализа едва ли можно надеяться на полноту информации, обеспечивающую возможность оценки третьего и более высоких моментов распределения. Кроме того, для многих случайных величин соотношение между средними и среднеквадратическими отклонениями таково, что область возможных значений случайной величины можно считать практически неограниченной. Следует также заметить, что многие задачи оценки и прогноза геотехноэкологических ситуаций и процессов могут быть сформулированы в терминах теории порядковых статистик и связаны с изучением экстремальных значений.

11.2. О приближенном методе вычисления функций распределения экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии

В работе [36] было отмечено, что многие задачи геозологического мониторинга и вероятностного анализа геотехноэкологической информации могут быть сформулированы в терминах порядковых статистик и связаны с изучением экстремальных значений.

Дифференциальное уравнение, определяющее функцию распределения $F_n(x)$ наибольшего значения случайной величины из выборки n имеет следующий вид [37]:

$$n\sigma^2[F_n(x)]^{\frac{n-1}{n}}\ddot{F}_n(x) + (x-m)\dot{F}_n(x) = 0, \quad (58)$$

где m и σ^2 - математическое ожидание и дисперсия генеральной совокупности случайных величин.

При больших n (более 10) дифференциальное уравнение (58) можно заменить приближенным и найти аналитическое решение в форме квантильной функции.

Для стандартных условий ($m = 0$, $\sigma = 1$) дифференциальное уравнение (58) при $n \rightarrow \infty$ может быть представлено в виде

$$nF_n(x)\ddot{F}_n(x) + x\dot{F}_n(x) = 0. \quad (59)$$

Нетрудно проверить, что замена независимой переменной $y = x^2 / n$ позволяет преобразовывать это уравнение к виду

$$2F_\infty(y)\frac{d^2F_\infty(y)}{dy^2} + \frac{dF_\infty(y)}{dy} = 0. \quad (60)$$

Разделяя переменные и интегрируя, находим

$$\frac{dF_\infty(y)}{dy} = -\frac{1}{2}\ln F_\infty(y). \quad (61)$$

Отсюда следует

$$y = -2\int_0^P \frac{dF_\infty}{\ln F_\infty} = -2liP = -2Ei(\ln P), \quad (62)$$

где liP и $Ei(\ln P)$ - интегральный логарифм и интегральная показательная функция соответственно.

Осуществляя обратный переход от y к x и от стандартных условий к естественным, можно получить функции квантилей предельного гипернормального распределения

$$x_p = \sqrt{2n} \sqrt{-Ei(\ln P)}, \quad (63)$$

$$x_p = m + \sigma\sqrt{2n} \sqrt{-Ei(\ln P)}. \quad (64)$$

Таким образом, функция квантилей гипернормального распределения асимптотически приближается к функции (64). Это свойство рассмотренных экстремальных распределений позволяет описать и прогнозировать с определенным уровнем доверия P

экстремальные геотехноэкологические характеристики по ограниченной геомониторинговой информации и строить математические модели сверх редких геотехноэкологических катастрофических или аварийных событий.

В этом случае, когда в результате статистического обследования геотехноэкологической ситуации выявлена лишь информация о среднем значении показателя, то экстремальное распределение максимального значения геотехнического параметра определяется решением дифференциального уравнения

$$mn(G(n))^{\frac{n-1}{n}} \ddot{G}_n(x) + \dot{G}_n(x) = 0. \quad (65)$$

при граничных условиях

$$G_n(0) = 0, \quad G_n(\infty) = 1$$

Пусть далее известно математическое ожидание случайной величины x

$$m = \int_0^{\infty} xg(x)dx. \quad (66)$$

Тогда максимум энтропии достигается на распределении, удовлетворяющем дифференциальному уравнению (65) с функцией квантилей

$$x_p = mpF(1, n; n+1; \sqrt[n]{P}). \quad (67)$$

Дифференциальное уравнение (65) является уравнением Эйлера-Лагранжа следующей вариационной задачи

$$H_\varepsilon = -\int_0^{\infty} G(x) \ln \dot{G}_n(x) dx \rightarrow \max; \quad (68)$$

$$\int_0^{\infty} \dot{G}_n(x) dx = 1; \quad (69)$$

$$\int_0^{\infty} g_n(x) dx = 1; \quad (70)$$

$$\int_0^{\infty} xg(x) dx = m; \quad (71)$$

$$G_n(x) = \left[\int_0^x g(x) dx \right]^n. \quad (72)$$

Формальное интегрирование уравнения Эйлера – Лагранжа при $n = 1$ дает экспоненциальный закон распределения, а при $n \neq 1$ приводит к зависимости вида

$$x = \int_0^{G_n} \frac{dG_n}{\nu G_n^{\frac{1}{n}} + \dot{G}_n(0)}. \quad (73)$$

Используя подстановку $z = G^{1/n}$, интеграл (73) преобразуем к табличному

$$\int_0^u x^{\mu-1} (1 + \beta x)^{-\nu} = \frac{u}{\mu^2} F_1(\nu, \mu; 1 + \mu; -\beta u), \quad (74)$$

где $F(\alpha; \beta; \gamma; S)$ - гипергеометрическая функция Гаусса. Отсюда

$$\dot{G}_n(0)x = z_2^n F_1(1, n; n + 1; -\beta z) \quad (75)$$

или

$$\dot{G}_n(0)x = p_2 F_1(1, n; n + 1; -\beta^n \sqrt{p}), \quad (76)$$

где $\beta = \frac{\nu}{\dot{G}_n(0)}$; $P = G_n(x) = P\{x_n^{(n)} < x\}$.

Из условия нормировки для функции распределения G_n вытекает следующее соотношение

$$\beta = \frac{\nu}{\dot{G}_n(0)} = -1. \quad (77)$$

Действительно, функции квантилей, определяемые из соотношения (75) имеют вид

$$x_p = \frac{z^n}{\dot{G}_n(0)} F(1, n; n + 1; -\beta z) \quad (78)$$

для исходной случайной величины,

$$x_p = \frac{P}{\dot{G}_n(0)} F(1, n; n + 1; -\beta^n \sqrt{P}) \quad (79)$$

для максимального значения из совокупности n случайных величин.

При $x_p \rightarrow \infty$, $z = \sqrt[n]{G_n(x)} \rightarrow 1$, $P = G_n(x) \rightarrow 1$.

Гипергеометрическая функция Гаусса может быть представлена в виде следующего ряда

$$F(\alpha; \beta; \gamma; S) = \sum_{r=0}^{\infty} \frac{\alpha(r)\beta(r)S^r}{\gamma(r) r!}, \quad (80)$$

где
$$\alpha(r) = \frac{\Gamma(\alpha + r)}{\Gamma(r)}.$$

При $p = 1(z = 1)$ ряд

$$\sum_{r=0}^{\infty} \frac{l(r)n(r)(-\beta)^r}{(n+1)(r)r!} \quad (81)$$

должен расходиться.

По признаку Даламбера ряд (81) будет расходиться, если отношения

$$\frac{l(r+1)n(r+1)(-\beta)^{r+1}(n+1)(r)r!}{(n+1)(r+1)l(r)n(r)(-\beta)^r(r+1)!} \geq 1 \quad (82)$$

или после преобразований

$$-\beta \frac{n+r+2}{n+r} \geq 1. \quad (83)$$

Следовательно, для того чтобы ряд расходился (выполнялось условие нормировки), необходимо, чтобы при достаточно больших r комплекс

$$\beta = \frac{\nu}{\dot{G}_n(0)} = -1. \quad (84)$$

Для определения значения плотности в начальной точке $\dot{G}_n(0)$ проинтегрируем соотношение (73) с учетом полученного значения для

$$\int_0^1 \dot{G}_n(0)z dz = \int_0^1 z^n F(1, n; n+1; z) dz. \quad (85)$$

Левая часть уравнения в соответствии с определением $Z = [G_n(x)]^{1/n}$ представляет собой произведение значения плотности распределения в нуле $\dot{G}_n(0)$ на математическое ожидание исходной случайной величины.

Упуская математические операции показывающие, что первая часть уравнения (85) равна единице, можно написать

$$\dot{G}_n(0) = m^{-1} \quad (86)$$

и множитель Лагранжа

$$\nu = \beta \dot{G}_n(0) = m^{-1}. \quad (87)$$

Подстановка значения Лагранжа в уравнение (73) позволяет убедиться в справедливости дифференциального уравнения (65) и функции квантилей (67).

Представляется целесообразным произвести сравнение распределений значений, основанных на разных принципах построения. В качестве примера рассмотрим графики функций распределений $F_\infty(x)$ и экстремального распределения $f_1(x) = e^{-e^{-\frac{x-a}{b}}}$. Естественно, что сопоставление должно быть произведено при одинаковых параметрах масштаба и положения.

Заметим, что если дана выборка x_1, x_2, \dots, x_k из совокупности с функцией распределения

$$f_1(x) = \exp\left(-\exp\left(-\frac{x-a}{b}\right)\right), \quad (88)$$

то в качестве a^* и b^* независимых параметров можно взять решения уравнений

$$\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \frac{x_i - a^*}{b^*} = C, \quad (89)$$

$$\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \exp\left\{-\frac{x_i - a^*}{b^*}\right\} = 1, \quad (90)$$

где C – постоянная Эйлера ($c = 0,577215$).

Приравнивая эмпирические значения моментов случайных величин

$$\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k x_i \quad \text{и} \quad \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \exp\left\{-\frac{x_i}{b}\right\} \quad (91)$$

теоретическим для распределения $F_\infty(x)$ после некоторых алгебраических преобразований можно найти уравнения связывающие параметры a^* и b^* функции распределения $f_1(x)$ и m и $\sigma\sqrt{2n}$ функции распределения $F_\infty(x)$

$$m + \sigma\sqrt{2n}J_1 = a^* + Cb^*, \quad (92)$$

$$e^{-\frac{m}{b^*}} J_2\left(\frac{\sigma\sqrt{2n}}{b}\right) = e^{-\frac{a^*}{b^*}}, \quad (93)$$

где

$$J_1 = \int_0^1 \sqrt{-Ei(\ln P)} dP = 0,6967, \quad (94)$$

$$J_2 \left(\frac{\sigma\sqrt{2n}}{b} \right) = \int_0^1 e^{-\frac{\sigma\sqrt{2n}}{b} \sqrt{-Ei(\ln P)}} dP. \quad (95)$$

При надлежаще выбранных нормирующих и центрирующих параметрах $a^* = 0$ и $b^* = 1$ предельному гипернормальному распределению соответствуют из уравнений (63) и (64) значения параметров $\sigma\sqrt{2n}$ и m , определяемые из следующих соотношений, получаемых из системы уравнений (92) и (93)

$$\sigma\sqrt{2n} + \ln J_2(\sigma\sqrt{2n}) = C, \quad (96)$$

$$m = C - \sigma\sqrt{2n} J_2. \quad (97)$$

Сопоставление графика функции $f_1(x) = e^{-e^{-x}}$ и графика соответствующей ей по параметрам функции предельного гипернормального распределения

$$F_\infty(x) = -1,48 + 3\sqrt{-Ei(\ln P)} \quad (98)$$

указывает на близость статистических законов экстремальных величин, полученных при различных предпосылках. С другой стороны ввести частичную упорядоченность в множество функций распределений вида $f_1(x)$ и $F_\infty(x)$ не представляется возможным. Поэтому при выборе математической модели формирования экстремальных случайных величин, при построении оценок, гарантирующих их эффективность, следует руководствоваться и постулатом устойчивости, если известно, что распределение исходной случайной величины относится к распределению экспоненциального типа, и принципом максимума неопределенности, если известны только оценки математического ожидания и дисперсии исходной случайной величины.

11.3. Эвристический метод формирования расчетных случаев устойчивости геотехноэкологических систем

Объективные трудности выбора системы расчетных случаев при оценке геологической безопасности геотехнических объектов стимулируют поиски путей использования формально-логических методов. Если исходить из того, что под устойчивостью геотехноэкологической системы, понимается ее свойство сохранять или быстро восстанавливать способность выполнять присущие ей функциональ-

ные обязанности, то для оценки безопасности (устойчивости) геотехноэкологических систем можно указать на принципиальную возможность применения идей морфологического анализа, теории принятая решений в условиях неопределенности и непараметрических методов математической микростатистики.

В основу принципа формирования системы возможных сценариев геотехноэкологической ситуации и соответствующей системы расчетных сценариев может быть положена совокупность статистических моделей и методов. Информационная ситуация при ранжировании расчетных случаев укладывается в следующую схему [38].

Имеется m сравниваемых между собой расчетных случаев (геотехноэкологическая ситуация). Каждый расчетный случай может быть охарактеризован определенными параметрами. Очевидно, что каждой геотехноэкологической системе на основе анализа ее развития может быть поставлена в соответствие (на основе эвристических методов) определенная, в достаточной степени детализированная система расчетных случаев сценариев развития, которая должна допускать формирование исходных данных и соответствующих моделей расчета показателей устойчивости исследуемого геотехнического объекта.

Система расчетных случаев может быть оценена по совокупности факторов, определяющих предпочтительность того или иного расчетного случая. Предпочтительность расчетного случая с позицией учета одного фактора может быть определена рангом. В целом при таком системном анализе не может быть надежных способов контроля полноты учета всех факторов, определяющих «вес» или предпочтительность расчетных случаев.

Однако, если ввести в рассмотрение достаточно большое количество факторов, то достаточно надежными статистическими методами можно будет отделить закономерную составляющую, определяющую предпочтительность того или иного расчетного случая от случайности, обусловленной неполнотой учета всех возможных факторов и ошибками эвристических методов формирования ранговых последовательностей.

Пусть таких ранговых последовательностей, соответствующих числу рассматриваемых факторов будет n . Тогда «морфологический ящик» графически может быть представлен в виде следующей матрицы

Морфологическая матрица

	P_{ci}					
R_j	P_{c1}	...	P_{ci}	...	P_{cm}	P_j
R_1	R_{11}	...	R_{i1}	...	R_{m1}	P_1
...
R_j	R_{1j}	...	R_{ij}	...	R_{mj}	P_j
...
R_n	R_{1n}	R_{in}	...	R_{mn}	P_n

Все j характеристики (ранговой последовательности, характеризующей определенный фактор) в общем случае неизвестен.

В условиях объективно существующей неопределенности необходимо произвести ранжирование введенных в рассмотрение расчетных случаев. Решение этой задачи предшествует решению частных задач построения моделей расчета показателей устойчивости сложных геотехноэкологических систем. Заметим, что определение весовых коэффициентов ранговых последовательностей является сложным моментом и требует рассмотрения соответствующих рабочих гипотез, на основе которых методами теории принятия решений в условиях неопределенности могут быть построены модели расчета весовых коэффициентов. Ниже будут введены в рассмотрение некоторые модели расчета весовых коэффициентов и примеры их реализации. Если считать, что проблема оценки весов более или менее удовлетворительно преодолена, то вполне естественным является введение в качестве обобщенного показателя (оценочного функционала), позволяющего произвести ранжирование расчетных случаев, критерия Байеса

$$W_i = \sum_{j=1}^n P_j R_{ij} . \quad (99)$$

Используя показатель W_i , можно установить порядок предпочтения в ранжированном виде всех расчетных случаев. Не нарушая общности рассуждений, символически это может быть записано следующим образом:

$$P_{c1} > P_{c2} > \dots > P_{ci} > P_{cm} , \quad (100)$$

если $W_1 \leq \dots \leq W_m$.

Для корректного сравнения расчетных случаев, основанных на использовании критерия Байеса, можно использовать вводи-

мые в рассмотрение рабочие гипотезы и модели расчета весовых коэффициентов, которые в этом случае позволяют приписать «вес» тому или иному расчетному случаю.

Проиллюстрируем методику решения обсуждаемой проблемы. На основе анализа условий обеспечения устойчивости геотехноэкологической системы экспертными методами поставлена в соответствие системы расчетных случаев A_i , позволяющая оценить устойчивость рассматриваемого геотехнического объекта. Предпочтительность расчетных случаев оценена рангами R_{ij} , определяющими в порядке увеличения ранга меньшую значимость расчетного случая с позицией учета одного из значимых для анализа ситуации факторов. Требуется ранжировать расчетные случаи A_i .

Прежде чем переходить к анализу сформулированного класса задач, введем в рассмотрение некоторые формальные модели расчета весовых коэффициентов ранговых последовательностей и процедуры выбора этих моделей из допустимых вариантов.

Пусть имеем n ранговых последовательностей R_{ij} , для которых может быть введена в рассмотрение одна из мер «детализации» учета соответствующих факторов по системе расчетных случаев $P_{ci}(i = 1, \dots, m)$:

$$\Delta_j = \max_i R_{ij} - \min_i R_{ij}. \quad (101)$$

Очевидно, что

$$\begin{aligned} \Delta_j &= \max_i R_{ij} - 1, \\ 1 &\leq \Delta_j \leq m. \end{aligned} \quad (102)$$

Заметим, что введение меры (101) не является однозначным. Степень детализации учета того или иного фактора может характеризовать и сумма рангов

$$S_j = \sum_{i=1}^m R_{ij}, \quad (103)$$

и другие меры. К вопросу выбора меры мы вернемся в дальнейшем. Для рассмотрения данной схемы расчета выбора меры, как будет видно, не имеет принципиального значения. Если для рассматриваемых мер справедливо

$$\Delta_1 \geq \Delta_2 \geq \dots \geq \Delta_j \geq \dots \geq \Delta_n, \quad (104)$$

то этим неравенством можно поставить в соответствие простое отношение порядка предпочтения

$$B_1 > B_2 > \dots > B_j > \dots > B_n . \quad (105)$$

Символическая запись (105) означает, что первый фактор при ранжировании расчетных случаев имеет больший ранг важности, чем второй и т.д.

Количественную оценку степени предпочтения (105) дают так называемые оценки Фишборна

$$P_j = \frac{2(n-j+1)}{n(n+1)}, \quad j = 1, \dots, n . \quad (106)$$

Очевидно, что эти оценки можно рассматривать в качестве весовых коэффициентов.

Справедливость соотношения (106) вытекает из следующего утверждения. Рассматриваемая информационная ситуация характеризуется неопределенностью. Для решения такого рода задач может быть использован принцип максимума неопределенности. С этой целью вводится в рассмотрение мера неопределенности второго рода

$$H_2(P) = P_1^n P_2^{n-1} \dots P_n^1 = \prod_{j=1}^n P_j^{n-j+1} . \quad (107)$$

Необходимость использования энтропии второго рода обусловлена тем обстоятельством, что она является чувствительной в отличие от энтропии Шеннона при решении экстремальных задач при ограничениях, заданных неравенствами.

Функция неопределенности второго рода (107) обладает тем свойством, что ее максимум для простого отношения порядка

$$P_1 \geq P_2 \geq \dots \geq P_j \geq \dots \geq P_n \geq 0 \quad (108)$$

достигается на оценках Фишборна (106).

Действительно, решая эту задачу на условный экстремум

$$H_2(P) = \prod_{j=1}^n P_j^{n-j+1} \rightarrow \max , \quad (109)$$

$$\sum_{j=1}^n P_j = 1 \quad (110)$$

при условии (108) с помощью метода неопределенных множителей Лагранжа, найдем

$$L(\bar{P}) = H_2(\bar{P}) + \lambda \left(1 - \sum_{j=1}^n P_j \right); \quad (111)$$

$$\frac{\partial L}{\partial P_j} = P_1^n P_2^{n-1} \dots (n-j+1) P_j^{n-j} \dots P_n^1 - \lambda = 0; \quad (112)$$

$$j = 1, \dots, n,$$

откуда

$$\lambda = H(\bar{P})(n-j+1) \frac{\bar{P}_j^{n-j}}{\bar{P}_j^{n-j+1}}, \quad (113)$$

или после сокращения при \bar{P}^{n-j}

$$\lambda \bar{P}_j = H(\bar{P})(n-j+1). \quad (114)$$

Просуммировав по j последнее соотношение, определим λ :

$$\lambda = \sum_{j=1}^n H(\bar{P})(n-j+1) = H(\bar{P}) \frac{(n+1)n}{2}. \quad (115)$$

Следовательно,

$$H(\bar{P}) \frac{n(n+1)}{2} \bar{P}_j = H(\bar{P})(n-j+1) \quad (116)$$

и

$$\bar{P}_j = \frac{2(n-j+1)}{n(n+1)}. \quad (117)$$

Таким образом, ранжировав ранговые последовательности с помощью мер Δ_j (или S_j , что в данном случае дает один и тот же результат) можно определить, весовые коэффициенты \bar{P}_j , перейти к расчету показателя W_j (99) и упорядоченную системы расчетных случаев. Однако следует заметить, что оценки Фишборна предполагают строгое упорядочение ранговых последовательностей вида (105). В реальных ситуациях анализа матрицы рангов это обстоятельство часто не наблюдается. Поэтому представляется целесообразным найти другие оценки, аналогичные оценкам Фишборна, доставляющие максимум мере неопределенности (107) при ограничениях, допускающих равенство мер для Δ_j некоторых ранговых последовательностей.

Для общего случая упорядочения ранговых последовательностей модели расчета весовых коэффициентов определяются следующим образом.

Пусть имеется n ранговых последовательностей R_{ij} , ($j = 1, \dots, n$), характеризуемых мерой $\Delta_j = \max_i R_{ij} - 1$, и пусть для рассматриваемых мер справедливо следующее соотношение:

$$\dots \Delta_{j-1} \leq \Delta_j = \Delta_{j+1} = \dots = \Delta_{j+k} \leq \Delta_{j+k+1} \dots, \quad (118)$$

где k_j - степень кратности ранговых последовательностей при их упорядочении по мере Δ_j .

Тогда совокупности мер Δ_j можно поставить в соответствие упорядоченную по степени предпочтения систему ранговых последовательностей

$$\dots (\dots, B_{j-1}) > B_j (B_{j+1}, \dots, B_{j+k}) > B_{j+k+1} (B_{j+k+2}) \dots \quad (119)$$

Такая символическая запись означает, что $j, j+1, \dots, j+k$ факторы при ранжировании расчетных случаев имеют одинаковый ранг важности и больший, чем $j+k+1$ и т.д., и меньший, чем $j-1$ и т.д. Можно показать, что количественная оценка степени предпочтения (119), определяемая на основе использования принципа максимума неопределенности, имеет вид

$$\bar{P}_j = \frac{n-j+1}{S}, \quad (120)$$

где

$$S = \sum_{j=1}^l k_j (n-j+1); \quad (121)$$

$$l = n - \sum_{j=1}^n k_j (k_j - 1). \quad (122)$$

Нетрудно заметить, что зависимость (120) является обобщением зависимости (106) и вырождается в нее при $k_j = 1$, ($j = 1, \dots, n$). Справедливость зависимости (120) вытекает из решения следующей экстремальной задачи:

$$H_2(P) = \prod_{j=1}^l P_j^{(n-j+1)k_j} \rightarrow \max_{P_j}; \quad (123)$$

$$\sum_{j=1}^l k_j P_j = 1. \quad (124)$$

Соотношение (123) определяет меру неопределенности второго рода, записанную для общего случая упорядочения ранговых последовательностей (119), а условие (124) является условием нормировки.

Если ввести неопределяемый множитель λ и составить функцию Лагранжа

$$L = \prod_{j=1}^l P_j^{(n-j+1)k_j} + \lambda \left(I - \sum_{j=1}^l k_j P_j \right), \quad (125)$$

то можно найти

$$\frac{dL}{dP_j} = (n-j+1)k_j P_j^{(n-j+1)k_j-1} \prod_{\substack{r=1 \\ r \neq j}}^l P_r^{(n-r+1)k_r} - \lambda k_j = 0. \quad (126)$$

Умножив полученное уравнение на $P_j \neq 0$, находим

$$\lambda k_j P_j = k_j (n-j+1) H_2(\bar{P}). \quad (127)$$

Просуммировав последнее соотношение от $j=1$ до $j=l$, найдем неопределенный множитель Лагранжа

$$\lambda \sum_{j=1}^l k_j P_j = H_2(\bar{P}) \sum_{j=1}^l k_j (n-j+1), \quad (128)$$

или с учетом введенных выше обозначений

$$\lambda = H_2(\bar{P}) S. \quad (129)$$

Подставив (129) формулу (128), после сокращений, находим

$$P_j = \frac{n-j+1}{S}. \quad (130)$$

Использование зависимости (130) для расчета весовых коэффициентов ранговых последовательностей не вызывает принципиальных трудностей.

11.4. Рассмотрение геотехноэкологических аварийных и катастрофических явлений как аналогов режимов с обострением

Возможность аварий и катастрофических разрушений в сложных геотехноэкологических системах (СГТЭС) ставит ряд принципиальных вопросов:

- допускает ли структура СГТЭС подобные явления?
- в каких элементах СГТЭС произойдет авария или катастрофическое разрушение?
- когда произойдет в СГТЭС авария или катастрофическое разрушение: можно ли дать оценку времени развития этого процесса?

- что является определяющим в структуре СГТЭС для возникновения аварии или катастрофического разрушения?
- какой ущерб будет нанесен СГТЭС?
- как надо изменить структуру СГТЭС или какие должны быть управляющие воздействия, чтобы предотвратить аварию или катастрофическое разрушение?

Оказывается, что такие вопросы возникают и успешно решаются в теории нелинейных параболических управлений [39]. Параболические уравнения составляют основу математических моделей, описывающих эволюцию разнообразных процессов в физических, химических, биологических, социально-экономических и других системах. Математические модели, настроенные для исследования конкретных практических задач, часто оказываются очень сложными. Ограничимся рассмотрением лишь простых моделей, поскольку опыт математического моделирования показывает, что их изучение позволяет развить методы исследования и дать ответы на принципиальные вопросы.

Охарактеризуем модели и задачи, с которыми имеет дело теория нелинейных параболических уравнений. Несмотря на то, что эволюционные процессы в различных средах имеют разнообразную природу, они описываются достаточно узким набором уравнений или систем уравнений. Среди этих моделей особо выделяются квазилинейные параболические уравнения, встречающиеся, например, в различных задачах фильтрации жидкости в пористых средах, в химической кинетике и других. Будучи внешне простыми, эти уравнения весьма содержательны. Но, пожалуй, главным их достоинством состоит в их физической обоснованности – эти модели передают основные (и подчас весьма тонкие) свойства реальных физических систем, к которым смело можно отнести СГТЭС. Рассмотрим квазилинейное параболическое уравнение второго порядка, которые интенсивно исследуются в последнее время:

$$B(W) \equiv W_t - \nabla(K(W)\nabla W) - Q(W) = 0, \quad (131)$$

$$x \in \Omega \subset R^N, \quad t > 0.$$

Поскольку это уравнение описывает, в частности, процесс распространения жидкости в нелинейной грунтовой среде, мы будем использовать терминологию, характерную для задач геотехники и инженерной геоэкологии. Здесь $W(t, x) \geq 0$ - влажность

грунтовой среды, $t \geq 0$ - время, $x - N$ - мерная пространственная координата, $N \geq 1$ - размерность пространства, $k(W) \geq 0$ - коэффициент влагопроводности (он отвечает за диссипацию физико-химической энергии в грунтовой среде), $Q(W)$ - объемный источник ($Q(W) \geq 0$) или отвод ($Q(W) \leq 0$) воды, Ω - пространственная область, в которой рассматриваются процессы. Коэффициенты $k(W)$ и $Q(W)$ предполагаются в общем случае нелинейными функциями влажности грунтовой среды $W(t, x)$. Если они оба линейные, то уравнение (1) не порождает «катастрофических» решений. Можно сказать, что функции $k(W)$ и $Q(W)$ являются параметрами СГТЭС. Структура уравнения (131) может быть и более сложной. Например, коэффициенты могут зависеть от пространственной переменной x (система с распределенными параметрами), уравнение может содержать члены, отвечающие за перенос загрязненной нефтью воды в грунте, или включать в себя как увлажнение, так и отвод воды (дренаж, высушивание). Но это не столь существенно для проявления основных эволюционных свойств процессов, описываемых уравнением (131).

Само уравнение (131) не определяет математическую задачу, для этого нужно поставить начальные, или начально-краевые условия. Если в момент времени $t = 0$ задана начальная функция во всем пространстве

$$W(0, x) = W_0(x) \geq 0, \quad x \in R^N, \quad (132)$$

то говорят о задаче Коши для уравнения (131). Если задать условия при $t = 0$ и условие на границе $\partial\Omega$ области Ω

$$W(0, x) = W_0(x), \quad x \in \Omega, \quad (133)$$

$$W(t, x) = W_1(t, x), \quad t \in (0; T), \quad x \in \partial\Omega,$$

где $(0, T)$ - интервал времени, на котором рассматривается процесс, то это определит начально-краевую задачу для уравнения (131). Подробности касающиеся теории параболических уравнений и полученных результатов можно найти в работах [194, 241].

В середине 60-х годов XX века математики заинтересовались странными решениями, возникающими в задачах для уравнения (131). При определенных коэффициентах в (131) были получены решения, достигающие бесконечных значений за конечное время (так называемое время обострения): $T < \infty$:

$$\lim_{t \rightarrow T} \sup_{x \in \Omega} W(t, x) = +\infty. \quad (134)$$

Такие решения называются режимами с обострением или неограниченными решениями [194]. На первый взгляд, решения, обладающие подобными свойствами, кажутся только математическими курьезами. Действительно, реальные физические величины не принимают бесконечных значений, но могут резко меняться за конечное время. Такую эволюцию естественно можно назвать катастрофой.

Анализ режимов с обострением, возникающих во многих задачах, позволяет сделать важный вывод: неограниченные решения проявляют свою характерную эволюционные свойства до достижения бесконечных величин! Таким образом, наличие режимов с обострением при математическом моделировании реальных СГТЭС позволяет предсказать возможность развития аварий или катастрофических разрушений в этих СГТЭС и дать оценку существенных параметров процесса вблизи момента аварии или катастрофического разрушения T .

11.5. Об использовании при решении задач геотехноэкологии элементов теории математической микростатистики

Решение задач оперативного управления геотехноэкологическими системами невозможно без статистического анализа информации в реальном масштабе времени. Ограниченный объем геотехноэкологической информации, собранной на основе налаженного геомониторинга, и присущее ей свойство старения обуславливают необходимость разработки и использования специфических методов математической микростатистики, ориентированных на обработку и интерпретацию ограниченного объема информации, на разработку методов отбраковки устаревшей информации, методов и способов прогнозирования геотехноэкологических процессов по коротким динамическим рядам и др.

Сущность выборочного метода в математической статистике заключается в том, что статистическому анализу подвергается лишь некоторая часть всей совокупности элементов, принятых для исследования (генеральной совокупности). Широкое применение этот метод начал получать в конце XIX века. По мере того, как расширяется область приложений выборочного метода, возрастает необходимость постановки и исследования новых задач

математической статистики. Весьма крупной проблемой в настоящее время оценка геотехноэкологических показателей, статистическое обследование которых затрудняется чрезвычайно малым объемом наблюдений. Теория принятия статистических решений по малому числу наблюдений в настоящее время еще нуждается в научном обосновании и разработке. Сложность постановки и решения задач построения наилучших оценок при данном объеме статистического материала обусловлена тем обстоятельством, что искомое решение часто в сильной степени зависит от конкретного типа распределения объема выборки и не может быть объектом достаточно общей математической теории.

С другой стороны, необходимость разработки методов оценивания сложных геотехноэкологических процессов возникает из весьма важных геотехнических задач. Исходным материалом для решения таких задач часто является случайная выборка объективно ограниченного объема.

По поводу определения объекта исследования малой выборки среди специалистов существуют различные мнения. Так, например, одни утверждают, что малая выборка это надуманная проблема и, если для принятия решения не хватает статистического материала, то надо, прежде всего, разрабатывать методы получения недостающих данных. При этом, очевидно, не берется в расчет объективная необходимость получить решение в условиях, когда дополнительную информацию в геотехноэкологическом экспресс-анализе привлечь просто невозможно. Другие пытаются определить малую выборку путем назначения некоторой умозрительной границы, но подобный подход противоречит здравому смыслу и математической интуиции.

Чтобы дать точное определение малой выборки следует рассмотреть вопрос о том, что является критерием данного понятия. Иначе говоря, необходимо сформулировать тот предел, за порогом которого выборка считается малой.

Прежде всего заметим, что любая выборка является неким эмпирическим аналогом генеральной совокупности, свойства которой в целом или возможных выборок из нее подлежат оценке с помощью какого-либо математического аппарата. Основным условием оценивания при этом служит возможность принятия решения. Следовательно, критерием понятия малой выборки служит достоверность принимаемого на основе ее обработки ре-

шения. Тогда предельным понятием малой выборки можно считать следующее определение [40].

Случайная выборка наблюдений считается малой, если извлекаемая из нее с помощью определенного математического аппарата информации не может служить основанием для принятия доверительного решения, удовлетворяющего цели исследования.

Традиционными в математической статистике показателями, которые характеризуют достоверность принимаемого решения, являются ошибки первого и второго рода. Не вдаваясь в теоретическое содержание, заметим, что в общем случае решение считается достоверным, если

$$\alpha < 1 - \beta, \quad (135)$$

где α – ошибка первого рода; β – ошибка второго рода.

Следовательно, если данный математический аппарат с соответствующим статистическим критерием при обработке выборки данного объема не позволяет получить условие (135), то для принятия достоверного решения в этом случае выборка считается малой.

Исторически сложилось так, что в математической статистике широкое распространение получили известные критерии еще до определения малой выборки. В частности, среди критериев согласия наибольшую популярность снискали χ^2 , ω^2 и критерий Колмогорова. Безоговорочное применение указанных критериев и решению всех задач привело к формированию таких понятий, как эффект малой и большой выборки. Очевидно, что необходимость введения этих понятий обусловлена существованием известных пределов применимости перечисленных критериев. Это обстоятельство потребовало разработки соответствующих методов анализа выборок того объема, при котором проявляются упомянутые эффекты. При разработке таких методов, очевидно, будут изменяться и границы существования этих эффектов. Следует сказать, что обычно понятие малой выборки связывают с соответствующим эффектом, возникающим в результате применения перечисленных критериев.

Легко представить, что компромиссной для различных точек зрения совокупностью случайных величин, которую все оппоненты отнесли бы к малой выборке, можно считать выборку объема с $n = 2$ и далее. Очевидно, что выборки такого, скажем, минимального объема удовлетворяет и строгому определению (135), так как для них не разработано эффективного математиче-

ского аппарата, так как известные критерии в этой области неработоспособны. Начинать разработку математического аппарата с выборок подобного объема целесообразно еще и потому, что такой подход, согласно принципу математической индукции, допускает последовательное обобщение разработанных положений для выборок большего объема.

Таким образом, будем считать, что дальнейшему исследованию подлежит малая выборка объема с $n \geq 2$. Зададимся также целью ее исследования. Цель заключается в идентификации закона распределения генеральной совокупности с точностью до параметров.

Сформулированная проблеме уделяется повышенное внимание. Более перспективными, несмотря на традиционность, следует признать методы, базирующиеся на построении неких функций от выборочных реализаций. Среди них пользуются методы, базирующиеся на критериях Л.Н. Большева и Шапиро-Уилка. Однако статистические исследования показывают их недостаточную эффективность в рассматриваемом диапазоне n .

Наиболее приемлемым следует признать метод основывающийся на применении инвариантных преобразований выборочных наблюдений.

Сущность данного метода заключается в том, что по малым выборкам, представленным в виде вариационного ряда, практически всегда можно найти такое преобразование, в результате которого получится статистика, не зависящая от параметров распределения генеральной совокупности. Функцию распределения такой статистики можно определять в результате статистического моделирования, если аналитическое построение ее затруднено. Данный подход относится к классу непараметрических методов проверки гипотез о виде закона распределения.

Основой построения преобразования, приводящего к формированию инвариантной статистики, служит вариационный ряд

$$x_1^{(n)} \leq x_2^{(n)} \leq \dots \leq x_n^{(n)}, \quad (136)$$

составленный из выборки независимых случайных величин x_1, x_2, \dots, x_n . Заметим, что плотность $f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ совместного распределения членов вариационного ряда определяется выражением

$$f(x_1, x_2, \dots, x_n) = n! \prod_{i=1}^n f_i(x_i), \quad (137)$$

где $f_i(x_i)$ - плотность распределения случайных величин x .

Избавиться от параметров распределения генеральной совокупности можно, подвергнув члены вариационного ряда промежуточному преобразованию. Действительно применив обратное преобразование Н.В. Смирнова к случайным величинам x_1 и x_2 получим выражение

$$N = \frac{\ln(1 - \alpha_1)}{\ln(1 - \alpha_2)}, \quad (138)$$

которые не зависят от параметра экспоненциального распределения, а зависят только от равномерно распределенных на интервале $(0,1)$ случайных величин α_1 и α_2 .

В качестве примера, имеющего не только иллюстрированное, но и прикладное значение в геотехноэкологических статистических исследованиях, можно рассмотреть инвариантную статистику и закон ее распределения для выборки из распределения Вейбулла.

Распределение Вейбулла является в настоящее время одним из наиболее распространенных распределений при описании экстремальных величин.

Многие задачи оценки геотехноэкологических показателей могут быть сведены к моделированию распределения Вейбулла. Это прежде всего связано с большим разнообразием форм, которые могут принимать распределения Вейбулла.

Исследования показывают, что используя закон распределения инвариантной χ статистики можно проверить статистическую гипотезу принадлежности выборки генеральной совокупности случайных величин, распределенных по закону Вейбулла.

Универсальный характер нормального (гауссова) распределения и полнота теоретических исследований, относящихся к нему, обуславливают необходимость обратиться к задаче анализа стохастического процесса, описывающего динамику изменения геотехноэкологических параметров для тех случаев, когда соответствующие оценки и допущения предполагают получение анализируемых данных в виде случайных величин, распределенных по закону Гаусса. С этой целью представляется целесообразным предварительно проверить гипотезу о принадлежности исходных данных нормальной совокупности и, если такая гипотеза будет отвергнута, то использовать соответствующие нормализующее

преобразование выборочных данных, позволяющее решать задачу прогноза природных и техногенных геотехнических катастроф и аварий, оценку эффективности принимаемых инженерно-экологических решений и др. Заметим, что эта задача в силу ограниченного объема исходной информации должна решаться в условиях малых выборок и в реальном масштабе времени.

В тестах проверки небольших последовательностей случайных чисел на нормальность целесообразно использовать непараметрические статистики. По выборке объема n формируется вариационный ряд (136). Для нормального закона распределения, используя известные соотношения

$$x_i = m_x + \sigma_x \eta_i, \quad i = 1, \dots, n, \quad (139)$$

где η_i - стандартная нормально распределенная случайная величина с параметрами $m_\eta = 0$ и $\sigma_\eta = 1$ можно получить непараметрическое преобразование в виде

$$N_i = \frac{x_{i+1}^{(n)} - x_i^{(n)}}{x_n^{(n)} - x_1^{(n)}} = \frac{\eta_{i+1}^{(n)} - \eta_i^{(n)}}{\eta_n^{(n)} - \eta_1^{(n)}}, \quad i = 1, \dots, n-2. \quad (140)$$

Нетрудно заметить, что статистики N_i не зависят от параметров исходного распределения, а зависят только от стандартных нормально распределенных величин и объема выборки.

11.6. Модель эффективности сложных инженерно-геотехноэкологических систем

В этой работе под сложными инженерно-геотехноэкологическими системами (СИГТЭС) имеются в виду различные отдельные инженерные сооружения или их комплекс, расположенные в сложных геозоологических средах, подверженных антропогенным и техногенным воздействиям, как в период строительства, так и в период нормативной эксплуатации. Наиболее универсальной характеристикой СИГТЭС можно считать эффективность, понимая под этим степень приспособленности системы и выполнению заданных ей функций. Эффективность СИГТЭС зависит от ряда параметров и показателей. Основными из них являются стоимость проектирования, строительства и эксплуатации сооружений; геотехническое состояние территории; количество защитных мероприятий; объ-

ем и мощность неустойчивого грунта; масса и габариты сооружений нефтяной отрасли; условия нормальной эксплуатации и др.

Выражения для показателей эффективности, учитывающие широкий круг действующих на систему сооружение - геоэкологическая среда внутренних и внешних факторов, как правило, весьма сложны. Расчет таких показателей требует переработки большого объема информации и поэтому проводится при проектировании и технико-экономическом обосновании будущего сооружения. В процессе проектирования, строительства и эксплуатации сооружения нефтяной отрасли в сложной геоэкологической среде используют обычно частные показатели эффективности. Так, главным показателем эффективности СИГТЭС является устойчивость.

В процессе эксплуатации СИГТЭС возможны различного вида отказы, приводящие к снижению эффективности. Обусловленное этими отказами снижение эффективности характеризуется надежностью. Таким образом, надежность является более частной характеристикой, чем эффективность.

Наиболее универсальным показателем надежности является вероятность безотказной работы системы сооружение - геоэкологическая среда при определенных условиях. Для получения численных значений показателя надежности, необходимо определить понятие отказа. Понятие отказа допускает большое разнообразие интерпретаций. Для конкретизации этого понятия вводят понятие условной эффективности, т.е. эффективности, полученной того или иного компонента системы сооружение-геоэкологическая среда [41].

По мере накопления отказов компонентов эффективность СИГТЭС снижается. Снижение эффективности может происходить постепенно или скачком. Примером постепенного снижения эффективности СИГТЭС может служить растянутый во времени подъем уровня грунтовых вод в слабом основании сооружения. В качестве примера скачкообразного снижения эффективности можно привести аварийный прорыв подземных коммуникаций (водопровод, канализация и т.д.) при отсутствии защитного дренажа.

Система сооружение - геоэкологическая среда, эффективность которой при отказе равна нулю, называется простой. Для

СИГТЭС характерно постепенное снижение эффективности. Для определения отказа СИГТЭС необходимо задать допустимую границу снижения эффективности. Тогда состояние выхода ее значений за эту границу можно считать отказом.

В случаях, когда понятие отказа СИГТЭС не определено, используется другая интерпретация показателя надежности. Понятие надежности при этом связывается со свойством СИГТЭС сохранить при изменении технического состояния эффективность в течение определенного отрезка времени в определенных условиях. В этом случае, в качестве показателя надежности принимается отношение эффективностей реального и идеального СИГТЭС. Данный показатель носит название коэффициента, а также относительной эффективности СИГТЭС.

Таким образом, понятие надежности и эффективности тесно связаны между собой. Что касается математических методов, то отделить теорию надежности от теории эффективности не представляется ни возможным, ни целесообразным.

Рассмотрим основные количественные показатели надежности и эффективности СИГТЭС.

Пусть СИГТЭС состоит из n компонентов, каждый из которых может находиться в одном из двух взаимоисключающих состояний – работоспособном и неработоспособном. Тогда состояние СИГТЭС описывается числом $N = 2^n$ несовместимых состояний $H = \{h_m\}$, составляющие полную группу событий и занесенных в матрицу состояний H :

$$H = \begin{pmatrix} h_0 \\ h_1 \\ \cdot \\ h_n \\ h_{12} \\ \cdot \\ h_{12\dots n} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} x_1 x_2 \dots x_n \\ \bar{x}_1 x_2 \dots x_n \\ \cdot \\ x_1 x_2 \dots \bar{x}_n \\ \bar{x}_1 \bar{x}_2 \dots \bar{x}_n \\ \cdot \\ \bar{x}_1 \bar{x}_2 \dots \bar{x}_n \end{pmatrix}, \quad (141)$$

где x_m - обозначает событие работоспособного состояния n -го компонента СИГТЭС, \bar{x}_m - событие отказа m -го компонента СИГТЭС.

С матрицей состояний H можно сопоставить матрицу вероятностей этих состояний $P = \{P_m\}$:

$$P^T = \|p(h_0)p_1(h_1)..p(h_n)p(h_{12})..p(h_{12}..n)\|. \quad (142)$$

Так как состояния $\{h_m\}$ образуют полную группу несовместимых событий, сумма элементов матрицы P равна единице

$$\sum_m p_m = p(h_0) + p_1(h_1) + \dots + p(h_n) + p(h_{12}) + \dots + p(h_{12}..n) = 1. \quad (143)$$

Для получения показателей надежности и эффективности СИГТЭС необходимо также задать изменение условной эффективности $\Phi = \{\Phi_m\}$ в зависимости от возможных состояний СИГТЭС $\{h_m\}$. Пусть эта зависимость описывается некоторой матрицей:

$$\Phi^T = \|\phi(h_0)\phi_1(h_1)..phi(h_n)\phi(h_{12})..phi(h_{12}..n)\|. \quad (144)$$

Используя матрицы H , P , Φ можно построить дискретный закон распределения вероятностей условной эффективности СИГТЭС

$$p_m = p(\Phi_m). \quad (145)$$

В качестве показателя безусловной эффективности СИГТЭС могут быть приняты различные характеристики этого закона, например математическое ожидание, мода, медиана. Наиболее распространенным показателем является математическое ожидание:

$$W = \sum_m \phi_m p_m = \phi_0 p_0 + \phi_1 p_1 + \dots + \phi_n p_n + \phi_{12} p_{12} + \dots \quad (146)$$

Если задаться некоторой допустимой границей снижения условной эффективности Φ_r , то показатель надежности определится как сумма работоспособных состояний СИГТЭС:

$$R = \sum_{m=1}^{m_r} p_m, \quad (147)$$

где индекс m_r находится из условия $\phi_m \geq \phi_r$.

Если такую границу задать нельзя, надежность СИГТЭС определяется как отношение показателя безусловной эффективности к эффективности идеальной СИГТЭС, т.е.

$$R = \frac{W}{\phi_0} = \sum_m \frac{\phi_m}{\phi_0} \rho_m . \quad (148)$$

В частном случае для простой системы сооружение – геоэкологическая среда, когда условная эффективность может принимать только два дискретных значения (ϕ_0 и 0), обе формулы расчета показателя надежности совпадают.

Рассмотренный простейший математический аппарат допускает множество обобщений, делающих его универсальным. Так, СИГТЭС с относительной эффективностью W/ϕ_0 статистически эквивалентно простой системе сооружение – геоэкологическая среда с этой же надежностью: $R = W/\phi_0$. Это положение имеет большое практическое значение при расчете эффективности иерархических СИГТЭС.

Свойство статистической эквивалентности надежности – простой системы и относительной эффективности СИГТЭС широко используется также при формировании обобщенных показателей эффективности в задачах оценки инженерно-экологического уровня различного рода СИГТЭС.

Статистическим аналогом вероятности безотказной работы необслуживаемых СИГТЭС является стационарный коэффициент готовности обслуживаемых СИГТЭС:

$$K_r = T_{cp.б.р.} / (T_{cp.б.р.} + T_с) , \quad (149)$$

где $T_{cp.б.р.}$ – среднее время безотказной работы СИГТЭС; $T_с$ – среднее время восстановления (ремонта).

В отличие от теории надежности в теории безопасности фундаментальными понятиями являются значимость или критичность отказа и риск. Покажем, как эти понятия следуют из модели эффективности СИГТЭС. Продемонстрируем идею оценки значимости или критичность отказа, на простейшем примере системы, состоящей из двух компонентов. Обозначив событие исправной работы компонента – 1, а событие отказа 0, получим возможные состояния системы: 1, 1; 1, 0; 0, 1; 0, 0. Вероятности этих состояний при условии независимости компонентов будут: $R_1 R_2; (1 - R_1) R_2; R_1 (1 - R_2); (1 - R_1) (1 - R_2)$. Состояния составляют

полную группу событий, поэтому сумма их вероятностей $\sum p_i = 1$.

Составляющие показателя эффективности с учетом значимости отказов будут в общем случае иметь вид:

$R_1 R_2; (1 - v_1)(1 - R_1)R_2; R_1(1 - v_2)(1 - R_2)R;$
 $(1 - v_{1,2})(1 - R_1)(1 - R_2)$, где v_1 и v_2 - значимость отказов компонентов; $(1 - v_1), (1 - v_2)$ - условные эффективности системы при отказах этих компонентов. При экспоненциальном законе распределения времени и достаточно высокой вероятности безопасной работы компонентов

$$R_i = \exp\{-\lambda_i t_i\} \approx 1 - \lambda_i t_i. \quad (150)$$

Заметим, что

$$(1 - v_i)(1 - R_i) = \alpha_i q_i = \alpha_i \lambda_i t_i. \quad (151)$$

Примем во внимание также, что $\alpha_i q_i$ представляет собой вероятность сложного события: снижение эффективности системы при условии появления i -го отказа и появление этого отказа. Эта вероятность называется риском.

Таким образом, понятие эффективности, надежности и безопасности СИГТЭС тесно связаны между собой и используют единый математический аппарат.

11.7. О доминировании сравниваемых совокупностей геотехноэкологических параметров

Многие геотехнические задачи, выбора альтернативных инженерно-геоэкологических решений, способов действий и т.п. в условиях неопределенности (недостаточного геотехноэкологического мониторинга) укладываются в следующую схему. Пусть функция распределения $F_i(x) (i = 1, \dots)$ задает вероятность аварийного события $X < x$ (вероятность того, что случайная величина X , характеризующая выходной эффект, обусловленный выбором i -ой альтернативы, будет меньше некоторого числа x) [42]

$$F_i(x) = F\{X < x\}. \quad (152)$$

В силу неопределенности условий выбора будем считать, что $x \in [a, b]$. Требуется из заданного множества альтернативных решений выбрать оптимальную, для которой

$$F_{omn}(x) \leq F_i(x) \quad (153)$$

для всех $x \in [a, b]$ и $i = 1, 2, \dots$

В связи с этим представляется целесообразным рассмотреть особый класс задач экспресс - оценки геотехноэкологических параметров по ограниченному мониторингу.

В общем случае вид критерия и набор функции распределения $F_i(x)$ зависит от содержательного смысла задачи выбора альтернативного инженерно-геоэкологического решения. Очевидно, что решение такого рода задач в условиях неопределенности требует введения упорядоченности в множество одномерных функций распределений $F_i(x)$.

Процедура введения частичной упорядоченности в множество одномерных функций распределения называется стохастическим доминированием.

Можно указать на один класс задач, связанных со стохастическим доминированием. Эти задачи оценивания вероятности различного рода событий, решаемые в условиях ограниченности информации о законе распределения или о механизме формирования случайной величины. Одной из разновидностей такого рода задач является проблема тяжести «хвоста» распределения, связанная с оценкой больших и малых вероятностей.

Очевидно, что введение частичной упорядоченности в множество одномерных функций распределений можно осуществить в зависимости от содержательного смысла инженерно-геоэкологического анализа рассматриваемых задач различными способами.

Несистематический и отрывочный характер публикаций в этой области не позволяет составить достаточно полное представление о классификации этих способов. В порядке предварительной классификации различные частные случаи стохастического доминирования можно разнести по следующим группам:

1. Стохастическое доминирование первого и второго порядка. Функция распределения $F_1(x)$ доминирует по определению функцию распределения $F_2(x)$ в смысле первого порядка тогда, когда

$$F_1(x) < F_2(x) \quad (154)$$

для всех x (считается, что $F_1(a) = F_2(a) = 0$). Функция распределения $F_1(x)$ доминирует по определению функцию распределения $F_2(x)$ в смысле второго порядка (второй степени), если

$$\int_a^x F_1(x) dx \leq \int_a^x F_2(x) dx \text{ для всех } x \in [a, b]. \quad (155)$$

2. Упорядочение по дисперсии.

Пусть $F_1(x)$, $F_2(x)$ функции распределения, y_α, z_α соответствующие квантили распределений $F_1(x)$, $F_2(x)$. Если для любых $\alpha \in (0,1)$ и $c > 0$ верно неравенство

$$F_1(y_\alpha + c) \geq F_2(z_\alpha + c), \quad (156)$$

то функции распределений $F_1(x)$ и $F_2(x)$ называются упорядоченными по дисперсии, причем $F_2(x)$ является более «дисперсной». Используя обратные функции, можно показать, что для дисперсной функции распределения $F_1(x)$ справедливо неравенство

$$F_1^{-1}(\beta) - F_1^{-1}(\alpha) \leq F_2^{-1}(\beta) - F_2^{-1}(\alpha) \quad (157)$$

для любых $\alpha, \beta, (0 < \alpha < \beta < 1)$ и др.

Очевидно, что в зависимости от смыслового содержания задачи можно ввести в рассмотрение и другую структуру строгой частичной упорядоченности функций распределения.

Сложность постановки и решения задач стохастического доминирования обусловлена тем обстоятельством, что искомое решение в сильной степени зависит от конкретного типа распределения, а потому не может быть объектом достаточно общей математической теории. Естественно, что от теоретико - вероятностных утверждений, имеющих большую общность и приложенных к процедуре упорядочения законов распределений, нельзя ожидать точных результатов в частных случаях.

Ниже излагается совокупность математических методов, позволяющих определить условия существования стохастического доминирования и исследовать конкретную реализацию приемов на геотехноэкологических задачах.

Нетрудно заметить, что задачи стохастического доминирования сводятся или могут быть сведены к сравнению функции квантилей. При первом порядке доминирования функции распре-

деления $F_1(x)$ над функцией распределения $F_2(x)$ отображается условие

$$F_1(x) \leq F_2(x). \quad (158)$$

Интегрируя функции распределения $F_1^{-1}(x)$ и $F_2^{-1}(x)$ по частям можно показать, что условие (155), соответствующее стохастическому доминированию второго порядка, эквивалентно условию

$$\alpha F_1^{-1}(\alpha) - \int_0^\alpha F_1^{-1}(\gamma) d\gamma \leq \beta F_2^{-1}(\beta) - \int_0^\beta F_2^{-1}(\gamma) d\gamma, \quad (159)$$

где $\alpha(0 \leq \alpha \leq 1)$ и $\beta(0 \leq \beta \leq 1)$ связаны между собой соотношением

$$F_1^{-1}(\alpha) = F_1^{-1}(\beta). \quad (160)$$

Таким образом теория стохастического доминирования может быть построена на сравнении функций квантилей и, следовательно, объективно существует потребность применения соответствующего аналитического аппарата построения функций квантилей.

Используя метод инверсии функции распределения с помощью операторных рядов, определим условия стохастического доминирования первого и второго порядка для гауссовых распределений. Решение этой задачи может послужить основой использования теории стохастического доминирования в проблеме выбора наилучшего инженерно-геоэкологического решения из совокупности конкурентноспособных.

В качестве меры геотехноэкологического ущерба может быть использован приведенный интегральный показатель

$$R_n = \int_0^x \Phi(z) dz. \quad (161)$$

Заметим, что ограничение верхнего предела интеграла (161) обусловлено ограниченными возможностями инженерно-геоэкологических мероприятий. В силу неопределенности (возможности применения той или иной стратегии поведения системы грунт-конструкция-внешние физические поля) предпочтительным инженерно-геоэкологическим вариантом защиты является такой, для которого

$$\int_0^x \Phi_i(x) dx \leq \int_0^x \Phi_k(x) dx \quad (162)$$

для любых x $i = 1, 2$; $k \neq i$.

Допустим, что функция $\Phi_i(x)$ являются гауссовыми функциями распределения, различающимися параметрами (математическими ожиданиями и дисперсиями). Тогда для решения рассмотренной задачи необходимо определить условия стохастического доминирования второго порядка для гауссовых распределений. С этой целью, используя метод инверсии функции распределения с помощью операторных рядов, найдем решение задачи определение условий, накладываемых на гауссовы распределения, для которых существует стохастическое доминирование первого и второго порядка. Задачу будем решать применительно к распределениям с математическими ожиданиями m_1 и m_2 дисперсиями σ_1^2 и σ_2^2 соответственно с плотностями вероятности

$$f_1(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_1}} e^{-\frac{(x-m_1)^2}{2\sigma_1^2}}, \quad (163)$$

$$f_2(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_2}} e^{-\frac{(x-m_2)^2}{2\sigma_2^2}}. \quad (164)$$

Инверсный оператор для стандартного нормального закона ($m = 0$, $\sigma^2 = 1$) имеет вид

$$D = \sqrt{2\pi} e^{\frac{x^2}{2}} \frac{d}{dx}. \quad (165)$$

Тогда в соответствии с этим оператором можно получить

$$D_x^1 \Big|_{x=0} = \sqrt{2\pi}; \quad D_x^2 \Big|_{x=0} = 0; \quad D_x^3 \Big|_{x=0} = (2\pi)^{3/2} \quad (166)$$

и т.д.

Или в общем случае

$$D_x^v \Big|_{x=0} = (2\pi)^{v/2} \psi_v(0), \quad (167)$$

где $\psi_v(x)$ - полином степени $v - 1$, определяемый по рекуррентному соотношению.

Таким образом, функции квантилей для распределения (163) и (164) могут быть представлены следующим образом

$$x = m_1 + \sigma_1 \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0), \quad (168)$$

$$x = m_2 + \sigma_2 \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0). \quad (169)$$

Как было отмечено выше, функция распределения $F_1(x)$ доминирует функцию распределения $F_2(x)$ в смысле первого порядка, когда $F_1^{-1}(\alpha) \geq F_2^{-1}(\alpha)$ для любого $0 \leq \alpha \leq 1$.

При использовании развернутой формы записи это значит, что

$$(m_1 - m_2) + (\sigma_1 - \sigma_2) \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0) \geq 0. \quad (170)$$

Отсюда следует вполне очевидный результат: функция нормального распределения $N_1(m_1, \sigma_1)$ доминирует функцию нормального распределения $N_2(m_2, \sigma_2)$ в смысле первого порядка тогда, когда их дисперсии равны $\sigma_1^2 = \sigma_2^2$, а для математических ожиданий выполняется неравенство $m_1 > m_2$.

Используя зависимости (168) и (169) и интегрируя квантильные функции, представим условия стохастического доминирования после некоторых алгебраических преобразований в виде

$$\begin{aligned} m_1 + \sigma_1 \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0) &= \\ &= m_2 + \sigma_2 \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0), \end{aligned}$$

$$\sigma_1 \sum_{n=0}^{\infty} \left[\frac{\alpha \left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} - \frac{\left(\alpha - \frac{1}{2}\right)^{2n+2}}{(2n+2)!} - \frac{1}{2^{2n+2}(2n+2)!} \right] (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0) \leq \quad (171)$$

$$\leq \sigma_2 \sum_{n=0}^{\infty} \left[\frac{\beta \left(\beta - \frac{1}{2}\right)^{2n+1}}{(2n+1)!} - \frac{\left(\beta - \frac{1}{2}\right)^{2n+2}}{(2n+2)!} - \frac{1}{2^{2n+2}(2n+2)!} \right] (2\pi)^{n+\frac{1}{2}} \psi_{2n+1}(0).$$

Аналогичные преобразования можно привести и для правой части неравенства, определяющего стохастическое формирование второго порядка для гауссовых распределений.

Используя соотношения (171) можно определить условия стохастического формирования второго порядка для нормальных распределений. Наглядную интерпретацию решения задачи дает выполнение областей стохастического формирования в плоскости параметров α и β . Не нарушая общности рассуждений будем считать, что $\sigma_2 > \sigma_1$. Используя специфические свойства функции квантилей гауссовых распределений (168) и (169), можно в плоскости параметров α и β выделить ряд характерных точек. Так, например, при $\alpha = 1/2$ параметр

$$\beta = \Phi\left(\frac{m_1 - m_2}{\sigma_2}\right), \quad (172)$$

а при $\beta = 1/2$ параметр

$$\alpha = \Phi\left(\frac{m_2 - m_1}{\sigma_1}\right). \quad (173)$$

Этот ряд характерных точек можно дополнить естественным условием: если $\alpha = 1$, то $\beta = 1$, если $\alpha = 0$, то $\beta = 0$. Кроме того, существует такое значение параметра $\alpha_0 = \alpha = \beta$, при котором в некоторой точке

$$x_0 = \frac{m_1 - m_2}{\sigma_2 - \sigma_1} \quad (174)$$

функции распределения. $\Phi_1(X)$ и $\Phi_2(X)$ равны

$$\Phi_1(X_0) = \Phi_2(X_0) = \Phi\left(\frac{m_1 - m_2}{\sigma_2 - \sigma_1}\right). \quad (175)$$

Обратимся к сумме, входящей в неравенство (171). Нетрудно заметить, что при малых значениях α (соответственно β в аналогичной сумме рассматриваемого неравенства сумма является отрицательной величиной, и, наоборот, при больших значениях α (β)) сумма становится положительной. Следовательно, существует такое значение параметра $\gamma_0 = \alpha = \beta$, независящее от параметров рассматриваемых гауссовых распределений, при котором сумма равна нулю.

Таким образом, условия формирования второго порядка гауссовых распределений $N_1(m_1, \sigma_1)$ и $N_2(m_2, \sigma_2)$ с параметрами m_1, m_2 и σ_1, σ_2 соответственно можно сформулировать в виде критерия $m_1 > m_2, \sigma_1 < \sigma_2$,

$$\Phi\left(\frac{m_1 - m_2}{\sigma_2 - \sigma_1}\right) \geq \gamma_0, \quad (176)$$

где функция $\Phi(\dots)$ есть функция Лапласа.

11.8. Непредельные распределения сумм случайного числа случайных величин в прикладной геоэкологии

Решение задач прикладной геоэкологии требует разработки приемов или методов построения непредельных распределений сумм случайного числа случайных величин, нахождения их квантильных функций, построения моделирующих алгоритмов и другие. Решение такого рода вопросов обуславливает использование соответствующего аналитического аппарата.

Традиционным (основным) аналитическим аппаратом теории вероятностей и математической статистики является аппарат характеристических и производящих функций. Следует заметить, что метод характеристических функций возник и обрел свой авторитет в ходе решения проблемы аппроксимации распределений сумм независимых случайных величин. Для удобства ссылок дадим основные определения и перечислим основные свойства характеристических функций [43].

Пусть X случайная величина. Тогда e^{itx} есть тоже случайная величина. Здесь t – действительное число. Функция

$$\phi(t) = E[e^{itx}] \quad (177)$$

действительного переменного t называется характеристической функцией случайной величины X ; E – символ математического ожидания.

Всю информацию о случайной величине X содержит функция распределения $F(x)$. Отсюда следует, что

$$\phi(t) = \int_{-\infty}^{\infty} e^{itx} dF(x), \quad (178)$$

т.е. в общем случае характеристическая функция $\phi(t)$ есть преобразование Фурье-Стилтьеса функции распределения $F(x)$.

Основными свойствами характеристических функций являются: 1) характеристическая функция суммы независимых случайных величин равна произведению характеристических функций слагаемых величин; 2) характеристическая функция $\phi_i(t)$ непрерывна; 3) $\phi(0) = 1$ и $|\phi(t)| \leq 1$ при всех t ; 4) если для некоторого целого числа n существует $E[x^n]$, то характеристическая функция $\phi(t)$ дифференцируема n раз и $\phi^{(n)}(0) = i^n E[x^n]$; 5) характеристическая функция (178) однозначно определяет функцию распределения $F(x)$; 6) если $\phi_1(t)$ – характеристическая функция для $F(x)$, то характеристической функцией для $F\left(\frac{x-b}{a}\right)$ является $\phi(t) = \phi_1(at) \exp(ibt)$.

Основываясь на свойствах характеристических функций, можно изучать распределения вероятностей сумм случайных величин. Действительно, для вычисления распределения суммы случайных величин применение формулы композиции связано с многократным интегрированием.

Используя основные свойства характеризующих функций, приведем некоторые результаты, касающиеся законов распределения для сумм

$$Z_n = X_1 + X_2 + \dots + X_n \quad (179)$$

первых случайных величин из бесконечной последовательности $X_1, X_2, \dots, X_r, \dots$, где само число слагаемых n есть случайная величина. В дальнейшем r будет обозначать случайную величину, способную принимать целые не отрицательные (или положительные) значения в зависимости от содержательного смысла за-

дачи и схематизации стохастического эксперимента $r=0, 1, 2, 3, \dots$ или $r=1, 2, 3, \dots$

Вероятность события, заключающегося в том, что $r=n$ обозначим

$$p_n = P(r = n). \quad (180)$$

Кроме того будем предполагать, что случайные величины $X_1, X_2, \dots, X_r, \dots$, независимы, одинаково распределены и независимы от случайной величины n . Будем также предполагать существование математических ожиданий

$$E[n] = \bar{n} \text{ и } E[x_i] = m_x. \quad (181)$$

Функция распределения

$$F(x) = P(Z_n < x) \quad (182)$$

суммы случайного числа n случайных величин X на основании первого свойства характеристической функции определяется характеристической функцией

$$\phi(t) = \sum_{n=0(\infty)}^{\infty} p_n \phi_0^n(t), \quad (183)$$

где $\phi_0(t)$ - характеристическая функция случайной величины X_r .

С помощью формулы обращения запишем формулу для плотности распределения

$$f(x) = \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{\infty} e^{-itx} \sum_{n=0}^{\infty} p_n \phi_0^n(t) dt. \quad (184)$$

Конечность выражения

$$\sum_{n=0}^{\infty} p_n \phi_0^n(t) \leq \sum_{n=0}^{\infty} p_n \phi_0^n(0) < \infty \quad (185)$$

гарантирует замену порядка суммирования и интегрирования, следовательно

$$f(x) = \frac{1}{2\pi} \sum_{n=0}^{\infty} p_n \int_{-\infty}^{\infty} e^{-itx} \phi_0^n(t) dt. \quad (186)$$

В силу свойств 1 и 5 характеристических функций

$$f(x) = \sum_{n=0}^{\infty} p_n \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{\infty} e^{-itx} \phi_0^n(t) dt = \sum_{n=0}^{\infty} p_n f_n(x), \quad (187)$$

где $f_n(x)$ - плотность распределения суммы n случайных величин X_i .

Если даже в зависимости от смыслового содержания задачи случай $n = 0$ из рассмотрения исключается, то в силу нормировки

$$f(x) = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{P_n}{1 - p_0} f_n(x). \quad (188)$$

Таким образом, плотность непердельного распределения случайного числа случайных величин представляет собой смесь распределений с плотностью $f_n(x)$. Следует заметить, что такого рода комбинации распределений удобны в методологическом плане и могут найти применение в прикладной геоэкологии при анализе генеральных совокупностей, объединяющих в себе несколько подсовкупностей, каждая из которых в определенном смысле однородна и описывается основным, модельным распределением, например, нормальным, экспоненциальным и т.д.

В качестве примера рассмотрим распределения суммы пуассоновского числа стандартных нормальных величин. Случайная величина r имеет распределение Пуассона с параметром λ , если

$$p_n(r = n) = \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n!}, \quad n = 0, 1, 2, \dots \quad (189)$$

Заметим, что для распределения Пуассона справедливо следующее соотношение

$$E[n] = \lambda = \bar{n}. \quad (190)$$

Случайная величина X имеет стандартное нормальное распределение $N(0,1)$ с параметрами $m_x = 0$, $\sigma^2 = 1$, если плотность вероятности этой случайной величины имеет вид

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{x^2}{2}}. \quad (191)$$

Характеристическая функция стандартного нормального распределения

$$\phi_0(t) = \int_{-\infty}^{\infty} e^{-itx} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{x^2}{2}} dx = e^{-\frac{t^2}{2}}. \quad (192)$$

Отсюда характеристическая функция и плотность распределения суммы пуассоновского числа стандартных нормальных величин имеют вид

$$\phi(t) = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\lambda^n}{n! (1 - e^{-\lambda})} e^{-\lambda \frac{t^2}{2} n}, \quad (193)$$

$$f(x) = \frac{1}{2\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n! (1 - e^{-\lambda})} \int_{-\infty}^{\infty} e^{-itx - \frac{t^2}{2} n} dt. \quad (194)$$

Для определенности случай $n = 0$ из рассмотрения пока исключим. В результате интегрирования, производя аналогичные преобразования, получим

$$f(x) = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n! (1 - e^{-\lambda})} \frac{1}{\sqrt{2\pi n}} e^{-\frac{x^2}{2n}}. \quad (195)$$

Нетрудно в результате расчетов заметить, что рассматриваемые плотности распределения претерпевают значительную деформацию по сравнению с предельным нормальным распределением в связи с уменьшением параметра распределения Пуассона λ . В некотором смысле полученный результат можно рассматривать как парадокс: сумма случайного числа нормальных случайных величин распределена по закону, отличному от нормального и это отличие тем существеннее, чем больший удельный вес имеют вероятности получения малых значений случайных чисел n . К аналогичному выводу можно прийти рассматривая сумму пуассоновского числа экспоненциально распределенных случайных величин, плотность распределения которой имеет вид

$$f(x) = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{e^{-\lambda}}{1 - e^{-\lambda}} \frac{\lambda^n}{n!} \frac{\mu(\mu x)^{n-1} e^{-\mu x}}{\Gamma(n)}. \quad (196)$$

С точки зрения теории вероятностей практическое значение предельных теорем состоит в том, что они позволяют аппроксимировать распределения допредельных сумм случайного числа случайных величин Z_n . Однако следует иметь в виду, что вопрос о том, достаточно ли велико математическое ожидание случайного числа случайных величин для того, чтобы обеспечить нужную точность приближения, в каждом случае требует особого исследования.

Обратимся теперь к случаю суммирования случайного числа случайных слагаемых, для которого $n = 0$ из рассмотрения не исключается. Характеристическая функция $\phi(t)$, соответствующая

функции распределения $F(x) = P(Z_n < x) = 0, 1, 2, \dots$, может быть представлена в виде

$$\phi(t) = \sum_{n=1}^{\infty} p_n \phi_0^n(t) + p_0 \phi_0^0(t). \quad (197)$$

Характеристическая функция $\phi_0(t)$ в нулевой степени равна 1 и определяет вырожденное в точке распределение. Следовательно, в этой точке функция распределения $F(x)$ претерпевает разрыв на величину p_0 , иными словами, функция распределения допускает разложение на дискретную и абсолютно непрерывную части.

Используя основные свойства характеристических функций, выведем некоторые формулы для моментов сумм случайного числа случайных величин. Пусть $\phi(t)$ - характеристическая функция случайной величины X_i , а вероятность события, заключающегося в том, что целочисленная случайная величина приняла значение n , равна p_n . Если известно, что $E[x] < \infty$ и $E[n] < \infty$, то для первого момента для суммы случайного числа случайных слагаемых справедлива так называемая формула Вальда

$$E[Z_n] = E[n]E[x], \quad (198)$$

здесь также E – символ математического ожидания.

Действительно, характеристическая функция $\phi_z(t)$ суммы Z_n равна

$$\phi_z(t) = \sum_{n=0}^{\infty} p_n \phi^n(t). \quad (199)$$

В соответствии с четвертым свойством характеристических функций находим

$$\phi_z(t) = \sum_{n=0}^{\infty} n p_n \phi^{n-1}(t) \dot{\phi}(t). \quad (200)$$

А так как $\phi(0) = 1$, $\sum_{n=0}^{\infty} p_n n = E[n]$ и $\dot{\phi}(0) = iE[x]$, то справедливость формулы Вальда становится очевидной. Аналогичным образом могут быть получены зависимости для моментов более высоких порядков.

В условиях суммирования случайного числа случайных величин вычисление интеграла по формуле обращения (свойство 5

характеристической функции) в некоторых случаях затруднено. Очевидно объективно существует потребность разработки специфических методов и соответствующего аналитического аппарата, основной целью которых должно быть обеспечение исследования поведения сумм случайного числа случайных величин (нахождение их функций распределений, функций квантилей и моделирующих алгоритмов). Преодоление трудностей решения этих задач возможно на основе применения одного класса операторных рядов (рядов С.Ли).

В качестве примера, иллюстрирующего возможность основных теоретических положений для построения полезных математических моделей, описывающих инженерно-геоэкологическую ситуацию и позволяющих прогнозировать вероятность возникновения геотехнических аварий и катастроф, рассмотрим следующую задачу.

В ходе наблюдений установлено, что интервалы времени, в течении которых типовые геотехнические объекты эксплуатации находятся в устойчивом (безаварийном) состоянии, составили $T_k (k = 1, \dots, m)$. В результате анализа периода эксплуатации установлено также, что число интервалов, в течении которых геотехнический объект находится в устойчивом (безаварийном) состоянии, является величиной случайной, распределение которой равно $p_n (n = 0, 1, 2, \dots)$.

Для решения задач оценки риска геотехнической аварии (катастрофы) и ряда других проблем прикладной геоэкологии необходимо определить математическое ожидание $T_{\sigma, a}$ дисперсию интервалов времени пребывания инженерно-геоэкологического объекта в устойчивом (безаварийном) состоянии за прогнозируемый период эксплуатации $\sigma_{\sigma a}^2$.

Эмпирическая характеристическая функция распределения совокупности случайных величин $T_k (k = 1, \dots, m)$ имеет вид

$$\phi(t) = \frac{1}{m} \sum_{k=1}^m e^{itT_k} . \quad (201)$$

Характеристическая функция для распределения суммы интервалов времени пребывания инженерно-геоэкологического объекта в устойчивом (безаварийном) состоянии $T_{\sigma a}$ определяется следующим образом

$$\bar{\phi}(t) = \sum_{n=0}^{\infty} p_n \left(\frac{1}{m} \sum_{k=1}^m e^{itT_k} \right)^n. \quad (202)$$

Дифференцируя характеристическую функцию по t , находим первый и второй моменты случайной величины

$$E[T_k^2] = \sum_{n=0}^{\infty} p_n (n^2 - n) (E[T_k])^2 + \sum_{n=0}^{\infty} p_n n E[T_k^2], \quad (203)$$

$$E[T_k^2] = (E[n^2] - E[n]) (E[T_k])^2 + E[n] E[T_k^2]. \quad (204)$$

Отсюда

$$\sigma_{T_k}^2 = E[T_k^2] - [E[T_k]]^2. \quad (205)$$

В случае пуассоновского числа интервалов времени пребывания инженерно-геоэкологического объекта в устойчивом (безаварийном) состоянии $T_{\sigma a}$,

$$p_n = \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n!}, \quad (206)$$

$$E[T_{\sigma a}] = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n!} n E[T_k]. \quad (207)$$

После очевидных преобразований находим

$$E[T_{\sigma a}] = E[n] E[T_k], \quad (208)$$

аналогично

$$E[T_{\sigma a}^2] = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\lambda^n e^{-\lambda}}{n!} (n^2 - n) (E[T_k])^2 + E[n] E[T_k^2] = \lambda^2 (E[T_k])^2 + E[T_k^2] \lambda. \quad (209)$$

Предложенная методика эффективна при прогнозировании геоэкологической устойчивости (или геотехнической аварийной опасности) при строительстве и эксплуатации объектов нефтяной промышленности на оползнеопасных территориях, территориях сложенных неустойчивыми грунтами и так далее.

11.9. Конструктивный метод обеспечения потенциальной устойчивости инженерно-геоэкологической системы

Выбор статистических запасов прочности различных инженерно-геоэкологических систем основан на использовании параметрической модели «прочность-нагрузка». Методы этой группы являются старейшими методами теории надежности.

В основу расчетов надежности с использованием данной модели заложено то, что каждый элемент инженерно-геоэкологической системы обладает определенной прочностью по отношению к действующим на него нагрузкам. При этом под термином «нагрузка» надо понимать любые факторы, влияющие на эффективность функционирования инженерно-геоэкологической системы, такие как механические воздействия (статические и динамические), воздействия внешних физически полей (тепловых, электрических, магнитных, гравитационных, акустических радиационных и др.), воздействия фито-биоантропогенного фактора и другие. А термин «прочность» характеризует способность инженерно-геоэкологической системы сохранять свои равновесные свойства (устойчивость) при воздействии этих нагрузок.

Исходными данными при расчетах безотказности инженерно-геоэкологической системы являются $f_s(\bar{S})$, $f_s(\bar{s})$ - плотности вероятности распределения прочности и нагрузки; \bar{S} , \bar{s} - векторы параметров, характеризующих прочность и соответственно нагрузку [44].

Безотказная (безаварийная) работа инженерно-геоэкологической системы определяется условием $\bar{S} > \bar{s}$ или $\bar{S} > \bar{s} > 0$, а общее выражение вероятности безотказной работы имеет вид

$$R = F\{\bar{S} > \bar{s}\} = F\{\bar{S} > \bar{s} > 0\} = \int_{-\infty}^{\infty} f_s(\bar{S}) \left[\int_{\bar{s}}^{\infty} f_s(\bar{S}) d\bar{S} \right] d\bar{s}. \quad (210)$$

В одномерном случае имеем выражение

$$R = F\{S > s\} = F\{S > s > 0\} = \int_{-\infty}^{\infty} f_s(s) \left[\int_{\bar{s}}^{\infty} f_s(S) dS \right] ds. \quad (211)$$

В таблице 44 приведены некоторые расчетные формулы вероятности безотказной работы для различных законов распределения прочности и нагрузки [108].

На рис. 18 приведена блок-схема процедуры расчета безотказности (безаварийности) инженерно-геоэкологических систем данным методом.

Как следует из приведенных расчетных соотношений и рис.18, метод расчета безотказности (безаварийности) инженерно-геоэкологической системы с использованием модели «прочность-нагрузка» базируется на большом объеме статистических данных.

Таблица 44

Некоторые расчетные формулы вероятности распределения безотказной (безаварийной) работы инженерно-геоэкологических систем для различных законов распределения прочности и нагрузки

Закон распределения прочности	Закон распределения нагрузки	Выражения вероятности безотказной работы
Нормальное распределение $f_s(s) = \frac{1}{\sigma_s \sqrt{2\pi}} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left(\frac{s-\mu_s}{\sigma_s}\right)^2\right\}$	Нормальное распределение $f_i(s) = \frac{1}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left(\frac{s-\mu_i}{\sigma_i}\right)^2\right\}$	$R = 1 - \Phi\left(\frac{-\mu_s + \mu_i}{\sqrt{\sigma_s^2 + \sigma_i^2}}\right),$ где Φ - интегральная функция стандартного распределения
Экспоненциальное распределение $f_s(s) = \lambda_s e^{-\lambda_s s}$	Экспоненциальное распределение $f_i(s) = \lambda_i e^{-\lambda_i s}$	$R = \frac{\lambda_s}{\lambda_s - \lambda_i}$
Гамма-распределение $f_s(s) = \frac{\lambda_s^m}{\Gamma(m)} s^{m-1} e^{-\lambda_s s}$	Гамма-распределение $f_i(s) = \frac{\lambda_i^n}{\Gamma(n)} s^{n-1} e^{-\lambda_i s}$	$R = \frac{\Gamma(m+n)}{\Gamma(m)\Gamma(n)} B_{r/1+r}(m, n), \quad r = \frac{\lambda_i}{\lambda_s},$ где $B_{r/1+r}$ - неполная B -функция
Распределение Вейбулла $f_s(s) = \frac{\beta_s}{\theta_s} \frac{(s-S_0)^{\beta_s-1}}{\theta_s} \exp\left\{-\left(\frac{s-S_0}{\theta_s}\right)^{\beta_s}\right\}$	Распределение Вейбулла $f_i(s) = \frac{\beta_i}{\theta_i} \left(\frac{s-S_0}{\theta_i}\right)^{\beta_i-1} \exp\left\{-\left(\frac{s-S_0}{\theta_i}\right)^{\beta_i}\right\}$	$R = 1 - \int_0^{\infty} [t^r] \exp\left\{-\left[\frac{\theta_i}{\theta_s}\right]^{1/\beta_i} + \left(\frac{S_0 - S_0}{\theta_s}\right)^{\beta_i}\right\} dy$

Для приближенных расчетов часто бывает достаточно определить нижнюю гарантированную границу вероятности безотказной (безаварийной) работы инженерно-геоэкологической системы. На основе использования неравенства Чебышева может быть получено выражение такой гарантированной границы [108]:

$$R \geq 1 - \bar{n}^{-2} V_n^2 / \left[n^{-2} V_n^2 + (\bar{n} - 1)^2 \right], \quad (212)$$

где $\bar{n} - M[S/s]$ - математическое ожидание безотказности (безаварийности); $V_n = \sigma_n / \bar{n}$ - коэффициент вариации.

В практических приложениях чаще задают средние значения прочности, нагрузки и их дисперсии. В этом случае в качестве нижней гарантированной границы можно рекомендовать выражение

$$R \geq 1 - \bar{S} / 2\bar{s}. \quad (213)$$

В таблице 45 приведены выражения математических ожиданий и дисперсий некоторых типовых распределений.

Пусть, например, прочность (устойчивость) и нагрузка инженерно-геоэкологических систем описываются экспоненциаль-

ными распределениями с параметрами $\lambda_s = 1$ и $\lambda_s = 1$. Тогда, согласно формуле (в таблице 45), имеет точное выражение вероятности безотказной (безаварийной) работы инженерно-геоэкологической системы

$$R = \lambda_s / \lambda_s + \lambda_s = 0,5. \quad (214)$$

Таблица 45

Математическое ожидание и дисперсия типовых распределений

Вид распределения	Математическое ожидание	Дисперсия
Нормальное	μ	σ^2
Логарифмически нормальное	$\exp\{\mu + \sigma^2 / 2\}$	$\exp\{2\mu + \sigma^2 - 1\}$
Экспоненциальное	$1 / \lambda$	$1 / \lambda$
Гамма-распределение	m / λ	m / λ^2
Распределение Вейбулла	$S_0 + (\theta - S_0) \Gamma(1 / \beta + 1)$	$(\theta - S_0)^2 \{ \Gamma(2 / \beta + 1) - [\Gamma(1 / \beta + 1)]^2 \}$

По формуле (213) получим приближенную оценку $K = 1 - 0,5 = 0,5$. Таким образом, в данном случае точная и приближенная оценки совпадают.

Использование приближенных формул (212), (213) и накопление статистического материала о законах распределения и значения их параметров для типовых элементов инженерно-геоэкологических систем, грунтов и материалов сооружений позволяет перейти от статистических к детерминированным запасам прочности (устойчивости) и широко их табулировать.

Строительство и безопасная эксплуатация сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов нефтяной отрасли – это многоцелевой динамический процесс взаимосвязанных и взаимно обусловленных превращений и переходов в пространстве состояний формирования и изменения качества. Характерными чертами, определяющими эффективность такого процесса, является управляемость и комплектность. Под управляемостью понимается способность вырабатывать оптимальные решения на всех этапах и уровнях инженерных изысканий, проектирования, строительства, эксплуатации, техногенного вмешательства, осуществления защитных мероприятий, обуславлива-

ющих конкретные меры и воздействия с целью получения максимального доминирующего эффекта.

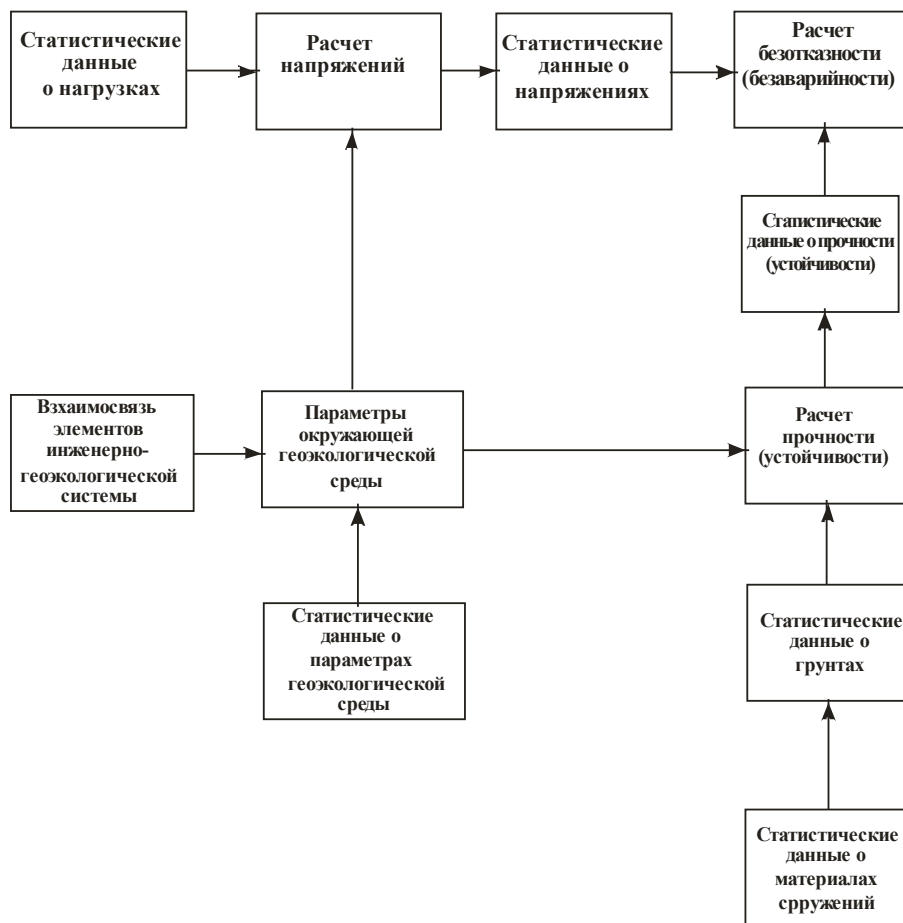


Рис 18. Блок-схема процедуры расчета безотказности (безаварийности) инженерно-геоэкологической системы.

11.10. О формировании информации об изменении состояния сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов

Необходимой организационно-методической и материально-технической основой управления состоянием (качеством) сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объек-

тов является информационное обеспечение, составляющее комплекс целенаправленных мероприятий на этапах сбора, передачи, обработки и представления информации. Причем под информацией в широком смысле мы будем понимать любые сведения, отражающие характер изысканий, проектирования, строительства и эксплуатации сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов в конкретной или абстрактной форме. Подробная характеристика инженерно-геоэкологических объекта приводятся статье [45].

Непрерывный анализ исходной информации о состоянии проектирования, строительства (формирования) и эксплуатации сложного геотехнического или инженерно-геоэкологических объекта обуславливается необходимостью решения следующих групп задач: 1) установление соответствия фактического уровня качества изысканий, проектирования и строительства (формирования) регламентированным нормам; 2) корректировка существующих и разработка новых норм, отвечающих реальным грунтовоструктурным, конструктивно-технологическим и экологическим резервам изысканий, проектирования, строительства (формирования) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологических объекта, а также требованиям его эксплуатационной надежности.

На первичном этапе развития системы сбора и обработки информации о качестве сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта необходимо прежде всего разработать принципы организация сбора первичной информации. Принципы организация сбора информации строятся с учетом сложившихся традиций и методов сбора необходимого первичного материала. При разработке таких принципов следует решить вопрос о регламентации сроков и периодичности поступления данных, объема и статистической достоверности собранной информации, т.е. разработать основы мониторинга состояния и качества сложного геотехнического или инженерно-геоэкологических объекта.

Необходимый минимум оперативной информации о состоянии (качестве) проектируемого, строящегося (формируемого) и эксплуатируемого сложного геотехнического или инженерно-геоэкологических объекта должен включать комплекс основных единичных показателей по всем видам работ.

Разработка унифицированных форм сбора первичной информации предусматривает получение данных о состоянии (качестве) изысканий, проектирования, строительства (формирования) и эксплуатации по любому сложному геотехническому и инженерно-геоэкологическому объекту независимо от его грунтово-воструктурных, конструктивных, технологических и экологических особенностей.

В функции подсистемы «обработка данных контроля состояния (качества)» входят формирование массивов исходных данных, первичная обработка информации по специальным программам, ответы на запросы потребителей информации.

Система хранения информации обеспечивает долговременное хранение информации при многократном ее использовании, необходимую достоверность ее в течение всего срока хранения, компьютерный поиск и выборку нужной части информации, минимальные временные затраты на ее поиск, удобство внесения изменений, а также предусматривает неограниченное увеличение объемов хранимой информации.

Информация хранится в виде основных и вспомогательных массивов. Основные массивы дают исходную информацию для решения разнообразных задач и выдачи нестандартных справок. Вспомогательные массивы используются для оперативной выдачи стандартных справок.

Объективной оценкой эффективности получаемой информации о состоянии изысканий, проектирования, строительства (формирования) и эксплуатации сложного геотехнического или инженерно-геоэкологических объекта служат ее содержательность и целенаправленность [223]. При этом мера содержательности конкретного результата измерения или контроля ω_i выражается через функцию меры $m(\omega_i)$ - содержательности его отрицания [46]

$$\text{cont}(\omega_i) = m(\sim \omega_i) = 1 - m(\omega_i), \quad (215)$$

где m – функция меры; \sim - знак отрицания.

Оценка содержательности результата измерения основана на математической логике, в которой логические функции истинности $m(\omega_i)$ и ложности $m(\sim \omega_i)$ имеют формальное сходство с функциями вероятностей ансамбля событий, т.е.

$$\left. \begin{aligned} m(\omega_i) + m(\sim \omega_i) &= 1 \\ P(\omega_i) + q(\omega_i) &= 1 \end{aligned} \right\}. \quad (216)$$

Соответственно статистическая оценка количества информации, выражаемая энтропией

$$J = -\log_a P(\omega_i), \quad (217)$$

имеет адекватное сходство с логическим содержанием информации

$$Inf = \log_a \left(\frac{1}{1 - cont(\omega_i)} \right) = \log_a \frac{1}{m(\omega_i)} = -\log_a m(\omega_i). \quad (218)$$

При контроле состояния (качества) изысканий, проектирования, строительства (формирования) и эксплуатации сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта по альтернативным признакам смысл содержательности результата контроля состоит в количественной характеристике меры истинности или ложности соответствия контролируемого параметра ω_i нормативному допуску. С этой точки зрения $m(\omega_i)$ - интегральная оценка состояния объекта по конкретному параметру ω_i . Таким образом, статистическая и логическая оценки информации на этапах ее сбора, передачи, обработки и представления являются необходимыми характеристиками информационных процессов управления состоянием (качеством) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта.

Используемую в системах управления информацию обычно оценивают по тому эффекту, который она оказывает на результат управления. В этой связи используется мера целесообразности информации, которая определяется как изменение вероятности достижения цели при получении дополнительной информации. Значит, мера целесообразности имеет вид

$$J_y = \log_a P_1 - \log_a P_0 = \log_a \frac{P_1}{P_0}, \quad (219)$$

где P_0 и P_1 - начальная (до получения информации) и конечная (после получения) вероятности достижения цели.

Чаще всего необходимость получения дополнительной информации о состоянии сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта обуславливается количественно

выраженными требованиями в отношении достоверности формируемого качества $\alpha(\omega_i)$. Поэтому целесообразность информации может рассматриваться в виде функции значений приращения доверительной вероятности $\alpha(\omega_i)$ в жестком интервале возможных состояний $(\Delta_H < \omega_i < \Delta_B)$, т.е.

$$J_{\omega} = f[\Delta\alpha(\omega_i)]. \quad (220)$$

Если доверительная вероятность в результате дополнительной информации не обеспечивается (т.е. $P_1 = P_o$), то мера ее целесообразности в соответствии с выражением (219) равна нулю. В общем случае количественные соотношения меры целесообразности имеют вид

$$\left. \begin{array}{l} J_{\omega} > 0, P_1 > P_o \\ J_{\omega} < 0, P_1 > P_o \\ J_{\omega} = 0, P_1 > P_o \end{array} \right\} . \quad (221)$$

Общая классификация информационного процесса о качестве (состоянии) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта включает в себя следующие последовательно развивающиеся этапы: сбор, передача, обработка и представление. Такое разделение в некоторой степени условно, так как реальный информационный процесс характеризуется взаимообусловленностью всех этапов, а также взаимным проникновением отдельных операций (обработка на этапа сбора, представление на этапе обработка и др.). Кроме перечисленных основных этапов информационного процесса, важное значение приобретают накопление и хранение информации, а также режим и качество использования.

На рис.19 приведена структура сбора информации о состоянии (качестве) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта. Как видно на схеме, сбор информации о состоянии (качестве) реализуется по двум направлениям: восприятия информации и формирования информационного портрета качества (состояния). Причем восприятие как процесс целенаправленного извлечения и первичного анализа информации о процессе изысканий, о процессе проектирования, о процессе строительства (формирования) и процессе эксплуатации слож-

ного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта является исходным моментов сбора. Второе направление предусматривает представление первичной информации в конкретной форме.

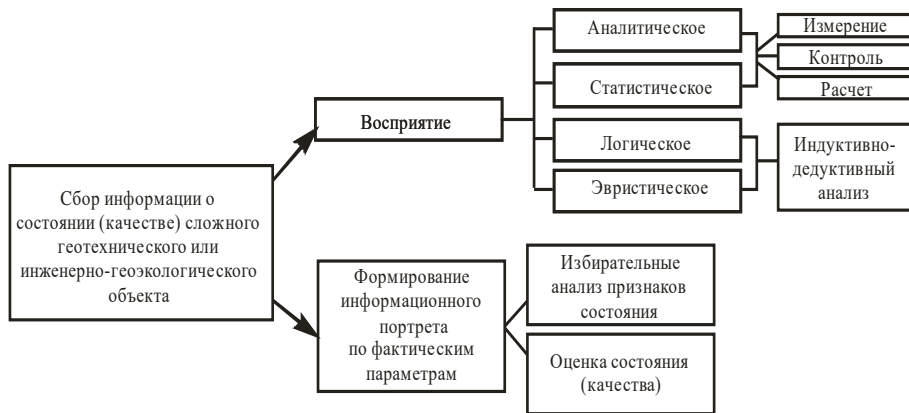


Рис. 19. Структура сбора информации о состоянии (качестве) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта

На этапе сбора общими требованиями к информации являются: полнота, достоверность, однородность, своевременность и непрерывность. При этом в качестве критерия эффективности сбора принимается его продолжительность, а также возможность передачи необходимого объема достоверной информации. Достоверность информации, как и мера ее целесообразности, имеет вероятностный смысл и может быть охарактеризована значением доверительной вероятности α нахождения изменяемого (контролируемого) параметра состояния (качества) ω_i в пределах доверительного интервала

$$\left(\bar{\omega}_i - \frac{t_a}{\sqrt{n}} S_{\omega_i}; \bar{\omega}_i + \frac{t_a}{\sqrt{n}} S_{\omega_i} \right), \quad (222)$$

где $\bar{\omega}_i, S_{\omega_i}$ - соответственно среднее значение и среднее квадратическое отклонение контролируемого параметра состояния (качества) сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта (по всей совокупности измерений); n – число измерений; t_a - коэффициент Стьюдента.

Из выражения (222) следует, что с уменьшением объема контроля (число измерений) значение доверительного интервала увеличивается. Причем расширение доверительного интервала при уменьшении n – прямое следствие большей неопределенности результата из-за меньшего объема получаемой информации. Эта неопределенность компенсируется увеличением доверительного интервала.

11.11. Статистическая оценка вероятностей проявления негативных геотехнических и инженерно-геоэкологических событий и законов их распределения

Статистическая оценка вероятностей проявления негативных геотехнических, инженерно-геоэкологических событий и законов их распределения означает предположение о существовании определенных закономерностей, присущих их частоте. Эти закономерности устанавливаются на основе использования статистических методов проверки гипотез при наличии накопленной информации о количестве таких событий, их силе, датах и условиях их проявления и тому подобное [32. 66, 75, 236 и др.].

Основными количественными характеристиками, выражающими общие закономерности проявления какого-либо негативного геотехнического или инженерно-геоэкологического события с аварийными (катастрофическими) последствиями, является математическое ожидание и дисперсия частоты его проявления в определенный период времени. Эти показатели могут быть определены путем усреднения данных о такого рода событиях на последовательных временных интервалах единичной длины согласно предпосылкам биномиального закона их распределения [47]. Пусть негативное геотехническое или инженерно-геоэкологическое событие j -го вида (индекс j может выражать характер тяжести события) в единичном интервале времени $(t, t + 1)$ имело место $n_j(t)$ раз, а за T интервалов наблюдений - $t = 1, \dots, T$ n_j раз, где

$$n_j = \sum_{t=1}^T n_j(t). \quad (223)$$

Тогда

$$n(t) = \sum_{j=1}^J n_j(t) \quad (224)$$

и

$$n = \sum_{j,t} n_j(t) \quad (225)$$

определяют общее число негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий за интервал t и за T временных интервалов соответственно.

В соответствии с биномиальным распределением в предположении о неизменности причин, определяющих частоту проявления негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий j -го типа, вероятности его проявления, т.е. $\xi_j = n_j$ раз (при $n_j = 0, 1, 2, 3, \dots, n$) определяются согласно следующему выражению:

$$P = (\xi_j = n_j) = \frac{n!}{n_j!(n-n_j)!} q_j^{n_j} (1-q_j)^{n-n_j}, \quad (226)$$

где q_j - вероятность проявления негативного геотехнического или инженерно-геоэкологического события j -го типа.

При этом математическое ожидание случайной величины определяется так:

$$M[\xi_j] = nq_j. \quad (227)$$

Дисперсия случайной величины определяется по формуле:

$$\sigma^2[\xi_j] = nq_j(1-q_j). \quad (228)$$

Из выражения (227) вытекает, что

$$q_j = M[\xi_j] / n, \quad (229)$$

а несмещенная оценка величины q_j , согласно методу максимального правдоподобия определяется по формуле:

$$\bar{q}_j = \frac{n_j}{n}. \quad (230)$$

Ее дисперсия находится из выражения:

$$\sigma^2 = [\bar{q}_j] = \frac{\frac{n_j}{n} \left(1 - \frac{n_j}{n}\right)}{n}. \quad (231)$$

Такой подход к оценке вероятностей негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий можно эффективно применять на практике.

Для исследования рисков геотехнических или инженерно-геоэкологических аварий и катастроф в нефтяной отрасли можно применять закон Пуассона. Согласно этому закону вероятность числа негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий в единицу времени определяется следующим выражением:

$$P(n_j) = \frac{1}{n_j!} a_j^{n_j} e^{-a_j}, \quad (232)$$

где n_j - число негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий j -го вида в рассматриваемый промежуток времени; a_j - среднее число таких событий (математическое ожидание).

Обычно при большой интенсивности негативных событий значение a_j определяется следующим образом:

$$a_j = \lambda_j \Delta t, \quad (233)$$

где λ_j - среднее число негативных событий в единичном интервале времени; Δt - числа интервалов.

Закон Пуассона следует из биномиального закона в предположении, что $n \times p = a = const$ и $n \rightarrow \infty$. При этом очевидно, что $p \rightarrow 0$, то есть событие становится резким.

Для пуассоновского геотехнического или инженерно-геоэкологических событий j -го типа в течение рассматриваемого интервала времени (промежуток времени между двумя событиями на единичном интервале) определяется величиной Q_j , рассматриваемой по формуле:

$$Q_j = 1 - P(Q_j) = 1 - e^{-a_j}. \quad (234)$$

Для очень редких негативных геотехнических и инженерно-геоэкологических событий допустимо следующее равенство:

$$Q_j = a_j. \quad (235)$$

Из выражения (234) следует, что среднее время между редкими негативными геотехническими и инженерно-геоэкологи-

ческими событиями в течение единичного периода может быть оценено по формуле:

$$\Delta \tau_j = 1 / \lambda_j . \quad (236)$$

На практике при оценке значения λ , обычно учитывается, что вероятность геотехнических или инженерно-геоэкологических аварий (катастроф) зависит от достаточно большого числа природных антропогенных техногенных и социальных факторов, меняющихся по элементам исследуемого сложного объекта, то есть λ , можно представить в виде некоторой функции $\lambda = \lambda(\bar{x})$, \bar{x} - вектор факторов влияющих на повреждение или нарушение устойчивости.

Для очень редких негативных геотехнических или инженерно-геоэкологических событий, которые случаются не каждый год, при определении вероятностей их происхождения рекомендуется применять законы распределения Вейбулла, логарифмически-нормальный, Парето и некоторые другие. Обычно выдвигается предположение о том, что вероятность редкого негативного события характеризуется возможностью его проявления, сопровождающуюся значительным ущербом (энергией события), количественные характеристики которого определяются известными пределами X_1 и X_2 . Иными словами, вероятность редкого геотехнического или инженерно-геоэкологического события определяется следующим условием

$$P_j = P(X_{j1} \leq x \leq X_{j2}) , \quad (237)$$

где X_{j1} и X_{j2} - известные граничные значения ущерба, наносимого негативным событием j -го типа, или энергии этого события.

Предполагается, что пределы X_{j1} и X_{j2} находятся на «хвосте» известного закона распределения (Вейбулла, логарифмически нормального или какого-либо другого, подходящего для такой негативной ситуации), описывающего распределение вероятностей в зависимости от ущерба (энергии события) на всем множестве его возможных значений. В таком случае вероятность негативного геотехнического или инженерно-геоэкологического события определяется на основе следующего известного выражения:

$$P_j = \int_{x_{j1}}^{x_{j2}} \varphi(x) dx, \quad (238)$$

где $\varphi(x)$ - плотность предполагаемого закона распределения с известными параметрами.

Значения этих параметров приблизительно определяются на основе имеющейся ограниченной статистической информации о частоте, энергии негативных событий и понесенном ущербе, оцениваются экспертным путем или какими-либо другими возможными методами. Иными словами, функция $\varphi(x)$ строится на множестве известных значений x , в предположении, что она окажется справедливой и за пределами этого множества, то есть на «хвосте распределения».

В частности, функция плотности распределения Вейбулла зависит от трех параметров:

$$\varphi = (x, a, b, c) = (c/b) [(x-a)/b]^{c-1} e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c}, \quad (239)$$

где $x \geq a$, $b, c > 0$; при этом a - определяет величину сдвига на оси ущербов; b - параметр масштаба; c - параметр формы.

При $a = 0$ выражение (239) имеет более простую форму записи:

$$\varphi = (x, 0, b, c) = (c/b) [(x/b)]^{c-1} e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c}. \quad (240)$$

Если имеется достаточная по объему исходная информация, то оценки параметров b и c , полученные по методу максимального правдоподобия, находятся как решение следующей нелинейности системы уравнений:

$$\left. \begin{aligned} b &= \left[\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i^c \right)^{1/c} \right] \\ c &= n \left[\left(\frac{1}{b} \sum_{i=1}^n x_i^c \ln x_i - \sum_{i=1}^n x_i^c \ln x_i \right)^{-1} \right] \end{aligned} \right\}. \quad (241)$$

Значения этих оценок найдем по специальным таблицам.

Функция распределения Вейбулла имеет вид:

$$F(x, a, b, c) = 1 - e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c}. \quad (242)$$

Вероятность негативного геотехнического или инженерно-геоэкологического события, приносящего ущерб, в пределах от X_1 до X_2 определяется следующим образом:

$$P(X_1 \leq x \leq X_2) = e^{-\left(\frac{X_1 - a}{b}\right)^c} - e^{-\left(\frac{X_2 - a}{b}\right)^c}. \quad (243)$$

При $a = 0$ выражение (243) принимает вид:

$$P(X_1 \leq x \leq X_2) = e^{-\left(\frac{X_1}{b}\right)^c} - e^{-\left(\frac{X_2}{b}\right)^c}. \quad (244)$$

Функции плотности логарифмически–нормального закона распределения имеет такой вид:

$$\varphi(x, \sigma, m, a) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma(x-a)} e^{-\frac{\ln^2\left(\frac{x-a}{m}\right)}{2\sigma^2}}, \quad (245)$$

где x - величина ущерба; m – параметр масштаба ($m > 0$); σ - среднеквадратическое отклонение $\ln x$; a – параметр сдвига.

Эти параметры могут быть приблизительно определены на основании имеющейся статистики ущербов согласно выражениям:

$$m = e^\mu; \quad \mu = \left(\frac{1}{n}\right) \sum_{i=1}^n \ln(x_i - a);$$

$$\sigma^2 = \left(\frac{1}{n-1}\right) \sum_{i=1}^n (\ln(x_i - a) - \mu)^2. \quad (246)$$

В этом случае вероятность негативного геотехнического или инженерно-геоэкологического события с ущербом (энергией) в пределах от X_1 до X_2 определяется по формуле:

$$P(X_1 \leq x \leq X_2) = \Phi\left(\frac{\ln(X_2 - a) - \mu}{\sigma}\right) - \Phi\left(\frac{\ln(X_1 - a) - \mu}{\sigma}\right), \quad (247)$$

где Φ – функция Лапласа (табличное значение стандартной функции нормального закона распределения).

Во многих исследованиях аварийных и катастрофических событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах можно использовать степенной закон распределения вероятностей, ставящий значение вероятности негативного события в зависимость от его энергии, ущерба, который оно вызывает. Общий вид функции плотности степенного закона распределения может быть выражен следующей формулой:

$$f(x) \approx x^{-(1+a)}, \quad (248)$$

где $0 \leq a \leq 1$ - константа, значения которой специфичны для каждого типа негативных событий.

Функция плотности, определенная выражением (248), соответствует функции распределения Парето, вид которой задается выражением:

$$F(x) = P\{\xi \leq x\} = \begin{cases} 1 - x^{-a}, & x \geq 1, \\ 0 & 0 < x < 1 \end{cases}, \quad \alpha > 0. \quad (249)$$

Закономерности проявления негативных событий, описываемых степенными распределениями типа Парето, характеризуются тем, что события с наиболее тяжелыми последствиями, происходящие на «хвост» его функции плотности происходят недостаточно редко, чтобы ими можно было пренебречь. При этом их природа определяется сильной взаимосвязью между событиями, которая проявляется в виде «цепной реакции» возмущений элементов сложных геотехнических или инженерно-геоэкологических объектов, характеризующихся лавинообразным нарастанием возмущения сложного объекта в целом с вовлечением в него все больших ресурсов.

Отметим основные свойства распределения Парето.

1. Начальные моменты достаточно высоких порядков у них расходятся;

$$M[x^q] = \int x^q dF = \infty, \quad q > q_*, \quad (250)$$

где q – порядок момента; q_* - рубежное значение порядка.

Это свойство связано с эффектом «тяжелого хвоста распределения», проявляющегося в том, что «тяжелые» события перевешивают обычные. В частности, для распределения Парето с $\alpha \approx 1$ бесконечным является уже первый момент математического ожидания.

2. Сумма случайных величин $S_n = x_1 + x_2 + \dots + x_n$, распределенных по закону Парето, с ростом нелинейно пропорционально $n^{1/\alpha}$. В частности, максимальный член выборки $m_n = \max(x_1 + x_2 + \dots + x_n)$ распределен согласно следующему закону:

$$P(m_n < x) = F^n(x) = (1 - x^{-\alpha})^n. \quad (251)$$

Уравнение для медианы случайной величины $m_n(\text{med } m_n)$ имеет следующий вид:

$$F^n(\text{med } m_n) = 0,5 \rightarrow \text{med } m_n \approx (n / \ln 2)^{1/\alpha}. \quad (252)$$

Из выражения (252) следует, что поскольку при положительных $S_n > m_n$ то S_n с ростом n растет по крайней мере не менее чем $n^{1/\alpha}$.

Для распределения с «тяжелыми хвостами» математическое ожидание отношения S_n / m_n при $n \rightarrow \infty$ определяется следующим выражением:

$$M \left[\frac{S_n}{m_n} \right]_{n \rightarrow \infty} \rightarrow \frac{1}{1 - \alpha}. \quad (253)$$

Из (253) вытекает, что с точностью до множителя $1/(1 - \alpha)$ сумма ущербов от совокупных негативных событий при увеличении их числа определяется одним максимальным ущербом m_{\max} . При обычных распределениях отношение S_n / m_n стремится к бесконечности.

«Тяжелые хвосты распределений» предопределяют необходимость использования специальных приемов при оценке их параметров. Общий подход к получению этих оценок состоит в переходе от абсолютных значений наблюдаемых ущербов x_i к их логарифмам $y_i = \ln x_i$. В этом случае моменты случайных величин y_i сходятся и параметры распределений поддаются однозначной оценке.

Согласно методу максимального правдоподобия оценка параметра α распределения Парето определяется согласно следующему выражению:

$$\alpha = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln x_i \right]^{-1}. \quad (254)$$

На практике для увеличения точности в последнем выражении учитывают только события с тяжестью большей, чем X_0 , которые вносят основной вклад в формировании значения α . В связи с этим вместо выражения (254) рекомендуется использовать следующее:

$$\alpha = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \frac{x}{X_0} \right]^{-1}, \quad (255)$$

где $x_i > X_0$.

В качестве среднего квадратичного отклонения полученного значения α обычно используется следующий показатель:

$$\sigma_\alpha = \frac{\alpha}{\sqrt{n}}. \quad (256)$$

Оценка суммы S_n может быть получена с использованием такого выражения:

$$S_n \approx \left(\frac{n}{\ln 2} \right)^{1/2} R_n, \quad (257)$$

где R_n определяется при больших n приблизительно как $1/(1-\alpha)$.

Доверительный интервал для величины S_n при доверительной вероятности ε приблизительно задается следующими границами:

$$\frac{R_n}{(1-\varepsilon^{1/n})^{1/\alpha}} \leq S_n \leq \left(\frac{n}{\varepsilon} \right)^{1/\alpha}. \quad (258)$$

Используя степенные (распределение Парето) в риск-анализе, необходимо также учитывать ограниченность масштабов ущербов при тех или иных негативных событиях. Часто эти ограничения определяются размерами территории, на которой происходит негативное событие, стоимостью объекта и тому подобное. Из-за редкости крупных геотехнических или инженерно-геоэкологических аварий и катастроф существующая статистика мало чем может помочь при оценке предельной величины ущерба. Этот предел проще определить экспертным путем либо на основе аналитических оценок. В частности, величину X_0 (превышающие ее ущербы рассматриваются как невозможные) предлагается определять из соотношения:

$n_* = X_0^\alpha$ или «обрезание хвоста распределения» Парето. В этом случае функция распределения определяется следующим выражением:

$$F(x/X_0) = \begin{cases} 1, & x > X_0 \\ \frac{1-x^{-\alpha}}{1-X_0^{-\alpha}} & 1 \leq x \leq X_0 \\ 0 & 0 < x < 1 \end{cases}. \quad (259)$$

Математически «обрезание хвоста» может быть обеспечено введением в правую часть выражения (248) функции – множителя

$q(x/X_0)$, которая приблизительно постоянна при $x/X_0 < 1$ и быстро стремится к нулю при $x/X_0 > 1$ с ростом этого отношения.

Таким образом, функция плотности степенного «распределения с усеченным хвостом» определяется следующим отношением:

$$f(x/X_0) \sim x^{-(1+\alpha)}q(x/X_0). \quad (260)$$

При наличии достаточного объема статистической информации о частоте и последствиях какого-либо негативного события закон распределения вероятностей его проявления может быть определен достаточно традиционным способом – с использованием критерия χ^2 . Распределение χ^2 совпадает с распределением суммы квадратов k независимых нормально распределенных случайных величин с нулевым средним и единичной дисперсией. Для проверки гипотезы о соответствии k эмпирических частот событий, распределенных по величине ущерба, теоретической функции плотности какого-либо закона распределения значение χ^2 определяется согласно следующей формуле:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^k \frac{\left(\frac{n_i}{n} - P_i\right)^2}{P_i}, \quad (261)$$

где n_i - количество негативных событий с ущербом x , находящихся в пределах $X_{j-1} \leq x \leq X_i$; n - общее количество наблюдаемых событий; P_i - вероятность, что негативное событие нанесет ущерб в пределах $X_{i-1} \leq x \leq X_i$.

P_j - рассчитывается на основе функции плотности предполагаемого закона распределения:

$$P_i = \int_{X_{i-1}}^{X_i} \varphi(x) dx, \quad (262)$$

где $\varphi(x)$ - теоретическая плотность распределения вероятностей негативных событий, которой, согласно предположению, соответствуют наблюдаемые частоты n_i/n .

Гипотеза о соответствии наблюдаемых частот n_i/n предполагаемому закону распределения с плотностью $\varphi(x)$ считается подтвержденной, если рассчитанное по формуле значение χ^2 , не

превысит табличного значения $\chi^2(P_*, \nu)$, т.е. если $\chi^2 < \chi^2(P_*, \nu)$ где P_* - уровень доверительной вероятности (обычно $P_* = 0,95; 0,97...$) и $\nu = k - 1$ - число степеней свободы распределения. В противном случае такое соответствие не подтверждается, и целесообразно попытаться подобрать другое, более подходящее для имеющейся статистической информации, теоретическое распределение.

11.12. Экспертные методы оценки вероятностей редких негативных событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах

Экспертные методы применяются для оценки вероятностей неблагоприятных событий в условиях отсутствия достаточной статистической информации для выявления их частот, невозможности построения аналитической модели события или ее слишком сложного вида, затрудняющего получение значений этих оценок. Они могут помочь при оценках параметров распределений для определения вероятностей редких событий, например параметров плотностей распределения Вейбулла a, b, c [48]

$$\varphi(x, a, b, c) = (c/b) [x/b]^{c-1} e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c}, \quad (263)$$

где $\varphi(x, a, b, c)$ - функция плотности распределения Вейбулла, и параметра a степенного распределения

$$f(x) \approx x^{-(1+\alpha)}, \quad (264)$$

где $0 \leq \alpha \leq 1$ - константа, значения которой специфичны для каждого типа негативных событий.

Здесь еще раз следует отметить, что эксперт обосновывая значение вероятности j -го типа P_j или значение параметра распределения, принимает во внимание все множество факторов, которое, по его мнению, влияет на частоту рассматриваемого события, его энергию. В соответствии с собственными представлениями о закономерностях проявления негативного события он может формировать его сценарий и находить оценку с использованием формального аппарата, вытекающего, например, из дерева событий. Однако во всех этих случаях полученная оценка рассматривается как субъективная характеристика.

Если эксперт один, то представленная им оценка рассматривается как искомое решение, но тогда ее достоверность обычно не считается слишком высокой. Оценку можно рассматривать как достоверную и обоснованную, если она подтверждена другими экспертами. Поэтому экспертиза проводится, как правило, с участием нескольких экспертов, которые во избежание систематической ошибки в решении обычно работают анонимно, независимо друг от друга (за исключением метода «мозговой атаки»).

Однако на практике ситуации, когда мнения экспертов совпадают, встречаются не так уж часто. В таких случаях возникает задача определения обобщенного решения группы экспертов с использованием полученных от каждого из них индивидуальных решений. Обобщенное решение рассматривается уже как объективное, поскольку предполагается, что отклонения некоторых индивидуальных мнений (решений) от группового, обусловленные субъективной составляющей, взаимно погашаются.

Вместе с тем общего правила, позволяющего получить обоснованное решение группы экспертов, не существует. В общем случае можно выделить несколько различных подходов к его расчету. Например, групповое решение получается среднеарифметическое, т.е.

$$P = \sum_{i=1}^m \frac{P_i}{m}; \quad (265)$$

или средневзвешенное значение, т.е.

$$P = \sum_{i=1}^m P_i d_i / \sum_{i=1}^m d_i, \quad (266)$$

где P_i - оценка вероятности, полученная i -ым экспертом; $i = 1, 2, 3, \dots, m$; d_i - вес эксперта, характеризующий уровень его квалификации, компетенции (обычно $0 \leq d_i \leq 1$).

Обобщенное решение группы может быть определено также как медиана этих оценок, как решение, которое назвали большинство экспертов, и тому подобное.

Парадокс состоит в том что ни одно из правил получения экспертных оценок не имеет преимуществ перед другим в том смысле, что значения вероятностей редких негативных событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах, полученные с использованием одного из методов, нельзя

считать более достоверными (обоснованными), чем значения, полученные с помощью других методов (парадокс Кондорсе). Для обоснования достоверности каждого из вариантов обобщенного решения необходимо проводить дополнительные исследования.

Вместе с тем логично предположить, что если мнения экспертов различаются между собой не слишком сильно, а индивидуальные экспертные оценки не слишком отличаются и от обобщенного (группового) решения, то это решение можно считать достаточно обоснованным. Следовательно, мера согласованности индивидуальных экспертных оценок может рассматриваться как мера достоверности группового решения. И более «приемлемым» является решение, обладающее большей согласованностью согласно выбранной мере.

В качестве меры согласованности экспертных решений на практике обычно рассматривают коэффициенты конкордации, ранговые коэффициенты корреляции и некоторые другие. Например, коэффициент конкордации определяется на основании следующей формулы:

$$W = \frac{\sigma_{\phi}^2}{\sigma_{\max}^2}, \quad (267)$$

где σ_{ϕ}^2 - фактическая дисперсия оценок (рангов оценок), данных экспертами; σ_{\max}^2 - дисперсия оценок, полученных при полном совпадении мнений экспертов.

Здесь следует иметь в виду, что при проведении экспертизы часто возможные варианты значений вероятностей редкого негативного события в сложном геотехническом или инженерно-геоэкологическом объекте уже известны и задачей эксперта является формирование балльной оценки того или иного варианта, определяющей меру предпочтительности каждого из них. Для этих целей обычно используют 100 – балльную шкалу, и каждому из вариантов эксперт присваивает определенное количество баллов в зависимости от его «доверия» этому варианту. Эти оценки ранжируются по величине (например, в порядке убывания), а ранги объединяются в таблицу (см. в таблицу 46), где a_{ij} означает ранг j -ой оценки, определенной на основании присвоенных ей баллов i -ым экспертом. Таким образом, показатели a_{ij} могут

принимать одно из следующих значений в ряду $1, 2, 3, \dots, n$ для каждого $i = 1, 2, 3, \dots, m$.

Таблица 46

Ранги экспертных оценок					
Эксперты	Варианты вероятностей редких негативных событий				
	P_1	P_2	P_3	\dots	P_n
1	a_{11}	a_{12}	a_{13}	\dots	a_{1n}
2	a_{21}	a_{22}	a_{23}	\dots	a_{2n}
3	a_{31}	a_{32}	a_{33}	\dots	a_{3n}
\dots	\dots	\dots	\dots	\dots	\dots
М	a_{m1}	a_{m2}	a_{m3}	\dots	a_{mn}
Суммарный ранг	$\sum_i a_{i1}$	$\sum_i a_{i2}$	$\sum_i a_{i3}$	\dots	$\sum_i a_{in}$

В этом случае можно показать, что значение σ_ϕ^2 вычисляется по следующей формуле:

$$\sigma_\phi^2 = \sum_{i=1}^m \left\{ \sum_{j=1}^n a_{ij} - \frac{1}{2} n(m+1) \right\}^2. \quad (268)$$

Значение σ_{\max}^2 при отсутствии совпадающих оценок у альтернатив, присвоенных каким-либо экспертом, определяется только на основании параметров n и m по формуле:

$$\sigma_{\max}^2 = \frac{1}{12} nm^2(n^2 - 1). \quad (269)$$

При наличии совпадающих оценок σ_{\max}^2 определяется по формуле:

$$\sigma_{\max}^2 = \frac{1}{12} nm^2(n^2 - 1) - m \sum_{i=1}^m T_i, \quad (270)$$

где

$$T_i = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^m (t_i^3 - t_i); \quad (271)$$

t_i - число одинаковых рангов, присвоенных i -ым экспертом (отсутствие одинаковых рангов соответствует $T_i = 0$).

Величина коэффициента конкордации может меняться в пределах от 0 до 1. Если ее значения ближе к 0, то это свидетельствует

об отсутствии согласованности мнений экспертов (обычно меньше 0,5), если ее значения ближе к 1, то это свидетельствует о сильной согласованности мнений экспертов.

Экспертные методы в задачах оценки вероятностей негативных природных и техногенных событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах могут использоваться в сочетании с аналитическими и статистическими методами. Например, на основе экспертной информации определяются вероятности потери устойчивости оползнеопасных склонов, отказов в работе защитных геотехнических конструкций, а затем на основании моделей дерева событий с использованием этих показателей оценивается вероятность природно-техногенных аварий и катастроф при проектировании, строительстве и эксплуатации сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов.

В сочетании со статистическими методами экспертные методы часто используются вместо эконометрических моделей для учета того, как локальные факторы (условия) влияют на отклонения вероятностей (показателей законов распределения) аварий и катастроф на отдельных элементах (участках) сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов от средних значений, определенных по всей их совокупности.

ГЛАВА XII. САМООЧИЩЕНИЕ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ И ГРУНТОВ

12.1. Основные процессы самоочищения геоэкологической среды

Процессы перераспределения загрязнителей в горных породах, грунтах, почвах, илах сопровождаются самоочищением геологической среды, закономерности которого до конца еще не изучены. Познание этих процессов имеет весьма важное значение для их использования при разработке новых способов и технологий очистки грунтов и почв от загрязнителей, а также для выявления безопасных и предельно допустимых уровней (ПДУ) техногенных воздействий на геологическую среду.

Самоочищением геологической среды называется совокупность самопроизвольных природных физических, геохимических и биологических процессов, происходящих в ее пределах и направленных на снижение в тех или иных компонентах геологической среды (породах, почвах, подземных водах и т.п.) загрязнителей до уровней, безопасных для экосистем.

Самоочищение геологической среды во многом зависит от природы загрязнителя. По способности загрязнителей к самоочищению в геологической среде они могут быть разделены на три группы.

1. *Консервативные загрязнители*, к которым относятся вещества, не разлагающиеся самопроизвольно в геологической среде или разлагающиеся чрезвычайно медленно. Эту группу загрязнителей составляют труднорастворимые соли, ионы некоторых металлов, гидрофобные хлорорганические вещества (типа пестицидов), нефтяные углеводороды, а также радионуклиды (особенно долгоживущие). Самоочищение этих веществ имеет кажущийся характер [203], поскольку эти вещества способны лишь перераспределяться или рассеиваться в геологической среде.

2. *Биогенные загрязнители*, участвующие в биогеохимическом круговороте веществ. К этой группе относятся различные минеральные формы азота и фосфора, а также различные легкоусвояемые органические соединения. Самоочищение от этих веществ происходит в геологической среде в основном за счет биохимических процессов.

3. *Водорастворимые загрязнители*, не вовлекаемые в биологический круговорот. К ним относятся различные токсичные вещества, самоочищение от которых происходит в основном за счет химических процессов их разложения, иногда с участием микробиологической трансформации.

С *термодинамической точки зрения*, самоочищение геологической среды происходит вследствие стремления изолированной системы к равновесию (по всем термодинамическим потенциалам, включая и химические потенциалы компонентов-загрязнителей, которые (за исключением энтропии) в состоянии равновесия достигают минимальных значений).

При этом энтропия такой системы возрастает в соответствии со вторым началом термодинамики. Хаотическое рассеивание загрязнителей, их разбавление, растворение и т.д. в пределах системы сопровождается возрастанием ее энтропии и является самопроизвольным процессом. В отличие от этого, концентрирование загрязнителей в одном месте системы, ее упорядочение - антиэнтропийный процесс. Поэтому антиэнтропийными являются большинство процессов техногенеза: извлечение веществ из недр, их концентрирование, обогащение руд, создание аномалий загрязнений, т.е. загрязнение геологической среды и т.п.

Таким образом, согласно В.А.Королеву [129] "расползание" ореолов и самопроизвольное рассеивание загрязнителей в геологической среде идет в соответствии со вторым началом термодинамики и сопровождается увеличением энтропии. Этот процесс более вероятен, чем противоположный - самопроизвольное концентрирование, упорядочивание и локализация загрязнителей в каком-либо одном месте. Поэтому самопроизвольная очистка геологической среды может осуществляться только за счет рассеивания загрязнителей или их разрушения (деструкции).

С другой стороны, этот процесс можно проанализировать и на основе *принципа Ле Шателье - Брауна* - принципа смещения равновесия. Если считать, что любое техногенное загрязнение в пределах геологической среды, как внешнее воздействие на систему, создает определенное возмущение в системе, нарушающее ее равновесие, то, согласно принципу Ле Шателье-Брауна, это воздействие вызывает в системе процессы, стремящиеся ослабить эффект данного воздействия. Самоочищение системы (геологи-

ческой среды или ее части) идет в соответствии с принципом Ле Шателье-Брауна, который позволяет определить направление смещения равновесия.

В основе процессов самоочищения, как известно [203], лежат процессы абиотического или биотического превращения химических веществ-загрязнителей: а) физические процессы массопереноса: разбавление (рассеивание, перемешивание), вынос загрязнителей за пределы экосистемы, испарение, сорбция, биоаккумуляция; б) микробиологическая трансформация; в) химическая трансформация: гидролиз, фотолиз, окисление и др. Особая роль в процессах самоочищения принадлежит автотрофным организмам.

Автотрофы - организмы (растения, водоросли, бактерии и др.), способные самостоятельно продуцировать необходимые для их существования органические вещества из неорганических, являются первичными продуцентами органического вещества в биосфере. Среди них выделяют также фитотрофы (осуществляющие фотосинтез) и хемоавтотрофы (окисляющие неорганические вещества).

Весьма существенную роль в самоочищении геологической среды играют различные круговые и циклические процессы массо- и энергопереноса, включая глобальный круговорот воды, круговые процессы в горных породах, биогеоценозах и т.п. Техногенное нарушение естественных круговых или циклических процессов в геологической и смежных средах приводит к нарушению функций "самоочищения" различных сред.

К абиотическим превращениям загрязнителей в геологической среде относятся окислительные и восстановительные процессы, гидролиз, фотохимические реакции, реакции между самими посторонними веществами и т.п.

К биотическим превращениям относятся ферментативная детоксикация, ферментативное окисление, разложение, восстановление и т.п. [133]. Органические вещества окончательно выводятся из геологической среды лишь в результате их минерализации, т.е. разложения органических соединений до диоксида углерода, воды и других небольших неорганических молекул (например, CO , HCl , NH_3 и т.п.). Разные соединения обладают различной нежелательной устойчивостью к минерализации.

Биологическая деструкция загрязнителей может вызываться различными организмами (энзимы, грибы, микроорганизмы и т.д.). При полной биологической деструкции образуются только вода, углекислый газ и появляются новые органические биотические образования. Однако чаще происходит неполная биологическая деструкция, при которой какой-либо вид организмов осуществляет лишь определенную стадию (ступень) процесса разложения. В итоге, для полного биологического разложения какого-либо загрязнителя на конечные продукты в большинстве случаев требуется совместная деятельность большого числа различных организмов, объединенных в данном биогеоценозе.

По этой же причине более богатые по видовому разнообразию биогеоценозы обладают большей устойчивостью к различным загрязнителям, большей способностью к самоочищению, чем бедные в видовом отношении биогеоценозы. В общем случае, чем сильнее молекулярное строение того или иного загрязнителя отклоняется от строения близких природных веществ, тем сложнее идет процесс его биологического разложения.

Процессы самоочищения в геологической среде (как и в окружающей среде в целом) ограничены. Самоочищение может осуществляться лишь в определенных пределах загрязнения, не превышающих некоторых границ, уровень которых лимитируется механизмами указанных выше процессов самоочищения. Для каждого механизма, как и для каждого вещества-загрязнителя, существует свой предельный уровень (ПДУ), превышение которого уже не позволяет системе самопроизвольно "справиться" с данным загрязнителем в конкретных геохимических условиях. Превышение этих уровней исключает самопроизвольное очищение системы. В этом случае система переходит уже в качественно иное состояние. Многообразие механизмов самоочищения в геологической среде, как и обилие различных веществ-загрязнителей, определяет чрезвычайную сложность этих процессов и не позволяет однозначно установить предельные уровни загрязнений для их самоочищения.

Не менее важным вопросом является оценка и учет **устойчивости** (персистентности) различных загрязнителей.

Персистенция (от лат. *persistere* - оставаться, упорствовать) – способность компонентов, не видоизменяясь и не разрушаясь, оставаться в окружающей среде. Персистенция бактерий - спо-

способность бактерий или вирусов сохраняться в организме хозяина или в клеточной культуре.

В общем случае все вещества, период полураспада которых в природных условиях превышает двое суток, считаются трудно-разложимыми.

Например, для различных хлорированных углеводородов длительность периода полураспада при 20°C составляет от 9 до 116 лет. Поэтому и после введения запретов на применение стойких биоцидов заражение ими почв и пород сохранится в течение десятилетий.

12.2. Дифференциация территорий по потенциальной способности нефтезагрязненных почв к самоочищению

Решение проблемы нормирования состоит в учете потенциала самоочищения почв, который зависит от свойств самих почв и физико-географических условий ОПС, в первую очередь, климатических факторов. Чем выше потенциал самоочищения почв, тем скорее пойдет процесс их восстановления при одинаковой нагрузке и составе загрязняющих веществ, и тем большую разовую нагрузку они выдерживают. От потенциала самоочищения почв зависят: нормирование допустимых концентраций загрязняющих веществ, выбор способа рекультивации загрязненных земель, организация наблюдения за состоянием почв.

Разнообразие почвенных и климатических условий на территории России и других стран СНГ, изменение потенциальной способности почв к самоочищению от очень низкой до очень высокой, требует дифференцированного подхода к разработке нормирования загрязнения почв нефтепродуктами для разных природных зон.

Для различных природных условий пределы допустимого уровня загрязнения почв нефтепродуктами должны быть установлены, исходя из дифференциации возможных ответных реакций среды на загрязнение. Этим целям служат карты районирования России и сопредельных государств по типам возможных изменений ОПС при нефтедобыче [251] и по потенциальной опасности загрязнения земель углеводородами [182]. Н.Ф. Глазовская [63] разделяет почвы территории России по потенциальной самоочищающей способности на следующие категории:

- I. Мерзлотно-тундрово-таежные районы: холодный климат, мерзлотные условия в почвах, широкое развитие торфяников и восстановительных условий в почвенном профиле - низкая и очень низкая способность почв к самоочищению;
- II. Таежно-лесные районы: умеренный климат, высокая влажность, вегетационный период от 3 до 5 месяцев - средняя способность почв к самоочищению;
- III. Лесостепные и степные районы: умеренный и теплый климат, длительный (свыше 5 месяцев) вегетационный период - высокая и очень высокая способность почв к самоочищению при высокой влажности, средняя - при пониженной влажности;
- IV. Полупустынные и пустынные районы: теплый климат, низкая влажность почв - высокая способность самоочищения при умеренной дозе осадков, средняя - при низкой дозе осадков.

Если основываясь на экспериментальных данных, принять ОДК нефти в почвах со средней скоростью самоочищения равным 2000 мг/кг (дерново-подзолистые почвы южной тайги), то для почв с низкой скоростью к самоочищению ОДК может составить 700 мг/кг, а для почв с высокой скоростью самоочищения - 4000 мг/кг.

При составлении оценочной карты потенциальной способности почв России к самоочищению от углеводородов [182] были учтены следующие главные факторы самоочищения земель:

- условия биологического и физико-химического разложения углеводородов в почвах;
- условия механического рассеяния углеводородов.

В основу оценок положено ранжирование природных факторов по их влиянию на процессы самоочищения от нефтепродуктов и ПАУ относительно всех почв России.

1. Территориальное разделение почв по интенсивности разложения углеводородов. Относительная суммарная биологическая активность почв, с которой прямо связана интенсивность деятельности углеводородокисляющих микроорганизмов, зависит от продолжительности вегетационного периода в почве, когда бактерии наиболее активны, и наличия влаги в почве, создающей благоприятную среду для микробиологической деятельности, достаточно. Относительная скорость биологической дегра-

дании углеводов в почвах зависит от биологической активности и теплового режима почв. Самой низкой скоростью биологической деградации почв характеризуются холодные и очень холодные почвы с относительно низкой и умеренной биологической активностью. Наиболее высокой скоростью деградации обладают умеренно холодные и умеренно теплые почвы, промерзающие и кратковременно промерзающие с умеренной и высокой биологической активностью. Относительная скорость *физико-химической деградации* (окисление и испарение легких фракций) углеводов в почвах зависит от окислительно-восстановительного потенциала почв и прогревания почв в летние месяцы. Выделяются области с низкой, умеренной и высокой скоростями физико-химического разложения углеводов. Самой высокой скоростью физико-химического разложения углеводов обладают почвы с окислительным режимом в профиле, где годовая сумма температур выше 10°C превышает 1500.

2. Территориальное разделение почв по интенсивности механического рассеяния углеводов. Механическое рассеяние неразложившихся углеводов водными потоками - важный фактор самоочищения почвенного профиля и поверхности почв.

Рассеяние происходит в двух направлениях - латеральном (плоскостной сток) и радиальном. Концентрация углеводов в почвах при этом может существенно снизиться, что ускорит их полное разложение. В то же время процесс механического рассеяния углеводов в почвах приводит к вторичному загрязнению подземных и поверхностных вод.

На потенциальную способность почв к механическому рассеянию углеводов влияют разнонаправленные две группы факторов:

- способность почв к аккумуляции углеводов и закреплению их в почвенном профиле;
- условия, способствующие выносу углеводов за пределы почвенного профиля.

Разность относительных величин индексов этих факторов и определяет в сумме относительную способность почв к механическому рассеянию нефти, нефтепродуктов, ПАУ.

Закреплению углеводов в почвенном профиле способствуют, в основном, сорбционные и механические барьеры, пре-

пятствующим дальнейшей миграции поллютантов. Главные сорбционные барьеры - это органогенные и гумусовые горизонты почв. Количество аккумулярованных углеводов находится в прямой зависимости от мощности и гумусности этих горизонтов.

В качестве общих критериев территориального разделения почв по способности к аккумуляции углеводов принято сочетание сорбционных барьеров с распространением постоянного мерзлого слоя в почве. Очень важно также учитывать фактор «нефтеемкости» почв, на который обратила внимание Н.П. Солнцева [217].

Главные факторы, определяющие потенциальную способность почв к выносу углеводов за пределы почвенного профиля, - это годовое количество осадков (активная компонента миграции) и водный режим почв, определяющий характер промывания почвенного профиля.

Выделяются следующие зоны территориального деления почв России по потенциальной способности самоочищения от углеводородных загрязнителей - нефти, нефтепродуктов и ПАУ.

1. Почвы с самым низким потенциалом самоочищения (низкая скорость деградации и слабое рассеяние) распространены на самом севере Азиатской части России (п-ова Ямал, Тазовский, Гыданский, низменности Северо-Сибирская, Яно-Индибирская, Колымская).

2. Почвы с низкой скоростью разложения углеводов, но с умеренным и сильным их рассеянием занимает север Европейской территории России (Кольский п-ов, о. Новая Земля, Тиманский кряж, Мезенская, Малоземельная и Большеземельская тундра, Полярный и Северный Урал), большую часть Западно-Сибирской низменности между Уралом и Енисеем, все Средне-Сибирское плоскогорье между рр. Енисей и Лена, включая районы Прибайкалья и Присаянья, а также территории северо-востока России, большей части Камчатки и севера Сахалина.

3. Почвы с умеренной скоростью разложения углеводов и одновременно с сильным их рассеянием встречаются отдельными массивами на Восточно-Европейской равнине и юге Западной Сибири.

4. Почвы с наиболее высоким потенциалом самоочищения от углеводов (высокой скоростью разложения углеводов и сильным рассеянием) занимают значительную

часть Европейской территории России (за исключением самых северных районов и полупустынных земель Нижнего Поволжья и Калмыкии), горные и предгорные территории Алтая, Западных Саян, Забайкалья, Приморья, Южного Сахалина.

5. Почвы с высокой скоростью разложения, но с умеренным рассеянием углеводов занимают, в основном, полупустынные районы Прикаспийской низменности, Нижнего Поволжья, Калмыкии.

Принятые в различных государствах количественные подходы к нормированию содержания нефтепродуктов в почвах, определяются характером региональной загрязненности среды, степенью ее индустриализации, экологической политикой, а также физико-географическими условиями, облегчающими или затрудняющими самоочищение среды.

Фоновые уровни содержания органических поллютантов дифференцируются в зависимости от содержания гумуса в почве.

Для оценки фоновых уровней для почв с другим содержанием органического вещества разработаны специальные пересчетные коэффициенты.

В обзоре W.W. Mc Gill [277] приводятся данные исследователей из разных стран по установлению безопасных пределов содержания нефти и нефтепродуктов в почвах. Эти оценки существенно расходятся по причине резко различных климатических и почвенных условий тех районов, где проводились эксперименты. В качестве среднего верхнего безопасного уровня содержания нефти в почве автор приводит 1000 мг/кг. Начало серьезного ущерба отмечалось при содержании нефти в почве на уровне около 20000 мг/кг. Прекращение роста растений наблюдалось при внесении примерно 3500 мг нефти на 1 кг почвы. На основе обобщения мирового опыта и данных экспериментов составлена таблица ориентировочных нормативов содержания нефтепродуктов в почвах, подлежащих рекультивации (табл.47) .

Таким образом, в географически наиболее близких России западных стран за нижний допустимый уровень загрязнения почв нефтепродуктами принимается уровень от 1000 до 5000 мг/кг сухой почвы.

На территории России и сопредельных государств также проводились наблюдения за скоростью самоочищения почв и восстановления растительности при дозированном поступлении

нефтепродуктов и нефти в почву, а также по установлению уровня загрязнения почв, подлежащих рекультивации [182]. В частности, в южно-таежной зоне при внесении менее 10 л нефти на м² пахотного горизонта дерново-подзолистой почвы (примерно 20000 мг/кг почвы при распространении в слое 0-20 см) самоочищение было достигнуто сравнительно быстро [182]. Уже через год посеянные травы без каких-либо специальных мероприятий по рекультивации дали нормальную продукцию. При внесении нефти в расчете 16 л/м² процесс самоочищения существенно замедлялся, а при нагрузке в 24 л/м² возникала необходимость в проведении восстановительных работ для регенерации плодородия почвы.

Таблица 47

Относительная степень нарушенности почв, содержащих различные количества нефти [181]

Степень нарушенности	Содержание нефти в почве, мг/кг сухой почвы	
	минеральная часть почвы	органическая часть почвы
От легкой до умеренной: в отсутствие каких-либо специальных мер отмечается некоторое временное ослабление роста растительности	5000-20000	40000-150000
От умеренной до высокой: нормально развиваться способны лишь некоторые виды растений; восстановление почв возможно в течение трех лет; без рекультивации восстановление потребует в 2-3 раза больше времени	20000-50000	150000-750000
От высокой до очень высокой: нефть фронтально пропитывает почву на глубину 10 см; лишь немногие растения выживают; при рациональной рекультивации почва может быть восстановлена за 3-5 лет; без рекультивации восстановление почвы займет 20 и более лет	Свыше 50000	Свыше 750000

Экспериментальными исследованиями на примере почв южной тайги показано, что относительно слабое нефтяное загрязнение (меньше 10 л/м²) спустя год не оказывает заметного влияния на фотосинтетическую функцию высших растений (злаков), тогда как при высоких дозах (более 20 л/м²) даже год спустя растения не способны нормально развиваться на загрязненной почве [252].

И.И. Шилова [252] проводила полевые опыты по биологической рекультивации загрязненной нефтью почвы в зоне сред-

ней тайги в Среднем Приобье. Почва - песчаный подзол под сосняком с нарушенным верхним слоем. Первоначальное загрязнение почв нефтью среднего состава достигало 7, 20 и 60 г/кг. Через год после загрязнения всхожесть семян овсяницы луговой, высеянных на загрязненных участках, составила, соответственно, 34,8, 22,0 и 13,4%. Всхожесть семян костра безостого в тех же условиях была, соответственно, 61,8, 54,3, 42,2%. Концентрация остаточной нефти в условиях средней и южной тайги через год составляла примерно 15% от уровня начального загрязнения.

12.3. Ресурсный потенциал самоочищения почв Азербайджана

В настоящее время нагрузка на естественные процессы самоочищения ландшафтов является избыточной, и параллельно с деструкцией загрязнений идёт их постепенное накопление в окружающей среде.

К сожалению, как отмечает Н.М. Исмаилов [105], в настоящее время в Азербайджане практически отсутствует достоверная, доступная и понятная населению информация о загрязненности конкретных участков сельскохозяйственных угодий теми или иными техногенными веществами, а также об опасности выращивания продовольственной продукции на загрязненных почвах. Землепользователи не имеют картограмм загрязненности почв, а проводимые экологами исследования носят локальный характер и не направлены на практическое их использование в сельском хозяйстве.

В этой связи при разработке прогноза изменения ландшафтов страны под воздействием антропогенных факторов актуальное значение приобретает изучение устойчивости биогеоценозов при загрязнении их различными органическими веществами и оценка способности их к самоочищению.

Повышенный интерес к разработке данной проблемы в Азербайджане объясняется возрастающей степенью воздействия на экосистемы нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей отрасли, повышением объемов транспортировки сырой нефти по её территории, потребления нефтепродуктов.

Почвенный покров представляет собой важнейший компонент биосферы. Почвенная оболочка определяет многие процес-

сы, происходящие в биосфере. Именно почвенный покров в конечном итоге принимает на себя давление потока промышленных и коммунальных выбросов и отходов, выполняя важнейшую роль буфера и детоксиканта. Важнейшее значение почв состоит в аккумуляровании органического вещества, различных химических элементов, а также энергии. Аккумулируя тяжелые металлы, пестициды, углеводороды, детергенты и другие химические загрязняющие вещества, почва предупреждает тем самым их поступление в природные воды и очищая от них атмосферный воздух.

В почве многие химические загрязняющие вещества претерпевают глубокие изменения. Углеводороды, пестициды, детергенты и другие соединения, с одной стороны, могут быть минерализованы или трансформированы в вещества, не оказывающие токсического воздействия на почву, микроорганизмы, растения, животных и человека. С другой стороны, эти же вещества или их производные, а также тяжелые металлы, фтор, оксиды азота и серы в первоначальном или преобразованном виде интенсивно связываются минеральными и органическими веществами почвы, что резко снижает их доступность растениям и, соответственно, повышают общий уровень токсичности.

Таким образом, почвенный покров выполняет функции биологического поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязнений. Если это звено биосферы будет разрушено, то сложившееся функционирование биосферы необратимо нарушится. Именно поэтому чрезвычайно важно изучение глобального биохимического значения почвенного покрова, его современного состояния и изменения под влиянием антропогенной деятельности.

Наиболее уязвимых свойств почв и особо опасных процессов немного, некоторые из них проявляются только в конкретных почвенно-климатических зонах. Общими для многих почв является потеря гумуса, увеличение кислотности или щелочности, неблагоприятные изменения состава обменных катионов, эрозия и дефляция, загрязнение почв пестицидами, детергентами и другими органическими соединениями, угнетение почвенной биоты. Особенно чувствителен к загрязнению небольшой гумусовый плодородный слой почвы, интенсивно его накапливающий.

Продукты техногенеза в зависимости от их природы и той ландшафтной обстановки, в которую они попадают, могут либо

перерабатываться природными процессами, и не вызывать существенных изменений в природе, либо сохраняться и накапливаться, губительно влияя на все живое.

И тот и другой процесс определяются рядом факторов, анализ которых позволяет судить об уровне биохимической устойчивости ландшафта и прогнозировать характер их изменений в природе под влиянием техногенеза. В автономных ландшафтах развиваются процессы самоочищения от техногенного загрязнения, так как продукты техногенеза рассеиваются поверхностными и внутрипочвенными водами. В аккумулятивных ландшафтах накапливаются и консервируются продукты техногенеза.

Решение проблемы районирования состоит в учете потенциала самоочищения, которое определяется микробным ресурсом - биомассой, таксономическим и физиологическим разнообразием комплекса почвенных микроорганизмов и активностью почвенных ферментов. Как известно, в состав почвенных микроорганизмов входят бактерии, актиномицеты, грибы, простейшие, водоросли, которые в целом и составляют микробный ресурс самоочищения природных сред обитания. Основная экологическая значимость комплекса почвенных микроорганизмов в загрязненных почвах состоит в расщеплении загрязняющих органических веществ до уровня, безопасных для выполнения ею основных экологических функций. От состава и степени развития указанных разновидностей микроорганизмов зависят способность почвы к самоочищению и ее плодородие. Чем выше потенциал самоочищения почв, тем скорее пойдет процесс их восстановления при одинаковом модуле техногенной нагрузки и составе загрязняющих веществ и тем большую разовую нагрузку они выдерживают, чтобы этот процесс не прекратился. От потенциала самоочищения зависят нормирование допустимых концентраций загрязняющих веществ, выбор способа рекультивации загрязненных земель, систем управления, организации мониторинга за состоянием почв и др.

Ресурсный потенциал устойчивости и самоочищающей способности различных типов почв в первую очередь определяется биогенными и абиогенными факторами [150].

Элементы климата непосредственно влияют на рост и функциональную активность почвенных микроорганизмов, косвенно -

на почвенную среду, обуславливая её гидротермический режим, определяя условия, благоприятные для микроорганизмов. Изменение водного, воздушного, температурного и питательного режима почвы сказывается существенным образом на микрофлоре: меняются количество отдельных групп микроорганизмов, динамика и интенсивность микробиологических процессов. Микробиологическая активность в почвах бывает различной и зависит не только от состава микрофлоры, но и от условий которые созданы для её развития [160].

Одним из основных абиогенных факторов, определяющих интенсивность микробиологических процессов является температурный фактор - сумма эффективных температур в течение всего года и температура почвы [159]. В почве наиболее многочисленны мезофильные микроорганизмы: температурный оптимум для их роста лежит в пределах от 20 до 42°C [254] и в значительной степени эти микроорганизмы определяют самоочищающую способность почв при загрязнении их органическими веществами. Поэтому при оценке потенциала самоочищения территории в первую очередь необходимо определить климатический потенциал устойчивости.

Как отмечает Н.М.Исмаилов [105] в первом приближении использование биоклиматического потенциала может быть полезным при оценке устойчивости почв к загрязнению органическими веществами. Вместе с тем, в отличие от бонитировки климата, в основе которого лежит учет суммы годовых температур выше 10°C при оценке самоочищающей способности почв целесообразно учитывать сумму годовых температур выше 15°C, более приближенной к оптимальной сумме температур, необходимых для функционирования почвенных мезофильных групп микроорганизмов. В этой связи предложена нижеследующая формула для определения климатического потенциала самоочищения (КПс):

$$K_{nc} = \frac{\sum ET > 15^\circ}{5475^\circ}, \quad (272)$$

где КПс- климатический потенциал самоочищения; $\sum ET > 15^\circ$ - сумма эффективных температур в течение года; 5475°- сумма

эффективных температур в течение всего года, максимально приближенная к эффективной для почвенных микроорганизмов.

В табл.48 представлены показатели КПс ряда районов Азербайджана, для которых характерны высокие температурные ресурсы. Видно, что КПс различных районов колеблется от 0,48 в горных регионах до 0,87 в Нахичевани. С точки зрения потребностей почвенных микроорганизмов в целом территория страны не полностью обеспечена суммой эффективных температур, достаточных для самоочищения в течение всего года в случае загрязнения. С другой стороны, при районировании ландшафтов страны необходимо учитывать неравномерность распределения термических ресурсов по сезонам года - их избыточность в летние месяцы и недостаток в зимние. Именно это обстоятельство определяет биогенную активность почв: летом в период избытка термических ресурсов и недостатка естественного увлажнения в низинных районах биогенность почвенного покрова падает до крайне низкого уровня, но повышается весной и осенью [105].

КПс является объективным показателем, характеризующий климатические ресурсы страны при оценке устойчивости ландшафтов к загрязнению органическими веществами и в качестве абиогенного фактора самоочищения может быть использован при районировании ландшафтов.

Наиболее высокой биогенностью характеризуются горные черноземы и каштановые типы почв. С повышением суммы активных температур от 1000-2000 до 4500°C четко прослеживается закономерный рост биогенности почв. Сравнительно низкая биологическая активность сероземных и серо-бурых в первую очередь связана с недостаточным уровнем естественного увлажнения при избытке термических ресурсов. По мере продвижения к предгорным и горным типам почв, несмотря на наличие благоприятного увлажнения, их биогенность также низка, что в первую очередь связано с недостаточно высокими тепловыми ресурсами. Для желтоземных почв снижение биогенности в условиях оптимального гидротермического режима связано в первую очередь с кислой реакцией почвенного раствора, неблагоприятного

Климатический потенциал самоочищения территории Азербайджана [105]

Районы	ΣT > 15°		Климатический потенциал
	Климатический потенциал	Климатический потенциал	
Сумма наиболее эффективных температур	5475°	1,00	4647
Мугань-Южноширванский	4583		0,85
• Сальяны	0,84		4647
• Сабирбад	4534		0,85
• Саатлы	0,83		4529
	4469		0,83
	0,82		4553
			0,83
			4454
			0,81
			4424
			0,80
			4484
			0,82
			4356
			0,80
Гянджа-Евляхский	4647		4468
• Евлах	0,85		0,82
• Геранбой	4453		4452
	0,81		0,81
Агдам-Физулинский:	4116		2650
• Агдам	0,75		0,48
			4498
			0,82
Губа-Хачмазская зона	3900		4750
	0,71		0,87

для жизнедеятельности бактериальной микрофлоры. Желтоземные почвы, благоприятные для произрастания культуры чая, являются наиболее слабым звеном в системе почв по потенциалу самоочищения. В первую очередь это связано с рН почв. Известно, что большинство почвенных организмов лучше растут при нейтральных значениях рН почв. Более того, многие микроорганизмы, например, нитрифицирующие и клубеньковые бактерии, актиномицеты, бактерии, разлагающие мочевины, предпочитают более высокие значения рН, т.е. слегка щелочные почвы. Хотя почвенные грибы и предпочитают низкие значения рН, все же существенное значение в процессах самоочищения принимает бактериальная микрофлора (т.н. *р-стратегия*) [105].

Приняв показатели биогенности темно-каштановых почв за эталон оценки актуальной самоочищающей способности различных типов почв для всех остальных типов почв на основании показателей баллов по биогенности, рассчитываются поправочные коэффициенты биогенности (табл. 49).

С учетом поправочных коэффициентов биогенности и температурного фактора сравнительную оценку устойчивости различных типов почв к загрязнению органическими веществами и их самоочищающей способности определяется по формуле:

$$ПЭИс = 12,5 (2 - V) \cdot п, \quad (272)$$

где ПЭИс — почвенно-экологический индекс самоочищения; V — плотность почвы в среднем для слоя 0-20 см; $п$ — «полезный» (безбалластный объем почвы в слое 0-20 см; $\Sigma T > 15^\circ$ — среднегодовая сумма активных температур выше 15°C ; величина 12,5 введена в формулу для того, чтобы привести определенную совокупность показателей к экологическому индексу, равному 100 (почвенно-экологические индексы выражаются с округлением до целых чисел).

Почвенно-экологические индексы самоочищения (ПЭИс) для основных типов почв Азербайджана показаны в таблице 49. При районировании самоочищающей способности территории условно принимается одинаковый модуль техногенной нагрузки и состав загрязняющих веществ, состоящий из соединений, способных к деградации природными микроорганизмами. Как видно, наиболее высоким баллом характеризуются каштановые, горные черноземы, луговые, потенциально наиболее слабой устойчивостью к загряз-

нению органическими веществами обладают серобурые, горнолесные, желтоземные почвы. При продвижении к горным районам оценочные баллы снижаются.

Таблица 49.

Почвенно-экологические индексы самоочищения почв Азербайджана [105]

Наименование почв	Поправочный коэффициент по биогенности	ПЭИс	Наименование почв	Поправочный коэффициент по биогенности	ПЭИс
Горно-луговые	0,63	56	Сероземные	0,80	53
Бурые горнолесные	0,48	42	Серо-бурые	0,66	26
Горные черноземы	0,81	69	Лугово сероземные	0,58	46
Коричневые горнолесные	0,81	69	Луговые	0,72	57
Темно-каштановые	1,0	84	Горнолесные желтоземные	0,51	35
Каштановые	0,99	79	Желтоземно-подзолистые	0,58	45

По полученным результатам рассчитываются средневзвешенный показатель ПЭИс всей территории Азербайджана - 55. Принимая средневзвешенный ПЭИс страны 55 за единицу ($K=1$), можно определить коэффициенты ПЭИс почв регионов, выявить площади почв, характеризующиеся наиболее слабой способностью к самоочищению в случае загрязнения органическими соединениями. К таким почвам в первую очередь будут относиться земли в пределах Кура-Аразской низменности - сероземные и серо-бурые почвы, а также желтоземные почвы. При загрязнении этих почв в первую очередь понадобятся использование интенсивных технологий для их очистки, в первую очередь биотехнологии.

Формула (374) дает возможность рассчитывать оценочные баллы по устойчивости и самоочищающей способности для зональных почв суглинистого гранулометрического состава. Оценочные баллы других почв можно рассчитывать с учетом поправочных коэффициентов для разного гранулометрического состава, степени засоления, солонцеватости, окультуренности и т.д. [105].

Метод районирования почв в сравнительном плане количественно оценивает их реальную способность к самоочищению при прочих равных условиях - при одинаковом модуле загрязнения. Единые шкалы оценки самоочищающей способности почв необходимы для выявления соотношения биогенности почв и регионов с благоприятными почвенно-климатическими условиями устойчивости почв к органическим загрязнениям, разработки и уточнения систем очистки почв от органических загрязнений.

Ранжирование различных типов почв по их реальной и потенциальной устойчивости к загрязнению позволяет установить уровень концентрации органических загрязнений в почвах и грунтах, выше которого почва не может сама справиться с загрязнением, её потенциал самоочищения *не работает*. Это уровень, который принято называть *верхним пределом потенциала самоочищения (ВППС)* [183] несомненно, будет различен для различных типов почв Азербайджана. Почвы, которые содержат органические загрязнения выше ВППС, должны будут подвергаться санации и рекультивации, так как без этих мероприятий они не выйдут из стадии деградации, и будут оказывать устойчивое негативное влияние на окружающую среду. Примером являются тысячи гектаров нефтезагрязненных почв Апшеронского полуострова.

Последующие исследования позволят выявить безопасный верхний уровень концентрации органических загрязнений в почвах, который может быть принят за *ориентировочный уровень допустимой концентрации* в почвах (ОУДК). Ориентировочным допустимым уровнем загрязнения почвы органическим загрязнением можно считать нижний допустимый уровень загрязнения, при котором в данных природных условиях почва в течение одного года восстановит свою продуктивность, а негативные последствия для почвенного биоценоза мргут быть самопроизвольно ликвидированы [183]. Такая оценка ПДК как общесанитарного показателя может быть выявлена для верхнего, гумусово-аккумулятивного горизонта почв (примерно до глубины 20-35 см).

ГЛАВА XIII. ФИЗИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ И ПОЧВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕАРОДУКТОВ

13.1. Механические методы

Механические методы удаления загрязнений являются простейшими и наиболее универсальными методами очистки массивов от любых загрязнений, однако, в сущности, они являются лишь перенесением загрязнителя из массива в другое место, или предварительным (вспомогательным) этапом для других способов очистки.

К механическому удалению загрязнений приходится прибегать в тех случаях, когда другие методы очистки *in situ* неэффективны.

В настоящее время широко распространено простое механическое удаление загрязненного объема пород с помощью специальных технических средств. Для этого используется различная землеройная и дорожностроительная техника: экскаваторы, бульдозеры, скреперы, фрезы и т.п. С помощью навесной фрезы срезается заданный по глубине слой загрязненного грунта и укладывается в погрузчик.

Механически извлекаемый из массива загрязненный грунт грузится в самосвалы и вывозится в места его дальнейшей переработки в стационарных условиях или хранения. Особенно часто этот метод используется при сильном поверхностном загрязнении, например, радионуклидами или нефтью. При этом механическое удаление загрязнителей обычно эффективно лишь в первые моменты времени после формирования очага загрязнения, например, сразу после аварии, повлекшей поверхностное загрязнение почв.

Существенным недостатком метода является необходимость дальнейшей утилизации большого объема грунтов или почв.

Механическая локализация загрязнителей в массивах с целью недопущения расползания аномалии осуществляется с помощью механических экранов. Это непроницаемые для загрязнителя экраны, создаваемые из различных природных или искусственных материалов, помещаемые в массив и окружающие очаг загрязнения со всех или некоторых сторон.

В качестве непроницаемых экранов используются всевозможные пленки, покрытия или слои из синтетических материалов. Технология создания таких механических защитных экранов, являющаяся частью технической мелиорации пород (так называемые геосинтетика и геотекстиль), разрабатывается в специальных отраслях инженерной геоэкологии.

Наиболее простой и часто применяемый способ использования механических защитных экранов - создание водонепроницаемых покрытий на поверхности загрязненных массивов (рис. 20). Это делается, например, для того, чтобы предотвратить растворение загрязнителя за счет выпадающих осадков и тем самым исключить возможное рассеивание загрязненной аномалии и вширь, и вглубь. Такая мера применяется сразу же после возникновения загрязненной аномалии, случившейся, например, при аварии на автотранспорте, проливе нефтепродуктов и т.п.

Этот экран является временной мерой, применяемой до момента начала работ по ликвидации загрязнения. Естественно, что поверхностные защитные экраны можно создавать лишь на ограниченной площади и, следовательно, применять лишь для локальных загрязнений. В качестве таких поверхностных экранов используются различные водонепроницаемые покрытия - полиэтиленовые пленки, водонепроницаемые ткани и т.п.



Рис. 20. Защитный поверхностный экран на загрязненном массиве:
1 - защитное покрытие; 2 - дренажная канава; 3 - очаг поверхностного загрязнения; 4 - крепление покрытия

Технология создания поверхностных защитных экранов довольно проста (см. рис. 20). Вокруг очага загрязнения на поверхности массива выкапывается дренажная канава для отвода воды с учетом уклона и рельефа местности. Канава располагается на та-

ком расстоянии от аномалии, чтобы исключить взаимный контакт дренируемой воды и загрязнителя. После подготовки дренажной канавы на поверхность загрязненного массива укладывается защитный экран (пленка, ткань и т.п.) и закрепляется по всему периметру таким образом, чтобы его не сдуло ветром и чтобы дождевая вода с него стекала в дренажную канаву.

Защитные поверхностные пленки являются временными, и после удаления загрязнения они ликвидируются.

13.2. Гидродинамические методы

Гидродинамическое воздействие широко применяется при очистке массивов пород различного размера, оно является основным, на сегодняшний день, методом очистки подземных вод от различных загрязнителей. Гидродинамическое воздействие используется в виде дренажа, откачки, шунтирования, фильтрования и т.п., но в любом случае удаление загрязнителей происходит с фильтрующим потоком жидкости. Гидродинамическое воздействие эффективно сочетается с другими методами очистки.

Гидродинамическое удаление загрязнителей осуществляется путем промывки водой грунтового массива, растворения и фильтрации воды.

Промывка массивов от загрязнителей в общем случае представляет собой один из вариантов выщелачивания или экстракции, в котором выщелачивающей жидкостью является вода. Промывка осуществляется в двух вариантах: при **диффузионной промывке** происходит переход отмываемого загрязнителя из порового раствора грунта в промывную воду под влиянием разности концентраций при контактировании грунта с промывной жидкостью; при **фильтрационной промывке** (методом вытеснения) происходит переход загрязнителя в промывную жидкость, частично за счет его вытеснения из порового раствора, замещения промывной жидкостью и растворения.

Методы гидродинамического **растворения** токсичных загрязнений основаны на способности некоторых экологически опасных соединений образовывать с водой идеальные или неидеальные растворы. В целях очистки промышленно загрязненных почв и грунтов от растворимых солей токсичных соединений ис-

пользуют поверхностное и подземное затопление водой и выщелачивающими растворами. С помощью растворения загрязнений водой удастся очистить почвы от тяжелых металлов (хрома, кадмия, серебра, меди), радионуклидов (америция и плутония), летучих и растворимых углеводородов.

Несмотря на большой класс удаляемых загрязнений, данный метод малоэффективен и может вызвать загрязнение более глубоких почвенных горизонтов и подземных вод. Поэтому применение этого метода в экологических целях возможно только в комплексе с другими химическими и гидродинамическими методами. Метод применим для изотропных по проницаемости почв и грунтов.

Данный метод очистки имеет ряд ограничений. Он может применяться лишь для таких загрязнителей, токсичное действие которых может быть снижено разбавлением водой, а также когда исключается вредное воздействие загрязнителя на подземные воды. Этот метод не применим к глубоко залегающим загрязнителям и в основном эффективен для удаления поверхностных водорастворимых загрязнителей. Метод требует значительного количества пресной воды.

Перед промывкой поверхность массива выравнивается, глубоко вспахивается и разбивается валиками на чеки - прямоугольные участки размером 0,1-0,3 га. Затем чеки затопляют водой. Промывные нормы воды устанавливаются в зависимости от степени загрязненности массива, водопроницаемости грунтов, состава загрязнителя, его растворимости и т.п.

Дренаж используют в двух вариантах: вертикальном и горизонтальном. Горизонтальный дренаж может иметь разную глубину (до 3 м, иногда более). Наиболее целесообразен систематический (т.е. равномерно распределенный на территории массива) горизонтальный трубчатый дренаж с уклоном дна не менее 0,001 и нормальным сбросом дренажных вод в водоприемник (рис. 21).

В том случае, если не обеспечивается самотечный сброс дренажных вод, устанавливаются насосные станции, откачивающие дренажные воды. Из водоприемника загрязненные воды подлежат дополнительной очистке каким-либо из специальных способов водоподготовки.

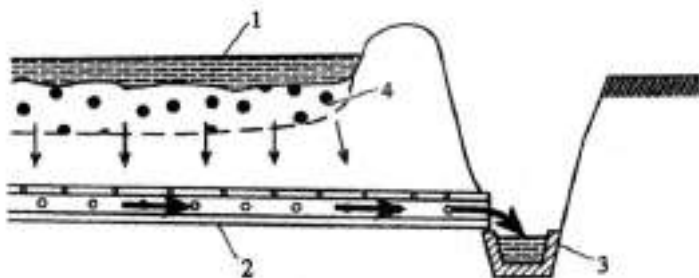


Рис. 21. Схема горизонтального рассоляющего дренажа при промывке загрязненного массива грунтов:

1 - чека; 2 - дренажная труба; 3- водоприемник; 4 - загрязнитель

Для прокладки горизонтальной дренажной сети используются различные дренажные машины, различающиеся по способу укладки дрен в грунт (траншейный, узкотраншейный, бестраншейный и т.п.). При наиболее распространенном траншейном способе укладки применяются дренажные машины с рабочим органом в виде ковшовой цепи. Экскаватор-дреноукладчик, передвигаясь на гусеничном ходу, прокладывает траншею ковшами, грунт из которых поступает на ленточный конвейер и разгружается в насыпь вдоль траншеи. С помощью трубоукладчика в траншею укладываются специальные (пористые или перфорированные) дренажные трубы, которые соединяются между собой и засыпаются.

Вертикальный систематический промывной дренаж состоит из системы вертикальных скважин, равномерно размещенных на всей площади загрязненного массива, из которых откачивают воду. Глубина скважин может достигать 30-150 м, диаметр их меняется в пределах 15-30 см и более, высота качания 6-20 м, а расход воды составляет до 25-300 л/с. Количество и чистота скважин определяются исходя из гидрогеологических особенностей массива, концентрации загрязнителя и т.п. Вертикальный дренаж может успешно работать при наличии достаточно мощного водопроницаемого пласта, находящегося в гидравлической связи с промываемым грунтом.

В легко размываемых (например, лёссовых) грунтах вертикальные дренажные скважины могут создаваться с помощью размыва (рис. 22). Дренаж используется и при очистке массивов от поверхностного нефтяного загрязнения. Для этого создается сеть

дренажных канав, где собираются нефтепродукты и вода, в дальнейшем нефтепродукты тем или иным образом из канав извлекаются и утилизируются [23].

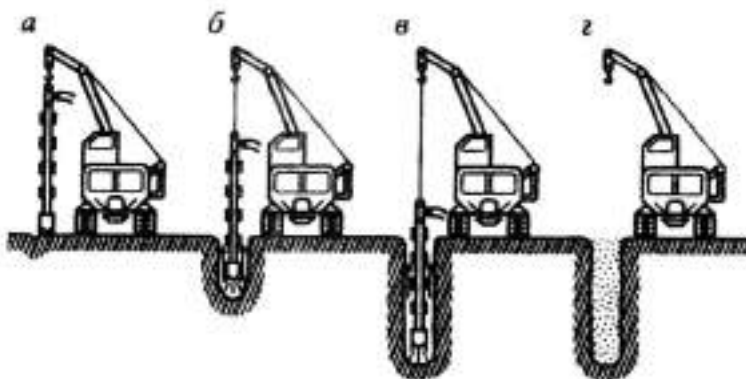


Рис. 22. Последовательность проходки вертикальных дренажных скважин размывом : *а* - установка колонны трубопровода; *б* - начало размыва; *в* - конец размыва скважины; *г* - засыпка полученной скважины дренажным материалом

Вариант промывки массивов и загрязненных водоносных пластов пород представлен в виде схемы замкнутого цикла на рис. 23.

В этом случае используется система из нескольких нагнетательных и эксплуатационных скважин. Через нагнетательные скважины подается промывочная вода, поступающая в очищаемый горизонт массива, а через эксплуатационные скважины проводится откачка воды вместе с растворенным в ней загрязнителем.

Откачиваемая "грязная" вода на поверхности подвергается очистке от загрязнителя, проходя через систему водоочистки и попадая в резервуар (см. рис. 23). Из резервуара вода вновь насосами подается в нагнетательные скважины и т.д. Система водоочистки зависит от состава загрязнителя и состоит из различных сепараторов, очистных блоков и фильтров, с помощью которых от воды отделяется загрязнитель.

Преимуществом подобной замкнутой схемы очистки массива является то, что загрязнитель частично концентрируется, выводится из геологической среды и может в дальнейшем быть подвергнут переработке или утилизации.

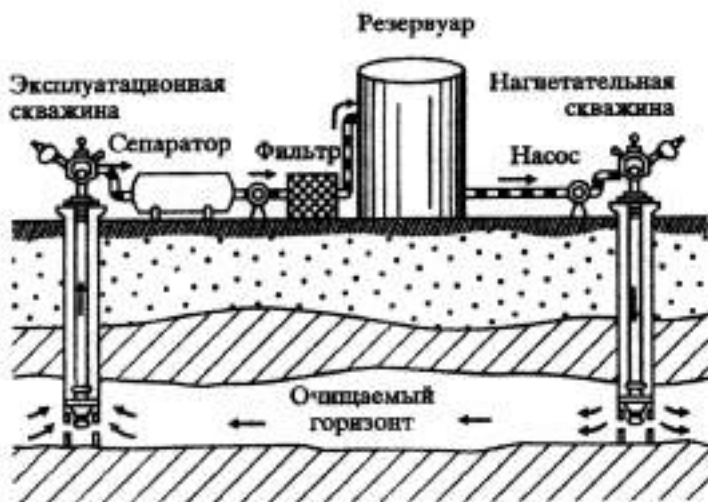


Рис.23. Схема замкнутого цикла очистки водоносного горизонта

Фильтрация применяется чаще всего для очистки поверхностных вод, однако нередко создаются специальные фильтрующие стенки и в грунтовых массивах. Фильтрация может быть как просто механическим (через нейтральные фильтры) для очистки от взвешенных частиц, так и с использованием специфических фильтров, удерживающих растворенные и коллоидные вещества за счет физико-химических взаимодействий [16].

Наиболее известным методом удаления загрязнения вместе с водой является **откачка**. Она может применяться самостоятельно и в сочетании с другими методами для всех типов загрязняющих веществ, содержащихся в подземных водах. Откачка проводится с помощью специально оборудованных скважин или иглофильтровых установок (рис. 24).

Практически во всех случаях нефтяного загрязнения грунтовых вод для очистки используется откачка [10]. Наиболее эффективным при извлечении нефтепродуктов является метод совместной откачки. При использовании этого метода скважина оборудуется двумя насосами, нижний из которых является понижающим (откачивающим воду), а верхний - извлекающим (откачивающим нефтепродукты). Создаваемая нижним насосом воронка депрессии позволяет увеличить приток нефтепродукта к скважине и повы-

силь эффективность очистных работ. Другим способом повышения эффективности извлечения нефтепродуктов является использование для обсыпки зафильтрового пространства скважин смеси гравия и олеофильного материала - фторопласта - в соотношении 1:1 [125].

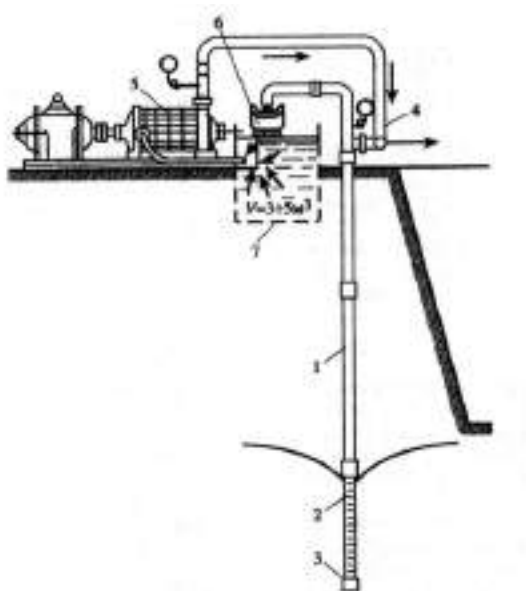


Рис. 24. Схема эжекторной иглофильтровой установки:

- 1- надфильтровая труба; 2 - фильтровое звено иглофильтра;
- 3 - наконечник с шаровым клапаном; 4 - распределительный коллектор;
- 5 - насос; 6 - лоток; 7 - водосборный резервуар

Существенным преимуществом откачки при удалении монолитного нефтяного загрязнения является возможность последующего использования извлеченных нефтепродуктов. В ряде институтов России (например, в Иркутском университете) разработаны стационарные, передвижные и самоходные установки, позволяющие откачивать нефть и нефтепродукты из техногенных залежей без существенного понижения грунтовых вод. При очистке грунтов и подземных вод от мощного загрязнения нефтью и нефтепродуктами за счет откачки при благоприятных гидрогеологических условиях реально можно извлечь около 30% содержащегося в массиве загрязнения [125].

Общим недостатком откачки является сильное нарушение обводненности массива, что изменяет гидродинамический режим территории и свойства пород, слагающих массив.

13.3. Аэродинамические методы

Близкими по механизму действия к гидродинамическим методам очистки являются аэродинамические методы. При использовании этих методов загрязнение удаляется вместе с циркулирующим в массиве воздухом или газами. К аэродинамическим методам очистки массивов относятся различного рода продувки, а также вакуумная и паровакуумная экстракция. Аэродинамические методы в основном используются для удаления из грунтов газообразных и жидких летучих экотоксикантов.

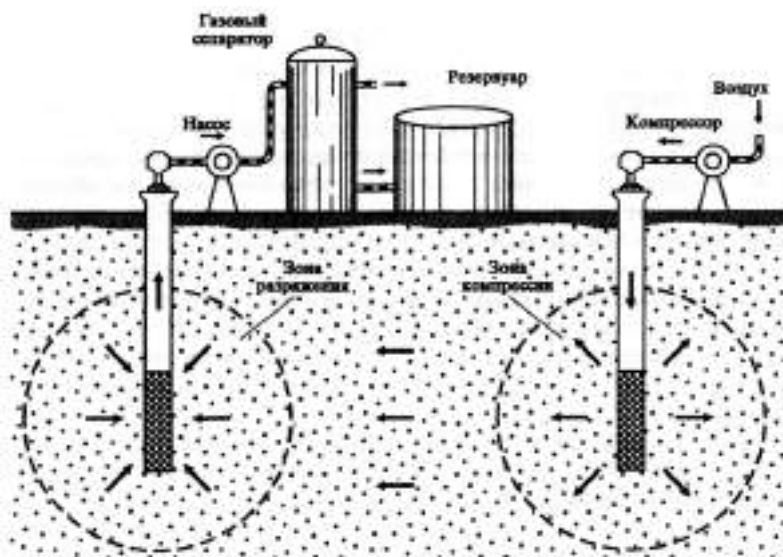


Рис. 25. Схема вакуумной очистки пород зоны аэрации

Самым простым из аэродинамических методов является продувка загрязненного массива воздухом через скважины с выносом загрязнителей на поверхность. Она применяется для веществ-загрязнителей, находящихся в грунте в виде мелких твердых частиц, и проводится по аналогии с очисткой фильтрующих материалов [146]. Продувка воздухом применяется также при локальных

загрязнениях нефтяными углеводородами [125]. Недостатками метода продувки являются невысокая степень очистки, малый очищаемый объем и в первом случае нарушение структуры почв и грунтов.

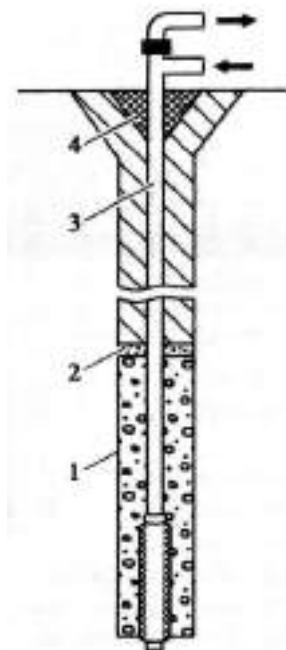


Рис. 26. Схема устройства вакуумирующей скважины:

1 - засыпка из крупного песка; 2 - мелкий песок;
3 - глинистый замок; 4 - битум

Более эффективна **вакуумная очистка** грунтов (рис. 26). Она применяется для очистки массивов, загрязненных газообразными или летучими токсичными компонентами, в основном в зоне аэрации.

Схема вакуумирования показана на рис. 26, установка состоит из нагнетательной и вакуумной скважин. Через нагнетательную скважину под давлением подается воздух или газ, не реагирующий с загрязнителем. При этом вокруг скважины создается зона компрессии, из которой вытесняется загрязнитель. Радиус этой зоны зависит от давления компрессии и проницаемости грунта. Из расположенной рядом вакуумной скважины поровый воздух откачивается вакуумным насосом, при этом вокруг скважины создается

зона разряжения, из которой откачивается токсичный загрязнитель и затем попадает в газовый сепаратор и резервуар для хранения или дальнейшей утилизации.

Вакуумирующие скважины имеют специальное устройство, обеспечивающее их герметичность (рис.26). Вакуумирование в скважинах осуществляется с помощью специальных вакуумных установок (рис. 27). Большинство таких установок может работать и в режиме вакуумирования, и в режиме нагнетания газа.

НПО "Полет" в рамках конверсионной программы разработало и выпускает вакуумный нефтесборщик для зачистки замазученного грунта и сбора различных нефтепродуктов с поверхности почвы. Установка имеет производительность вакуумного насоса 30 т/ч при разряжении до 0,02 МПа. Максимальный диаметр прокачиваемых в установке частиц загрязненного грунта до 40 мм, диапазон вязкости собираемых нефтепродуктов или шлама 20-300 Па · с [10].

Кроме того, все более широкое применение получают передвижные вакуумные установки - вакуумные сборщики ("илососы"), смонтированные на шасси грузовых автомобилей (рис. 28) и применяемые для сбора слоя нефти (или нефтепродуктов) с поверхности почвы, воды или из понижений рельефа и т.п. Так, например, Арзамасский завод коммунального машиностроения выпускает такой сборщик на базе КРАЗ-260 с мощностью двигателя 220 кВт. Максимальное разряжение в его цистерне емкостью 7 м³ составляет 0,095 МПа при производительности вакуум-насоса 12 м³/мин. Аналогичные передвижные вакуумные нефтесборщики на автомобильном шасси предлагает Октябрьский завод оборудования нефти и газа нефтяной компании "Лукойл" [10].

НПО "Полет" разработало комбинированную мобильную установку для переработки нефтешлама и замазученных грунтов, располагаемую на четырех трейлерах. На первом находится блок декантеров с автоматическим приводом, на втором - блок сепараторов, на третьем - система химической обработки твердой фазы и система очистки сточной воды, а на четвертом трейлере - вспомогательное оборудование (транспортёр, система альтернативной термообработки шлама с вращающейся печью сжигания со специальной горелкой и т.п.) [10]. Однако установка работает с переотложенным грунтом, а не в самом массиве.

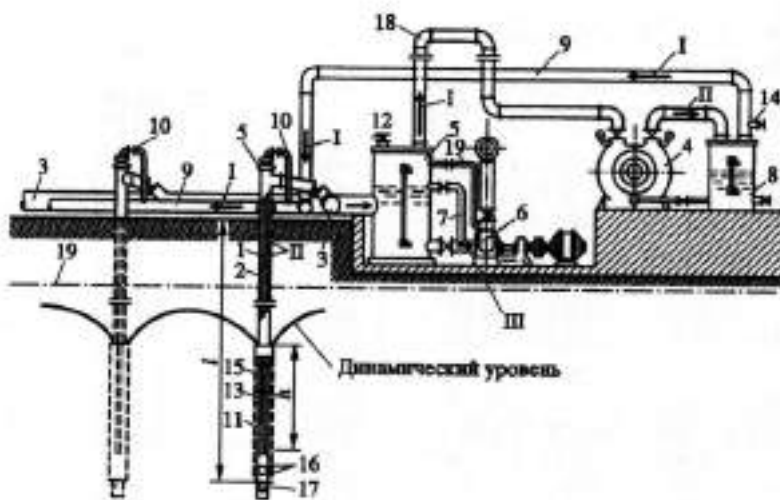


Рис. 27. Схема вакуумной установки:

- 1 - надфильтровая труба; 2 - воздушная труба; 3 - всасывающий коллектор; 4 - вакуум-насос; 5 - водоотделитель; 6 - центробежный насос; 7, 18 - трубы; 8 - водоотделитель; 9 - распределительный воздухопровод; 10, 12, 14 - краны; 11 - форсунка; 13 - сетка; 15 - остов фильтра; 16 - отверстия; 17 - шар; 19 - первоначальный уровень грунтовых вод; I-воздух; II-смесь воздуха с водой; III-вода

Для сбора с поверхности почв небольших разливов нефти применяются различные портативные или ручные вакуумные сборщики.

Особым видом аэродинамического воздействия является продувка массива горных пород углекислым газом под высоким давлением для очистки от органических веществ, в частности от ароматических углеводородов. Процесс очистки включает в себя экстракцию ароматических углеводородов суперкритическим углекислым газом и их последующее влажностно-воздушное окисление. Используется углекислый газ под давлением 48-137 атм. Для различных фракций углеводородов достигается эффект очистки от 75 до 99% [125].

Если по каким-либо причинам токсичный загрязнитель невозможно откачать из грунта, то в этом случае его можно нейтрализовать с помощью закачиваемого газа.

Схема и технология таких работ аналогичны газовой силикатизации грунтов, применяемой для закрепления лёссов.

Через нагнетательные скважины в массив компрессорами под давлением закачивается газ, реагирующий с загрязнителем. Газ подбирается таким образом, чтобы нейтрализовать или разрушить загрязнитель. Для технологической реализации этой схемы могут использоваться вакуумные установки, аналогичные показанной на рис. 28.

Метод не применим к инертным по газу загрязнителям, а также он не может использоваться в непористых породах и грунтах с низким коэффициентом проницаемости.

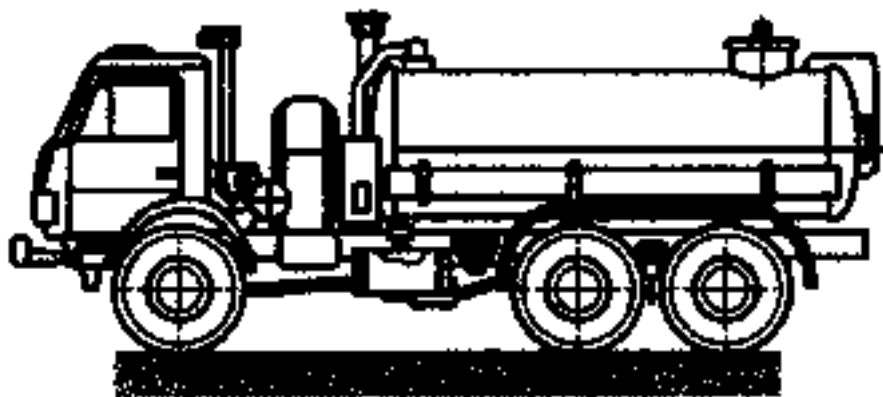


Рис. 28. Передвижной вакуумный сборщик АКН-6 для сбора нефтяных загрязнений и транспортировки нефтепродуктов

Процесс сплавления грунта при создании непроницаемых экранов с помощью СВЧ-поля может в определенной степени регулироваться с помощью введения в грунт гидроксидов железа, алюминия, щелочных металлов, кремнезема и других компонентов.

Таким образом, среди физических методов очистки грунтов от загрязнителей существует довольно широкий спектр различных способов, эффективность которых зависит от типа грунта, количества и вида загрязнителя.

ГЛАВА XIV. ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПОДУКТОВ

14.1. Электрохимические и электрокинетические методы удаления загрязнителей

Электрохимические методы удаления загрязнителей основаны на применении поля постоянного электрического тока к загрязненным водонасыщенным грунтам. При наложении такого поля в грунте возникает целый ряд электрохимических и электроповерхностных процессов и явлений, таких как электроосмос, электрофорез, электролиз, электромиграция и т.д., в результате которых загрязняющие компоненты передвигаются к одному из полюсов либо разрушаются под действием тока. Электрокинетические методы очистки почв и пород основаны на их физико-химических свойствах и процессах, происходящих под действием постоянного электрического тока. В переносе загрязнений в почвах и породах под действием постоянного электрического тока преобладают процессы электроосмоса, электромиграции и электрофореза [94,126, 127, 128]. Ведущим процессом в передвижении и удалении загрязняющих компонентов в грунтах является электроосмос, рассматриваемый ниже более подробно.

В постоянном электрическом поле свободный ион порового раствора движется со скоростью

$$V_i = UZeE , \quad (273)$$

где U - подвижность иона; Z - валентность иона; e - заряд иона; E - напряженность электрического поля.

С учетом скорости электроосмоса $V_{\text{зо}}$, оказывающего тормозящее или ускоряющее действие, результирующая скорость (V) иона составит:

$$V = V_i + V_{\text{зо}} , \quad (274)$$

где знак "плюс" относится к катионам, а знак "минус" - к анионам.

Поскольку в грунтах движение ионов в поровом пространстве затрудняется и искривляется за счет структуры порового пространства, то реальные скорости миграции ионов в грунтах несколько меньше рассчитываемых по уравнению (274).

Для увеличения эффекта разделения создают постоянный противоток ионов противоположного знака. Скорость электромиграции

ионов в поровом растворе почв и пород пропорциональна напряженности электрического тока и валентности ионов. Электромиграция не зависит от пористости пород и поэтому является одним из основных процессов массопереноса заряженных компонентов загрязнителей под действием постоянного электрического тока в глинах и суглинках. Электромиграция осложняется процессами электролиза.

В процессе **электроосмоса** жидкость, содержащая ионызагрязнители, передвигается относительно неподвижной заряженной поверхности минеральных частиц грунта, как в капиллярной поре (увлекая при этом и загрязнения).

Определяющим фактором при оценке эффективности этого метода для удаления загрязнителей является электроосмотическая скорость потока $Q_{\text{оо}}$, пропорциональная произведению силы электрического тока и величине ζ -потенциала. Электроосмотический перенос загрязнений возможен только в глинистых породах, т.е. в высокодисперсных породах с развитым ДЭС и большой долей, занимаемой им в общем объеме порового пространства [19, 84, 94].

Как известно, объемная скорость электроосмоса ($Q_{\text{оо}}$) описывается уравнением Гельмгольца-Смолуховского, которое для образца капиллярно-пористого грунта имеет вид [86]

$$Q_{\text{оо}} = v_{\text{оо}}S = -\varepsilon_0 S \zeta (\psi_1 - \psi_2) / \eta \beta = \varepsilon_0 S \zeta (\psi_2 - \psi_1) / \eta \beta, \quad (275)$$

где $v_{\text{оо}}$ - линейная скорость электроосмоса; ε_0 - диэлектрическая проницаемость порового раствора; S - суммарное сечение всех капиллярных пор на единицу сечения образца грунта; ζ - электрокинетический потенциал; ψ_1, ψ_2 - электрические потенциалы по противоположным граням образца; η - вязкость порового раствора; β - коэффициент, учитывающий извилистость капилляров в грунте и необходимый для учета истинной длины капилляров.

Величина объемной скорости электроосмоса $Q_{\text{оо}}$ может быть выражена не через потенциалы, а через ток (I) и электропроводность ($\chi_{\text{оо}}$) порового раствора грунта по уравнению

$$Q_{\text{оо}} = -\varepsilon_0 \zeta I / \eta \chi_{\text{оо}}, \quad (276)$$

где I - ток на единицу площади сечения образца; $\chi_{\text{оо}}$ - объемная электропроводность дисперсионной среды в порах. Данное выражение справедливо в предположении того, что электропроводность в порах

грунта (χ_v) совпадает с электропроводностью дисперсионной среды в объеме (χ_0). т.е. при $\chi_v = \chi_0$.

Однако, строго говоря, из-за наличия в дисперсном грунте добавочной *поверхностной проводимости* (χ_s) (обусловленной проводимостью ионов ДЭС) значения χ_0 и χ_v в грунтах не совпадают, отличаясь на величину поверхностной проводимости χ_s . В этом случае электропроводность в порах грунта [94]

$$\chi_0 = \chi_v + \chi_s. \quad (277)$$

Тогда, с учетом поверхностной проводимости (χ_s), выражение для скорости электроосмоса (277) примет вид

$$Q_{эо} = -\varepsilon_0 \zeta I / \eta (\chi_v + \chi_s). \quad (278)$$

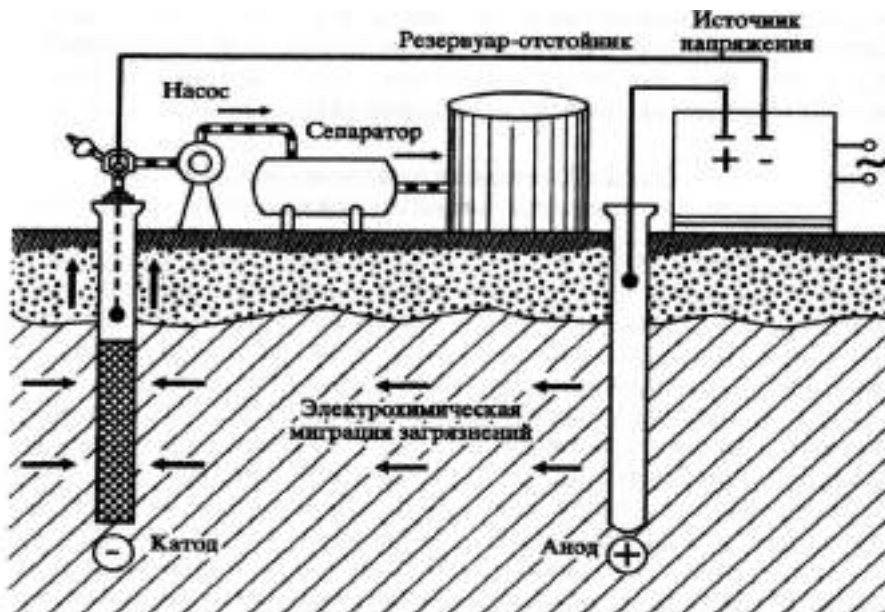


Рис.29. Схема электрохимической очистки водонасыщенных глинистых грунтов

Общая схема реализации электрохимической очистки водонасыщенных глинистых грунтов электроосмотическим методом показана на рис. 29. Скважины, устройства которых служат анодом и катодом, имеют специальную конструкцию и позволяют од-

новременно с электроосмотическим фильтратом извлекать содержащиеся в нем загрязнители.

Применение этого метода оправдано в случае загрязнения почв и грунтов неэлектропроводными органическими веществами (нефтью и отработанным машинным маслом, дизельным топливом и др.).

14.2. Электроосмотическоеудаление, органических загрязнителей

В.Д. Королёвым в 1996 г. экспериментально было обнаружено, что в водонефтенасыщенных глинистых грунтах под действием постоянного электрического тока наблюдается диспергация и перемещение жидких углеводородов (нефти) с электроосмотическим фильтратом преимущественно в катодном направлении.

При этом анодная часть грунта очищается от нефти, а катодная обогащается, часть нефтепродуктов вытекает из образца с электроосмотическим фильтром. Были проведены детальные исследования природы этого явления. Закономерности совместного электромеханического перемещения двух несмешивающихся жидкостей (воды и жидких неполярных углеводородов) в дисперсных грунтах являются наиболее сложными из рассмотренных ранее процессов электромассопереноса [129].

Специфичность электроосмоса в таких системах обусловлена в основном степенью подвижности границы раздела двух несмешивающихся или слабо смешивающихся жидкостей относительно их свободного объема. Вероятно, в этом случае под действием постоянного электрического тока и наличия ДЭС_{н-в} происходит перемещение ионов ДЭС в одной из жидкостей и вовлечение в течение макрослоев другой соседней жидкости вследствие вязкого трения [125].

Характер и интенсивность проявления этих процессов во многом определяются рядом факторов: свойствами глинистого грунта, соотношением "вода-нефть", химическим составом порового раствора и его концентрацией и т.д. Существенное влияние на процесс электрохимической миграции нефти оказывает взаимное расположение нефти и воды в структуре порового пространства грунта. Эффект электрохимической миграции нефти про-

является лишь в том случае, если нефть находится в виде капель в центре пор и со всех сторон окружена водой. Если же нефть находится непосредственно на межфазной границе с минеральной подложкой, а вода - в центре поры, то в этом случае система не проводит ток и электрохимическая миграция не возникает.

Таким образом, на величину параметров ДЭС в нефтеводонасыщенном глинистом грунте в первую очередь будет влиять соотношение в поровом пространстве воды и нефти.

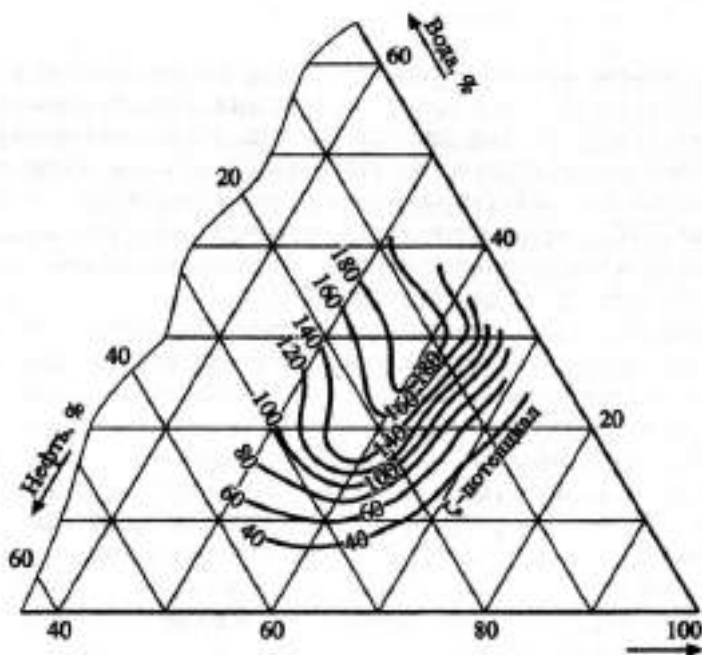


Рис. 30. Диаграмма значений-потенциала в зависимости от соотношения объемных долей каолинита, воды и нефти в образце (каолин челябинский) [129]

Для выяснения этого фактора В.А.Королевым совместно с А.Д. Токарчуком были проведены серии экспериментов по определению методом электроосмоса величины ζ -потенциала в нефтеводонасыщенном образце каолинитовой глины (каолин челябинский) при разном соотношении "вода-нефть". Результаты экспериментов отражались в виде изолиний ζ_v -потенциала на треугольной диаграмме, характеризующей соотношение в исследуе-

мом образце каолинита, воды и нефти (рис.30). Как видно на рис. 30, существует оптимальная область соотношения "каолин-нефть-вода", при котором отмечаются максимальные в данных условиях значения ζ -потенциала. Для этой области будут характерны и наибольшие значения электроосмотического переноса водонефтяной эмульсии, а следовательно, и наибольшее количество удаляемой из образца нефти [129].

По результатам экспериментов, проведенных В.А.Королевым совместно с М. А. Некрасовой, также были получены зависимости, отражающие влияние различных факторов на интенсивность электрохимической миграции жидких углеводородов в нефтеводонасыщенных глинистых грунтах. Изменение в каолининовой глине соотношения "вода-нефть" в ряду 1:0,6, 1:0,8 и 1:2 приводит к изменению характера электрохимического массопереноса. Максимальный эффект суммарной очистки (около 35%) достигается при соотношении 1:0,6. Увеличение доли нефти в свободном объеме порового раствора грунта до соотношения "вода-нефть" 1:2 приводило к удалению из анодной зоны образца до 70% жидких углеводородов. Однако при дальнейшем увеличении доли нефти в этом образце эффективность ее электрохимической миграции постепенно снижалась, поскольку чистая нефть не проводит электрический ток.

Влияние исходной концентрации порового раствора на электрохимическую миграцию жидких углеводородов в глинистых грунтах является важным фактором, определяющим строение и развитие диффузной части двойного электрического слоя на границе "нефть-вода" и "вода-минерал". В.А.Королев [129] считает, что обе обкладки ДЭС_{в-н} находятся в водной фазе, а их центры тяжести на разных расстояниях от границы, так как при очень малой диэлектрической проницаемости нефти граница раздела "вода-нефть" является непроницаемой для любого иона [228].

Проведенные исследования позволили установить, что скорость электроосмотического переноса воды и нефти в нефтенасыщенных каолининовых глинах возрастает с уменьшением концентрации порового раствора от 0,5 н до 0,005 или 0,01 н в зависимости от его состава. Максимальный суммарный эффект очистки достигается при концентрации хлорида натрия 0,05 н в

условиях малой влажности ($<W_p$) грунта при соотношении "нефть-вода" 2:1 [129]

Было установлено, что при концентрации $<0,01$ н из-за особенностей строения двойного электрического слоя на границе "вода-нефть" ($DЭС_{в-н}$) и при концентрации $>0,1$ н за счет снижения вклада электроосмотической составляющей в суммарный электрохимический массоперенос интенсивность электрохимической миграции резко снижается.

Направление перемещения углеводородов определяется как концентрацией, так и химическими свойствами ионов. В нашем случае в экспериментах были использованы ионы, способствующие структурированию (натрий) и реструктурированию (калий, магний) воды. Известно, что наличие в поровом растворе грунтов структурирующих ионов при повышении концентрации приводит к формированию катодного направления миграции, а наличие деструктурирующих ионов - анодного направления [228].

В зависимости от состава ионов электролита по-разному осуществляется формирование $DЭС_{в-н}$ за счет процессов адсорбции на межфазной границе, а следовательно, сам $DЭС_{в-н}$ может приобретать как положительный, так и отрицательный знак зарядов. Это будет отражаться на скорости электроосмотического потока воды и в крайнем случае - на его направлении.

В ходе электрохимической очистки грунта от нефтяных загрязнений существенно меняется величина рН вдоль оси образца по направлению от анода к катоду. В анодной зоне величина рН снижается до 1 и менее, а в катодной - повышается до 12. При этом в наибольшем диапазоне рН меняется у наиболее влажных (W_0), маслонасыщенных (W_M) или нефтенасыщенных (W_H) глинистых грунтов различного минерального состава. Средняя часть образца остается практически в нейтральной области рН.

Такое существенное изменение рН среды не может не сказаться на миграционной способности жидких углеводородных загрязнителей и их отдельных компонентов в электрическом поле вследствие того, что нефтяные загрязнители, их фракции, машинное масло и другие жидкие углеводороды в той или иной степени растворимы в щелочах или кислотах.

Влияние состава жидких углеводородов на их электрохимическую миграцию в глинистых грунтах выражается в сни-

жении суммарного количества перераспределившихся через поперечное сечение образца углеводов в ряду: глуховецкий каолин - масло > глуховецкий каолин - нефть > тирлянский каолин - нефть.

Полученные данные доказывают, что присутствие в нефти высокомолекулярных фракций снижает ее электрохимическую мобильность. Поэтому отработанное машинное масло, содержащее поверхностно-активные вещества, подвергается более эффективному удалению. Таким образом, низкомолекулярные углеводородные соединения удаляются из грунта с большей эффективностью, чем высокомолекулярные [129]

14.3. Электрофоретическое удаление загрязнителей

Если в грунте загрязнитель содержится в виде тонкодисперсных частиц, то при определенных условиях они могут быть удалены из грунта с помощью электрофореза.

Электрофорез, т.е. движение частиц дисперсной фазы под действием внешнего электрического поля, происходит в грунтах при неподвижном поровом растворе и при условии достаточно широких пор, в которых могли бы передвигаться более мелкие частицы-загрязнители, размер которых (r) намного меньше диаметра пор (d), т.е. при $r \ll d$ [86, 94]. В противном случаедвигающиеся частицы будут застревать в поровом пространстве. Отрицательно заряженные частицы при электрофорезе двигаются в сторону положительного полюса, т.е. к аноду, положительно заряженные - к катоду. Наиболее эффективно подвержены электрофорезу частицы коллоидного размера.

Линейная скорость электрофоретического передвижения частиц (V_{ef}), размер которых (r) больше толщины ионной атмосферы (δ), т.е. при условии $\varepsilon / \delta \gg 1$, описывается уравнением Гельмгольца-Смолуховского:

$$V_{ef} = \varepsilon_0 \zeta E / 4\pi\eta, \quad (279)$$

где ε_0 - диэлектрическая проницаемость порового раствора; ζ - электрокинетический потенциал; E - напряженность электрического поля; η - вязкость порового раствора.

Для более мелких частиц, у которых $r/8 \ll 1$, скорость электрофореза описывается выражением

$$V_{ef} = 2\varepsilon_0 \zeta E / 3\pi\eta, \quad (280)$$

отличающимся от (381) лишь численным коэффициентом.

Если известно число частиц (n) в единице объема грунта,двигающихся под действием электрофореза, то можно определить общий поток (J_{ef}) частиц дисперсной фазы (в нашем случае - загрязнителя), удаляемый электрофоретически из грунта:

$$J_{ef} = V_{ef} n = k_1 \varepsilon_0 \zeta E n / 4\pi\eta, \quad (281)$$

где k_1 - численный коэффициент.

Из этого уравнения следует, что интенсивность потока удаляемых при электрофорезе загрязнителей пропорциональна напряженности электрического поля, величине электрокинетического потенциала, диэлектрической проницаемости порового раствора и обратно пропорциональна его вязкости.

Если движение частицы (загрязнителя) осуществляется не в однородном постоянном электрическом поле, а во внешнем неоднородном электрическом поле, вызывающем ее поляризацию, то это явление называется **диполофорезом**. Диполофорез имеет важное значение в процессах электрокоагуляции частиц и сильно зависит от способности частиц загрязнителя поляризоваться в неоднородном электрическом поле [86].

Электрофорез может применяться для удаления дисперсных загрязнителей, рассеянных в поровом пространстве грунта. При этом частицы могут быть и электропроводными, и неэлектропроводными. Поэтому электрофоретическая очистка грунтов может оказаться весьма перспективной для удаления дисперсных и неорганических, и органических загрязнителей, особенно - коллоидного размера. В частности, для нефтяного загрязнения грунтов электрофорез может применяться в отношении мельчайших нефтяных капель, содержащихся в поровом растворе в виде эмульсии.

В результате электрофореза в поровом растворе грунтов и подземных водах заряженные частицы передвигаются относительно неподвижного раствора. Это явление играет незначительную роль в процессе электрокинетического переноса диссоциированных загрязнителей в грунтах, однако его роль велика при

переносе загрязнений в коллоидной форме или в случае их сорбции на минеральной поверхности частиц. Электрофоретическое перемещение коллоидных частиц резко ограничено в породах с высокой плотностью и низкой проницаемостью. Если при электрофорезе возникает и электроосмос, то он оказывает тормозящее действие на электрофоретическое перемещение частиц, поскольку эпюры скоростей электроосмотического и электрофоретического перемещения направлены противоположно друг другу.

Технология электрофоретической очистки аналогична электроосмосу. В процессе электрофоретической очистки электрическое поле прикладывается к грунтам, которые частично или полностью насыщены загрязненными водами или коллоидными загрязнителями. Под действием приложенного электрического поля вода и растворенные в ней дисперсные загрязнения перемещаются к соответствующим электродным резервуарам, из которых затем эти компоненты извлекаются на поверхность. В поверхностных условиях извлеченный раствор подвергают химической и физико-химической обработке для получения и вторичного использования химических веществ органического и неорганического происхождения [129].

14.4. Электрохимические методы деструкции нефтяных загрязнителей

Для очистки загрязненных почв и грунтов применяется и метод **электрического нагревания** (термоэлектродеструкции). Электроразогрев грунта осуществляется за счет прохождения тока через грунт и выделения при этом тепловой энергии. В зависимости от электропроводности грунта можно заранее рассчитать параметры тока и время его воздействия для нагрева заданного массива грунта до требуемой температуры.

Метод термоэлектродеструкции наиболее эффективен для разрушения нетермостойких загрязнителей. Электроразогрев используют для удаления летучих углеводородов, керосина. Применение метода невозможно без комплексирования со способами улавливания, транспортировки и удаления загрязнений из геологической среды. Эффективность очистки почв с исходным содержанием органики (>20000 ppm) составляет 98-99,9%. Метод поз-

воляет получать положительные результаты в случаях, когда паровакуумная экстракция и откачка не эффективны. Стоимость очистки 60-120 долл. за 1 м^3 [125].

Собственно **электродеструкция** основана на электрохимическом разложении (разрушении) токсичных органических соединений на электродах с образованием нетоксичных веществ. Метод применяют для очистки подземных и поверхностных вод, водонасыщенных почв и грунтов *in situ*. Преимущество метода в низкой стоимости очистки и высокой эффективности. При пропускании электрического тока через грунты электродеструкция органических соединений может проходить на поверхности минеральных частиц. Например, процесс, основанный на окислении органического загрязнения газовой фазой, образующейся *in situ* в результате электролиза порового раствора почв, пород и подземных вод. Образование газовой фазы - это результат создания кругового электрического заряда на частицах почвы и грунтов под действием высокого напряжения переменного тока [129].

Электрическая деструкция загрязнителей в массиве грунта может осуществляться и с помощью процесса электролиза. Электролиз - химические реакции, протекающие под действием электрического тока на электродах, помещенных в раствор или расплав электролита. В электрическом поле положительно заряженные ионы (катионы) движутся к катоду, а отрицательно заряженные (анионы) - к аноду. При этом на катоде (-) происходит восстановление, на аноде (+) — окисление ионов или молекул, находящихся в составе электролита,

Электролиз описывается двумя **законами Фарадея**:

1) количество вещества, прореагировавшего на электроде при пропускании постоянного электрического тока, пропорционально силе тока и длительности электролиза; 2) при постоянном количестве пропущенного через электрод электричества массы прореагировавших веществ пропорциональны их химическим эквивалентам. Оба закона Фарадея можно выразить одной формулой

$$m = kq = (M / Fn)q, \quad (282)$$

где m - масса вещества, выделившегося на электроде; k - электрохимический эквивалент этого вещества; q - электрический заряд, пропущенный через электролит; M - молекулярная масса ве-

щества; F - число Фарадея, равное 96484,56 Кл/моль ($F = N_A e$, где N_A - число Авогадро, e - заряд электрона); n - число электронов, участвующих в реакции. Электрохимический эквивалент k данного вещества связан с его химическим эквивалентом A соотношением $k = A/F$.

С помощью электролиза осуществляются реакции окисления и восстановления различных загрязнителей и их компонентов, что позволяет осуществить их частичное или полное разрушение. В грунтах при электролизе ионы водорода восстанавливаются на катоде с выделением водорода в виде свободного газа.

В результате этих процессов в анодной зоне происходит понижение рН порового раствора грунта, а в катодной зоне - повышение рН. В зависимости от условий электролиза падение рН в анодной зоне может составлять величины 2-3 и менее, а повышение рН в катодной зоне достигать величин 12-14. В середине межэлектродного пространства сохраняется величина рН, близкая к нейтральной (6-7).

Таким образом, применение электролиза с целью, например, окисления загрязнителя предполагает создание в анодной зоне широкой полосы окисления с низким значением рН и отводом от электрода выделяющихся газообразных продуктов. На основе этого разработан промышленный метод электрохимического окисления загрязнителей в грунтах.

При **электрофлотации** удаление твердых взвешенных частиц и нефтепродуктов достигается за счет извлечения их на поверхность из жидкой фазы выделяющимися при электролизе пузырьками газа. Эффективность очистки резко возрастает при снижении размера пузырьков. Применяется для очистки поверхностных вод [125].

Электрокоагуляция - это агрегация частиц, содержащих загрязнение, под действием внешнего (постоянного или переменного) электрического поля. Сущность этого явления состоит в том, что под действием электрического поля происходит деформация (поляризация) двойного электрического слоя (ДЭС), существующего вблизи частицы. Поляризованные частицы начинают взаимодействовать между собой, "слипаться", что макроскопически выражается в коагуляции частиц дисперсной системы. Применяется в методах очистки почв, пород, подземных и по-

верхностных вод *in situ* [125, 282]. В методе электрокоагуляции используются железные и алюминиевые аноды, при растворении которых образуются гидроксиды, адсорбирующие загрязнение в ионном виде и выпадающие затем в осадок. *Железные электроды* применяют для удаления загрязнений в виде взвесей, шламов, веществ в коллоидной и ионной форме. В процессе электрокоагуляции образуются труднорастворимые соединения железа и коллоидной серы. Широкое развитие получило применение *алюминиевых электродов* как для очистки вод от взвесей, шламов, коллоидов, так и для удаления маслоэмульсий и веществ в молекулярном и ионном состоянии. Значительное преимущество этой модификации метода заключается в легком удалении из природной системы продуктов распада алюминиевых электродов и высокой эффективности метода (99,9%) при силе тока 400 А/м^2 . К недостаткам метода можно отнести выпадение в осадок на катоде гидроксида магния и карбоната кальция [125].

Определенное механическое воздействие на структуру водонасыщенного грунта можно осуществлять с помощью **электрогидравлического эффекта**. Он заключается в возникновении высокого давления в результате высоковольтного электрического разряда между погруженными в водонасыщенный грунт электродами. При этом за счет возникающей импульсной ударной волны в грунте может создаваться импульсное давление до 3 кбар. Это импульсное воздействие можно целенаправленно использовать для разрушения структуры грунта или деструкции самого загрязнителя в массиве грунта.

Метод **коронного разряда** применяют для очистки от углеводородов (например, нафталина и бензина) почв и пород с низкой проницаемостью. Эффективность очистки - до 99%. К недостаткам метода необходимо отнести формирование в процессе очистки углекислого газа. Для обработки цилиндрического объема почвы или породы с высотой и диаметром 10 м требуется номинальная мощность установки от 1,2 МВ до 5 кВ. Преимуществом этого метода является его относительно низкая стоимость - около 100-120 долл. за 1 м^3 грунта. Для сравнения, при использовании методов обработки с предварительным удалением грунта стоимость очистки возрастает до 200-1000 долл. за 1 м^3 [125].

14.5. Электрохимические методы локализации загрязнителей

Одной из модификаций электротермического метода является электровитрификация пород, содержащих летучие углеводороды, пестициды, диоксины, тяжелые металлы и радионуклиды. Для **витрификации** (остеклования) грунтов методом электроплавания при температурах от 1600 до 2000°C используют электрический ток. После такой обработки порода приобретает высокие прочностные показатели и устойчивость к выветриванию и выщелачиванию. В результате электроплавания происходят изменения в минеральном составе и структуре породы. После обработки грунт содержит стекло и приобретает микрокристаллическую структуру. Передвижная витрификационная установка базируется на трех полутрейлерах. Электроэнергию обычно получают от энергосети с напряжением 12,5 или 13,8 кВ. Типичное потребление энергии составляет от 800 до 1000 кВт/ч на тонну обработанной почвы [125].

Таким образом, в процессе витрификации могут быть уничтожены или устранены органические и в больших количествах иммобилизованные неорганические загрязнения почв, пород и других объектов геологической среды. Метод был проверен на широком диапазоне энергозависимых и полуэнергозависимых органических веществ, на других органических веществах, включая диоксины и полихлорированные бифенилы, и на большом количестве приоритетных загрязняющих веществ (тяжелых металлах и радионуклидах). Высокая влажность пород и отсутствие достаточного количества силикатного материала приводят к повышению затрат на очистку. Иногда введение в породу дополнительных количеств стеклосодержащего материала необходимо для создания требуемой электропроводности. Эффективность крупномасштабного применения этого метода ограничена: 1) объемами одного участка не более 150 кубических футов, 2) содержанием гальки 20%, 3) содержанием горючей органики от 5 до 10% в зависимости от температурного режима нагревания [125].

ГЛАВА XV. ХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ

15.1. Химические методы удаления углеводородных загрязнителей

Среди химических методов очистки грунтов широко применяются различные методы удаления загрязнителей с помощью химических реакций, осуществляемых в массиве, методы химической деструкции токсичных загрязнителей с помощью всевозможных химических реагентов, а также химическая локализация загрязнителей как с помощью реагентов, так и с помощью создания защитных экранов (например, химическими инъекционными растворами).

Химическое удаление загрязнителей основано на химических реакциях, протекающих в очищаемом массиве грунта одновременно с выщелачиванием загрязнителя и интенсифицирующих этот процесс. Это так называемое **реагентное выщелачивание**. При этом химические реакции могут осуществляться одновременно с растворением загрязнителя.

Процесс **химического окисления** загрязнений в почвах, породах, подземных и поверхностных водах основывается на отдаче электронов с внешнего неустойчивого слоя электронной оболочки атомов веществ и элементов, что приводит к переходу загрязняющего вещества в менее токсичную и реакционноспособную форму. К отдаче электронов склонны атомы элементов, у которых во внешнем электронном слое содержится малое число электронов. Процесс является составной частью окислительно-восстановительного взаимодействия загрязняющего вещества и химреагента или реакционноспособной поверхности грунта.

На современном этапе развития методов очистки геологической среды окислительно-восстановительные процессы используют для удаления из воды и породы полициклических и ароматических углеводородов (ПАУ), нефтяных углеводородов и микроорганизмов. В качестве реагентов, изменяющих окислительно-восстановительные условия и количество свободных электро-

нов в поровом растворе грунтов, подземных и поверхностных водах, используют хлор, кислород, озон и атмосферный воздух.

Окисление кислородом и воздухом применяют преимущественно для очистки почв, природных и техногенных грунтов, неоднородных по проницаемости или слабопроницаемых. Этим способом удастся снизить исходные содержания загрязнений до 3% (< 200 ррт). Недостатком метода является резкое снижение эффективности преобразования ионов аммония в нитраты (на 70%) при снижении температуры ниже 0°C. Метод используют в комплексе с фосфоро-воздушным диспергированием, рыхлением и промывкой грунта для стимуляции последующей биodeградации остаточных содержаний загрязнения [125].

Для химического разрушения полициклических и ароматических углеводородов (ПАУ) в подземных и поверхностных водах, а также уничтожения микробов используют газообразный озон - метод **озонирования**. Озон образуется из обычного кислорода под действием тлеющего электрического разряда или ультрафиолетового излучения. В результате окисления углеводородов образуются промежуточные продукты реакции (органические кислоты), также обладающие токсичностью и поэтому требующие дальнейшей обработки. Методы хлорирования и озонирования используются для обеззараживания поверхностных и подземных вод. Эффективность метода 50-86%. Недостатком этого метода является образование хлорфенольных соединений, вследствие чего хлорирование все в меньшей степени используется в мире для обеззараживания вод [13,125, 203].

Процесс химического окисления наиболее часто используется для очистки почв, грунтов, поверхностных и подземных вод от хлорированных углеводородов. Для окисления загрязнений также используют перекись водорода и перманганат калия. Эффективность очистки почвы с исходным содержанием трихлорэтилена 250 мг/кг достигает 74-97% при обработке 3,6 и 7,3%-ными растворами перекиси водорода (H_2O_2) и выше 98% при использовании 1,5; 3,0 и 6,0%-ных растворов перманганата калия ($KMnO_4$).

Преимущество методов данного типа в быстрой и экономически выгодной очистке пород и подземных вод от загрязнений широкого круга. Химическое окисление может расширять область

применения биологических методов очистки. Использование реагентов с низкой степенью окисления позволяет разрушить органическое загрязнение *in situ* до простых неорганических веществ с минимальным вредом для окружающей среды.

Для нейтрализации загрязненных промышленных отходов, ликвидации накоплений нефтешламов, очистки почв и горных пород от нефтепродуктов применяется метод химического капсулирования. Так, например, в Ухте организовано производство нового реагента "Ризол", служащего для химического капсулирования диспергированного грунта, загрязненного нефтепродуктами. Метод применим для грунта в нарушенном сложении.

Сущность метода химического капсулирования состоит в химико-механическом преобразовании загрязненного грунта (шлама) в порошкообразный, нейтральный для внешней среды материал, каждая частица которого покрыта карбонатной гидрофобной водонепроницаемой оболочкой, образующей капсулу. Заключенные в капсуле углеводороды не могут загрязнять окружающую среду благодаря высокой прочности и герметичности капсулы. Со временем вследствие продолжающейся карбонизации поверхности капсулы ее прочность возрастает. Таким образом, химическое капсулирование представляет собой комплексный метод локализации (иммобилизации) загрязнителя путем химической реагентной обработки "Ризолом". Получаемый при этом порошок экологически безвреден, пригоден для длительного хранения или использования в качестве инертной добавки в дорожном строительстве, что подтверждено экспертизой ДорНИИ [10].

В настоящее время метод химического капсулирования промышленных загрязнений является наиболее распространенным в США и странах ЕС. Технологические схемы этого метода различны в зависимости от объемов загрязненных грунтов. При больших объемах загрязненных грунтов (более 10 000 м³) и недоступности обработки на месте смешение грунта с реагентом осуществляют на специальных технологических площадках 500-800 м² с укрытием от осадков [10].

Важной проблемой при химической деструкции загрязнителей в массивах грунтов является технология химических реакций при пропитке пористых и трещиноватых грунтов. Собственно пропитка жидкими или газообразными реагентами может осу-

ществляться либо насыщением под давлением (инъекцией), либо (для жидкостей) - капиллярной пропиткой. В любом случае пропитка загрязненного грунта химическим реагентом осложняет этот процесс за счет химических реакций между вводимым реагентом и различными химико-минеральными компонентами грунта, включая загрязнитель.

Эти взаимодействия могут сводиться к реакциям с образованием газов, которые будут оттеснять фронт пропитки назад. Торможение пропитки происходит при кислотных обработках загрязненных карбонатных пород и др. Газообразование в таких случаях может подавляться введением в кислоты ПАВ в качестве ингибиторов кислотной коррозии. Торможение пропитки происходит и при закупорке пор и трещин продуктами реакции, выпадающими в осадок и цементирующими каналы. Кроме того, при пропитке водонасыщенных грунтов необходимо учитывать разбавление вводимого химического реагента и его гидродисперсию.

Однако химические реакции могут не только подавлять, но и ускорять пропитку грунта. Это, например, возможно, если пропитывающая жидкость содержит реагенты, образующие с заземленными газами хорошо растворимые соединения. Примером может служить пропитка растворами щелочей пористых грунтов, содержащих заземленный CO_2 , или пропитка растворами кислот грунтов, насыщенных парами NH_3 .

Кинетика пропитки грунтов с учетом химических реакций, протекающих на границе раздела фаз, может быть описана согласно теории газожидкостных реакций [6]. Теория массопередачи, осложненной химической реакцией, создана исходя из следующих положений: концентрация газа C_1 в газовой фазе постоянна вплоть до границы раздела фаз; зона реакции газа с растворенным в жидкой фазе веществом пренебрежимо мала, а концентрации газа с растворенного вещества C_2 в этой зоне равны нулю. При протекании химической реакции газа с растворенным в жидкой фазе реагентом из решения уравнений диффузии с учетом эквивалентности потоков реагирующих веществ к зоне реакции получают следующее уравнение для потока газа через границу раздела фаз "газ-жидкость":

$$dm/dt = [SC_1\sqrt{(D_{1,2}/t)}] / 2\text{erf}(\delta/2), \quad (283)$$

где S - площадь поперечного сечения капилляра; C_1 - концентрация газа в жидкости на границе раздела фаз; $D_{1,2}$ - коэффициенты диффузии растворенного газа в жидкости; erf y - интеграл вероятностей. Параметр δ находят по таблицам, приведенным в [6].

Отсюда можно получить выражения для скорости и глубины пропитки капилляра:

$$dL/dt = [kRT\sqrt{(D_{1,2}/t)}] / 2erf(\delta/2), \quad (284)$$

$$dL = [kRT\sqrt{(D_{1,2}/t)}] / erf(\delta/2), \quad (285)$$

где k - постоянная Генри; L - длина заполненного газом участка капилляра; R - универсальная газовая постоянная; T - абсолютная температура.

Использование химических реакций для интенсификации пропитки может оказаться эффективным в относительно широких капиллярах при $P_k \ll P_0$, где P_k , P_a - соответственно капиллярное и атмосферное давление газа. В узких капиллярах скорость пропитки определяется растворимостью и диффузией заземленных газов, поэтому ускорять процесс при помощи химических реакций не представляется целесообразным. В целом, интенсификация и ингибирование процессов пропитки пористых грунтов и фильтрации в них жидких реагентов могут основываться на различных методах управления. К ним относятся следующие методы [6]:

- Предварительная эвакуация газов из порового пространства пропитываемого грунта с целью увеличения предельной степени пропитки.
- Действие избыточного давления на пропитывающую жидкость с целью увеличения скорости и степени пропитки.
- Замена труднорастворимого газа легкорастворимым в пропитывающей жидкости с целью ускорения пропитки.
- Введение в пропитывающую жидкость веществ, химически связывающих заземленные газы, с целью ускорения процесса пропитки.
- Пропитка при повышенном внешнем давлении с целью уменьшения предельной степени пропитки.
- Замена легкорастворимого газа труднорастворимым для уменьшения предельной степени пропитки.

- Введение в пропитывающую жидкость ПАВ: а) снижающих поверхностное натяжение для уменьшения скорости пропитки; б) гидрофобизирующих поверхность для уменьшения скорости пропитки в соответствии с изменением краевого угла смачивания.

- Предварительная обработка грунта гидрофобизаторами для регулирования капиллярного впитывания.

- Изменение температуры бинарной смеси для распада бинарной смеси на двухфазную дисперсию после пропитки ею в однофазовом состоянии пористого грунта и др.

Перечисленные выше методы показывают, что пропитка грунтов химическими реагентами может в определенной степени регулироваться с учетом физических и физико-химических особенностей кинетики переноса жидкостей в грунтах.

15.2. Химическая локализация загрязнителей

Химическая локализация загрязнителей осуществляется с помощью химических инъекционных растворов путем создания защитных экранов, являющихся геохимическими барьерами для тех или иных загрязнителей. С помощью химических реакций токсичные вещества также осаждаются в поровом пространстве и теряют свою мобильность, локализуясь в ограниченном пространстве грунтового массива.

Для **химической иммобилизации** (связывания) и **локализации** загрязнений *in situ* используют различные органические и неорганические вяжущие типа битума, смол, цемента, золы, Na- и K-силикатов, доменного шлака, смеси зола-известь и гелеобразующих веществ типа силиката натрия, бентонита и целлюлозы. Эти методы детоксикации геологической среды применяют в тех случаях, когда менее радикальные способы очистки неэффективны или экономически неоправданны.

Суть химической иммобилизации состоит в закачке в загрязненный грунт химических вяжущих веществ, которые связывают загрязнитель с породой. При этом загрязнители консервируются в объеме всего закрепленного массива, поскольку в этом случае миграция загрязнителя возможна лишь диффузионным путем, а коэффициент диффузии загрязнителя в такой закрепленной породе на несколько порядков ниже по сравнению с исходной породой.

Метод можно считать временным, так как иммобилизация загрязнителей от экосферы в этом случае определяется скоростью диффузии иммобилизованных компонентов.

Суть химической локализации загрязнителей состоит в создании **защитных экранов**. В этом случае создание защитных экранов с помощью методов химического инъекционного закрепления грунтов позволяет локализовать загрязненный массив, отделив его от экосферы относительно непроницаемым экраном, окружающим загрязненный грунт со всех сторон. Понятно, что этот метод также является временным, так как ликвидации или удаления загрязнителей из грунта при этом не происходит, они лишь как бы консервируются в массиве на определенное время. Период консервации зависит от диффузионной проницаемости создаваемого вокруг защитного экрана. С течением времени законсервированный загрязнитель также должен быть удален. Однако временный характер локализации бывает иногда оправдан и необходим, особенно в чрезвычайных ситуациях, когда нужно в короткий срок (например, во время аварии) локализовать очаг загрязнения геологической среды, не допустить попадания токсичных веществ в подземные воды, водоемы и тем самым уменьшить масштабы техногенной катастрофы.

Для создания таких защитных экранов и химической иммобилизации загрязнителей могут использоваться различные способы химического инъекционного закрепления грунтов в массиве, имеющиеся в арсенале методов технической мелиорации грунтов. Среди них для целей создания защитных экранов наиболее предпочтительны те методы, которые создают не наибольшую прочность, а наименьшую проницаемость грунтов в области экрана. К таким методам относятся битумизация, силикатизация, смолизация и в меньшей мере глинизация и цементация грунтов.

Битумные защитные экраны могут создаваться двумя способами: горячей и холодной битумизацией. Способ горячей битумизации состоит в нагнетании через пробуренные скважины расплавленного битума, который, остывая в порах и трещинах, создает в породе необходимую водонепроницаемость. Поскольку битум не смешивается с водой, а при контакте с ней образует пленку, плохо проводящую тепло, то при нагнетании он может заполнять большие пустоты и каверны даже при наличии значительных ско-

ростей движения грунтовых вод. Он медленно остывает в породе, и поэтому с его помощью можно добиваться больших радиусов закрепления. Однако метод не позволяет заполнять трещины и поры размером менее 1 мм.

Поэтому более предпочтительна холодная битумизация, разработанная для придания водонепроницаемости песчаным грунтам. Метод основан на нагнетании в песчаный массив битумной эмульсии, содержащей диспергированные битумные частицы.

Силикатные защитные экраны создаются на базе методов силикатизации грунтов, успешно и широко применяемых в технической мелиорации. Методы основаны на закачивании в грунт водных растворов жидкого стекла (силиката натрия), которые с помощью отвердителей переходят в гидрогели кремниевой кислоты, заполняющие поры грунта и делающие его водонепроницаемым. При этом грунт приобретает характерную микроструктуру. Модификации способа силикатизации зависят от применяемого отвердителя.

Так, например, в двухрастворном способе силикатизации, разработанном в 1931 г. Б.А. Ржаницыным, отвердителем служит раствор хлористого кальция, закачиваемый в грунт после жидкого стекла. В способе газовой силикатизации отвердителем служит углекислый газ и т.д. Для химически активных грунтов применяется одnorазтворный способ силикатизации. Рецептуры гелеобразующих растворов для создания силикатных защитных экранов подбираются с учетом химико-минерального состава грунта и состава загрязнителя.

Смоляные защитные экраны создаются с помощью методов смолизации грунтов, также применяемых в технической мелиорации. Методы основаны на использовании в качестве инъеклируемых растворов жидких синтетических смол. Среди них наиболее часто используются мочевино-формальдегидные (карбамидные), фенольные, фурановые, акриловые, эпоксидные и др. Используемые смолы должны отвечать экологическим требованиям и стоить недорого.

Из перечисленных смол наиболее распространена карбамидная смола. Она легко растворяется в воде, и поэтому ее раствор может закачиваться в грунты с малым коэффициентом проницаемости. Закачиваемый гелеобразующий раствор состоит из смеси

раствора смолы и отвердителя в виде соляной или щавелевой кислоты. Варьируя составом отвердителей, можно регулировать время гелеобразования смолы в массиве грунта. А меняя плотность раствора щавелевой кислоты, используемой в качестве отвердителя, можно также регулировать вязкость и время гелеобразования. Обработанные таким образом грунты становятся водонепроницаемыми и служат довольно надежными защитными экранами, задерживающими распространение загрязнений.

Для предотвращения фильтрации нефти и других нефтепродуктов через почвы и загрязнения поверхностных и подземных вод создаются защитные экраны на основе **полимерных материалов**. Так, например, фирма "Волга- геология" разработала и применяет установку для нарезания щелей в грунте шириной 40-60 см и глубиной 6-8 м (до 16 м). В подготовленную щель заливается тампонажная смесь, состоящая из воды, водорастворимого полимера, бентонита, тампонажного цемента. Производительность установки до $100 \text{ м}^3/\text{ч}$ [10].

Поскольку **цементация** не позволяет полностью снизить фильтрационную проницаемость грунтов, то ее применение для создания защитных экранов ограничено. Кроме того, цементация проводится для грунтов, коэффициент фильтрации которых находится в интервале не более 50-2000 м/сут., поскольку при больших скоростях движения подземных вод цемент вымывается из пор до его затвердения.

Тем не менее, иммобилизацию загрязнений цементацией используют для связывания полициклических и ароматических углеводородов, Недостатком метода является неустойчивость некоторых цементных вяжущих к агрессивным подземным водам, что приводит к постепенному выщелачиванию загрязнений и поступлению их в экосистемы.

Глинизация грунтов, как и цементация, ограничено используется для создания защитных экранов и иммобилизации загрязнителей, поскольку не позволяет полностью исключить фильтрацию и распространение загрязнителей. Тем не менее, глинизация является довольно дешевым способом и в ряде ситуаций ее применение вполне оправданно.

Тампонажный глинистый раствор плотностью 1,2-1,3 г/см³ состоит из смеси глины и различных химических добавок, регули-

рующих стабилизацию глинистых частиц в суспензии и вызывающих их коагуляцию после закачки в грунт и отжима воды. Метод может быть успешно применен в закарстованных породах, когда применение иных способов и тампонажных растворов бывает экономически нецелесообразно.

Технология создания защитных экранов химическими инъекционными способами в настоящее время довольно хорошо разработана [35].

Для предотвращения возможной горизонтальной миграции загрязнителя создаются вертикальные защитные экраны, полностью перекрывающие путь миграции. Вертикальные защитные экраны создаются наиболее просто путем закачки инъекционных растворов через систему скважин, расположенных в ряд на расстоянии, соответствующем удвоенному радиусу проникновения раствора (рис. 31).

Защитный вертикальный экран создается на глубине, соответствующей зоне возможной горизонтальной миграции загрязнителя. Если такая миграция возможна в пределах одного водоносного горизонта определенной мощности, то экран должен полностью перекрывать этот водоносный горизонт. Создание такого экрана по периметру всего очага загрязнения позволяет его полностью локализовать.

Закачка химических инъекционных растворов проводится через специальные инъекторы, которые могут погружаться (забиваться) в грунт вертикально с помощью ручных механизмов или специальных установок.

Создание вертикальных (или горизонтальных) защитных экранов возможно и методом так называемого гидродинамического разрыва пласта.

Для предотвращения вертикальной миграции загрязнителя создаются горизонтальные защитные экраны, которые соединяются с вертикальными. Технология их создания может быть различна и зависит от состава и свойств грунтов.

Другой метод основан на использовании явления гидроразрыва пласта. При этом через одну или две соседние скважины осуществляется гидроразрыв грунта, происходящий при определенных режимах давления закачиваемого инъекционного раствора. В образовавшуюся горизонтальную трещину под давлением проникает инъекционный

раствор, закрепляющий определенный объем грунта в горизонтальной плоскости.

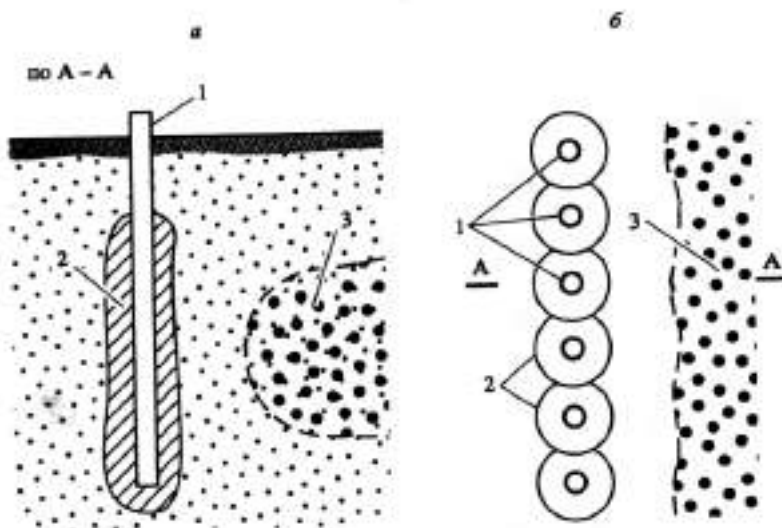


Рис. 31. Схема создания вертикального защитного экрана химическим инъекционным способом: а - разрез по А-А; б - вид в плане;
1 - инъекционная скважина, 2 — закрепленный массив;
3 - область загрязнения

Когда создается серия гидроразрывов в соседних скважинах и происходит смыкание закрепляемых массивов, то в итоге формируется единый горизонтальный экран, препятствующий вертикальной миграции загрязнителя.

Горизонтальный экран может создаваться и с помощью горизонтальных инъекторов. Горизонтальное задавливание инъекторов осуществляется из стенок выработок, шурфов с помощью домкратов или специальных устройств. Последовательное задавливание инъекторов позволяет создать протяженные горизонтальные защитные экраны. Технология этих операций хорошо разработана в технической мелиорации пород.

Таким образом, промышленные технологии и методики для создания всевозможных защитных экранов достаточно полно разработаны в области технической мелиорации грунтов и могут успешно использоваться для целей химической локализации загрязнителей.

15.3. Физико-химическое удаление загрязнителей

Физико-химические методы очистки загрязненных грунтовых массивов основаны на применении таких процессов и явлений, как экстракция, коагуляция, ионный обмен, диффузия, осмос, диффузиофорез, сорбция-десорбция и т.п., позволяющих удалять или связывать в локальном месте массива загрязняющие вещества. Наиболее широко физико-химические методы разработаны для процессов водоочистки, в меньшей мере - для очистки почв и горных пород в массивах. Чаще всего применяют методы, использующие в качестве основного физико-химического процесса экстракцию, коагуляцию, ионный обмен и сорбцию.

Физико-химические методы удаления загрязнений основаны на таких явлениях массообмена, как экстрагирование (выщелачивание) из твердой или жидкой фазы, диффузия, диффузиофорез и др.

Экстрагирование (*выщелачивание*) загрязнителей представляет собой извлечение одного или нескольких загрязняющих компонентов из грунтов с помощью соответствующих избирательных растворителей (экстрагентов) и технологий. Оно подчиняется законам массообмена.

Движущей силой этого процесса является разность между концентрациями загрязнителя, растворяемого в порах грунта и в основной массе экстрагента. Механизм экстракции загрязнителя в общем случае включает следующие стадии физико-химических процессов: 1) проникновение экстрагента в поры, пустоты и микротрещины грунта; 2) растворение загрязнителя; 3) перенос загрязнителя под действием молекулярной диффузии из глубины твердых минеральных частиц к поверхности раздела фаз "грунт-экстрагент"; 4) перенос загрязнителя под действием конвективной диффузии от поверхности раздела фаз в объем экстрагента. Для грунтов, обладающих существенной емкостью обмена, к этим стадиям добавляется процесс ионного обмена.

Принципиальная схема удаления загрязнителя из массива выщелачиванием показана на рис. 32.

Согласно этой схеме, из резервуара, в котором хранится экстрагент, последний с помощью насоса подается в сеть коллектора и оттуда закачивается в загрязненный массив, выщелачивая за-

грязнитель. Через дренажную систему экстрагент, обогащенный загрязнителем, сбрасывается в канал или откачивается с помощью насосов из наклонных скважин. Затем экстрагент с загрязнителем подается через систему трубопроводов в регенератор и сепаратор, где загрязнитель отделяется. Регенерированный экстрагент вновь подается в систему выщелачивания.

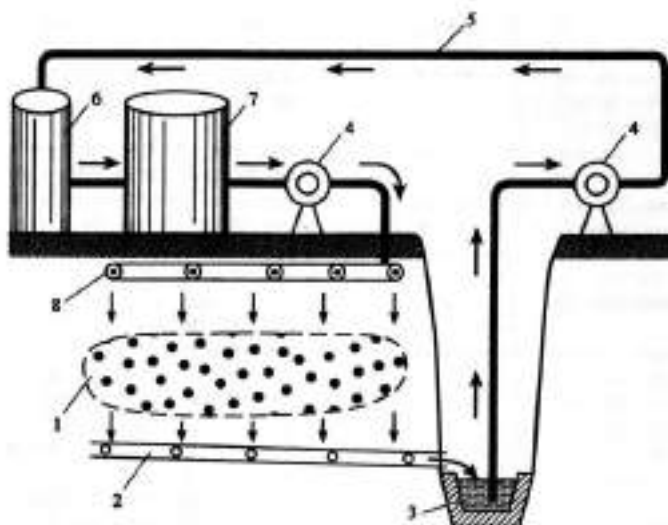


Рис. 32. Схема удаления загрязнителя выщелачиванием:

- 1 - загрязнитель; 2 - дренаж экстрагента с загрязнителем; 3 - сбросной канал;
- 4 - насосы; 5 - трубопровод; 6 - регенератор и сепаратор экстрагента;
- 7 - резервуар для экстрагента; 8 - коллектор

Удаление загрязнителя выщелачиванием из грунтовых массивов может проводится по иной схеме, показанной на рис. 33. Такая схема может быть реализована лишь в подходящих гидрогеологических условиях, в частности, в том случае, когда возможная миграция загрязнителя ограничивается горизонтом, подстилающимся пластом из непроницаемых для загрязнителя пород.

В этом случае в центре очага загрязнения создается скважина, через которую в массив закачивается экстрагент (рис. 33). По периметру очага загрязнения создается круговая сеть скважин, через которые осуществляется откачка экстрагента, обогащенного загрязнителем. Выбор той или иной схемы для выщелачивания за-

грязнителя определяется геологическими и гидрогеологическими условиями загрязненного массива.

Скорость экстрагирования загрязнителей из грунтов определяется движущей силой процесса, скоростью лимитирующей стадии, сопротивлениями на всех стадиях, соотношением масс экстрагента и загрязняющей жидкости в грунте (гидромодулем q) и др. При этом одни и те же факторы могут оказывать на экстракцию загрязнителей как положительное, так и отрицательное действие.

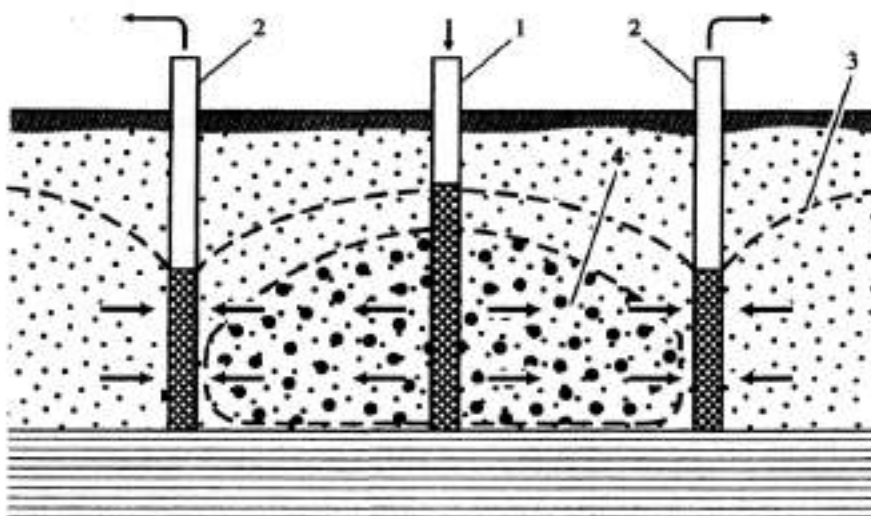


Рис. 33. Схема создания вертикального защитного экрана химическим инъекционным способом: а - разрез по А-А; б - вид в плане;
 1 - инъекционная скважина, 2 — закрепленный массив;
 3 - область загрязнения

Так, например, раздроблённость структурных компонентов грунта, увеличивающая поверхность контакта фаз, способствует экстракции загрязнителей, но одновременно с ростом удельной поверхности и дисперсности грунта сложнее осуществлять в нем фильтрацию экстрагента и разделение фаз после экстракции.

Кинетика экстракции загрязнителей описывается общим уравнением массообмена

$$Q = K_m \Delta C S t, \quad (286)$$

где Q - количество экстрагированного загрязнителя ΔC - средняя разность концентраций экстрагируемого загрязнителя в обеих фазах; S - величина межфазной поверхности; t - время.

Отсюда следует, что для увеличения эффективности экстракции из грунта того или иного загрязнителя необходимо обеспечить наибольшую разность его концентраций в обеих фазах и максимальный коэффициент массопередачи. Из этого же уравнения следует, что эффективность очистки прямо пропорциональна удельной поверхности грунта и времени экстракции.

Центральным вопросом при очистке грунтов от загрязнителей выщелачиванием является выбор экстрагента. Экстрагент должен отвечать определенным требованиям экологического, экономического и технологического характера. Он должен быть нетоксичным, безвредным для экосистем, не оказывать негативных экологических последствий. Стоимость экстрагента во многом определяет экономические затраты на очистку данного массива в целом. Экстрагент должен легко регенерироваться после извлечения из него (отделения) загрязнителя.

Подобрать для конкретного загрязнителя необходимый экстрагент, отвечающий всем перечисленным требованиям, не так-то просто: большинство активных экстрагентов могут сами загрязнять геологическую среду. Наиболее безопасными и дешевыми экстрагентами являются вода, различные растворы щелочей, солей и кислот.

Экстрагент может являться жидкостью, смесью жидкостей или газом.

Применение экстрагирования для удаления загрязнителей наиболее эффективно в дисперсных обломочных грунтах (гравийных, песчаных, пылеватых), а также в скальных трещиноватых и крупнопористых грунтах (органогенных известняках, песчаниках, алевролитах, туфах, выветрелых скальных грунтах и т.п.). При этом основным лимитирующим фактором является коэффициент проницаемости грунта для данного экстрагента. Грунты с низкими коэффициентами проницаемости (глины, аргиллиты, сланцы, неветрелые магматические и метаморфические породы и т.п.) наименее подвержены удалению из них загрязнителей путем экстрагирования.

Промывка в сочетании с действием ПАВ зарекомендовала себя как эффективный метод при удалении из почв и грунтов нефтяных загрязнений. Так, например, компания "РИВТ" предложила безотходный способ промывки грунтов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. В качестве моющего средства используется препарат "БОК", в состав которого входят натриевая соль полиакриловой кислоты, электролит и вода. Созданный в 1997 г. препарат ТМС "БОК-1" уже нашел применение при отмывке от нефтепродуктов железнодорожных цистерн [10]. Поскольку этот препарат малотоксичен, то это позволяет применять его даже для отмывки емкостей (цистерн) для пищевых продуктов и для промывки почв. За рубежом созданы передвижные промывочные установки, использующие ПАВ для удаления нефтепродуктов из различных объектов.

Экстрагирование загрязнителя может быть описано уравнением для нестационарной диффузии при соответствующих краевых условиях. Например, для экстракции загрязнителя из обломочного грунта с округлой и близкой к сферической формой частиц в случае противотока фаз степень извлечения загрязнителя (ξ) определяется соотношением [6].

$$\xi = (C_k - C_0) / (C_n - C_0) = z(q-1) / (q-z), \quad (287)$$

где

$$Z = \sum_{n=1}^{\infty} [6Bi^2 / \mu^2 (\mu^2 + Bi^2 - Bi)] \exp[-(q-1)\mu^2 Fo/q];$$

C_n , C_k - соответственно начальная и конечная концентрация загрязнителя в грунте; C_0 - начальная концентрация загрязнителя в экстрагенте; $Fo = Dt/R^2$ - диффузионный критерий Фурье; μ - корни характеристического уравнения, $\mu = tg\mu(1 - Bi)$; $Bi = \beta R / D$ - диффузионный критерий Био (β - коэффициент массоотдачи, R - эффективный радиус частиц грунта, D - коэффициент молекулярной диффузии загрязнителя); t - время q - время гидромодуль.

Очистка при пленочной локализации загрязнителя. Согласно [6], в хорошо проницаемом грунте скорость движения жидкости в порах (U) достаточно велика, чтобы пренебречь продольной диффузией, а концентрационное поле в движущейся сквозь слой жидкости описывается уравнением

$$\partial C_1 / \partial t + U(\partial C_1 / \partial x) = q, \quad (288)$$

где $C_1 = C_1(x, t)$ - концентрация загрязняющего вещества в жидкости; q - мощность источников загрязнителя (масса загрязняющего вещества, переходящая в раствор в единицу времени в единице свободного объема слоя). В случае простого физического растворения имеем:

$$q = k\sigma(C_s - C_1), \quad (289)$$

где k - коэффициент массоотдачи; σ - поверхность растворения в единице объема слоя; C_s - концентрация насыщения. Как видно из этого уравнения, интенсивность выщелачивания загрязнителя из грунта, оцениваемая величиной q , пропорциональна коэффициенту массоотдачи, дисперсности грунта и градиенту концентраций загрязнителя в поровом растворе по сравнению с концентрацией насыщенного раствора загрязнителя.

Уравнение (287) может быть упрощено введением нового аргумента $t' = t - x/U$, где t' - время, отсчитываемое от момента прихода жидкости в точку с координатой x . Тогда уравнение (388), принимает вид

$$U(\partial C_1 / \partial x) = q. \quad (290)$$

К указанным выражениям следует присоединить уравнение кинетики растворения загрязнителя

$$-(\partial M / \partial t) = qs, \quad (291)$$

где M - масса загрязнителя в твердом виде в единице объема слоя к моменту времени t ; s — коэффициент, равный отношению эквивалентных масс реагирующих веществ; для физического растворения $s = 1$.

15.4. Удаление загрязнителей с помощью диффузиофореза

Нефтяные и углеводородные загрязнители в водонасыщенных грунтах нередко содержатся в виде дисперсий или эмульсий. Для их удаления и разработки эффективных способов извлечения этих загрязнителей из массивов могут использоваться приемы, применяемые в нефтедобыче для активизации нефтеотдачи пластов-коллекторов.

Хорошо известно, что в настоящее время в результате систематического применения методов поддержания пластового давления закачкой воды в нефтяные месторождения, взаимодействия воды с нефтью и нефтеносными породами в месторождениях накапливаются значительные количества нефти в виде водонефтяных дисперсий, заполняющих поровое пространство нефтяных пластов. Капиллярным силам, проявляющимся на границе вода-нефть при контакте воды с капиллярно-пористыми коллекторами, приписывают важную роль в вытеснении нефти из пор нефтеносных пород [140]. Однако если закачиваемая вода контактирует с уже обводненным участком, где она является дисперсионной средой, в которой диспергированы капли нефти, то движения жидкостей под действием капиллярных сил не происходит. Особо неблагоприятные условия создаются для капель нефти, локализованных в дисперсионной среде, заполняющей тупиковые поры. Поэтому при закачке воды в пласт в нем остаются невытесненными значительные количества нефти в виде пленок на поверхности нефтеносных пород и в виде капелек, диспергированных в пластовой воде. Согласно известным данным, содержание остаточной нефти в таких сильно обводненных месторождениях превышает 50% от начального.

В этой связи разработка эффективных методов очистки водонефтенасыщенных грунтов или извлечения нефти путем закачки в загрязненный грунт различных водных растворов ПАВ, карбонизованной воды, смешивающихся растворителей (спирты, сжижаемые углеводороды и др.), а также мицеллярных растворов - высококонцентрированных растворов ПАВ с низким межфазным натяжением и т.п., имеет большое практическое значение.

При этом особый интерес представляет вытеснение нефти и нефтяных загрязнителей непоршневыми методами. Среди них привлекает малоизвестный метод, основанный на явлении диффузиофореза.

Диффузиофорез - движение частиц под влиянием градиента концентрации при отсутствии внешнего электрического поля. Он является аналогом электрофореза, но в отличие от него движущей силой перемещающихся частиц в жидкой фазе является не градиент электрического потенциала, а градиент концентрации раство-

ренных веществ вдоль потока. Это явление было открыто и описано Б.В. Дерягиным и С.С. Духиным в 1964 г.

Ими показано, что диффузиофорез обусловлен поляризацией двойного электрического слоя (ДЭС) вокруг частиц, происходящей под влиянием макроградиента концентрации задаваемый извне макроградиент концентрации обуславливает перепад концентрации ионов в объеме, прилежащем к внешней границе двойного электрического слоя. Но поскольку между ДЭС и объемом локально сохраняется равновесие, то ДЭС перестраивается соответственно заданному распределению концентрации ионов вдоль его внешней границы. В поляризованном таким образом ДЭС возникает, во-первых, перепад давления вдоль поверхности частицы, вызванный воздействием ее радиально-симметричного поля на заряд диффузной части ДЭС, изменяющийся вдоль поверхности частицы, и, во-вторых, тангенциальная составляющая электрического поля. Оба этих фактора, действующие и при электрофорезе вовлекают ДЭС, а следовательно, и частицу в движение.

Таким образом, диффузиофорез можно характеризовать как электрофорез, вызванный микроградиентом электрического потенциала, индуцированного макроградиентом концентрации. Это и означает, что теории диффузио- и электрофореза должны базироваться на одной и той же системе уравнений.

В соответствии с этим скорость диффузиофореза может определяться по уравнению [86]

$$V_{df} = \left[\varepsilon_0 (kR)^2 / 6\pi b\eta T \right] \left\{ -(1,5 + B_D)L + A_D \zeta \right\} (r \nabla C_0), \quad (292)$$

где ε_0 - диэлектрическая проницаемость среды; k - постоянная Больцмана; T - абсолютная температура; η - вязкость среды; A_D , B_D - константы, характеризующие концентрационную поляризацию и подлежащие определению; L - интеграл, вычисляемый отдельно; r - радиус двигающейся частицы; ζ - электрокинетический потенциал; ∇C_0 - градиент концентрации.

На основе анализа теоретических и экспериментальных данных установлено, что скорость диффузиофореза направлена в сторону возрастания концентрации. Вычисление интеграла L в уравнении (292) позволяет привести эту формулу к более простому виду

$$V_{df} = \varepsilon_0 (RT/F)^2 \operatorname{Inch}(e\zeta\zeta/4k) (\operatorname{grad} C)/C_0, \quad (293)$$

где F - число Фарадея; ζ - электрокинетический потенциал частицы; C_0 - концентрация в объеме порового раствора; ch - гиперболический косинус.

При значениях $\zeta < 70$ мВ формулу (293) можно упростить при сохранении высокой точности посредством разложения в ряд:

$$V_{df} = (\varepsilon_0 \zeta^2 / 32\pi\eta) (\operatorname{grad} C) / C_0. \quad (294)$$

Сущность применения диффузиофореза для очистки грунтов от нефтяных загрязнителей состоит в перемещении капель эмульсии вдоль границы концентрации ПАВ, которая создается искусственно в массиве. Согласно уравнению Дерягина-Духина, скорость диффузиофореза капель в присутствии ПАВ (V_{df}) равна

$$V_{df} = (r|d\sigma/dC|) \operatorname{grad} C / \{2\eta + 3\eta' + (C/RTD)(d\sigma/dC)^2\}, \quad (295)$$

где $d\sigma/dC$ - поверхностная активность ПАВ; R - универсальная газовая постоянная; T - абсолютная температура; D - коэффициент диффузии; σ - коэффициент поверхностного натяжения; r - радиус капель; η - вязкость среды. Из этой формулы вытекает, что для диффузиофоретического перемещения капель нефти необходимо наличие перепада концентраций ПАВ в диапазоне концентраций ниже критической концентрации мицеллообразования (ККМ), т.е. при $|d\sigma/dC| > 0$.

Под действием диффузиофореза капли эмульсии будут перемещаться в сторону больших концентраций до тех пор, пока увеличение концентрации сопровождается изменением σ . Скорость перемещения зависит от поверхностной активности ПАВ. Время диффузиофореза t_{df} в течение которого из поры длиной L_0 будут извлечены все капли эмульсии ($t_{df} = L_0/V_{df}$) достигает минимальных значений при оптимальной поверхностной активности ПАВ, равной

$$|d\sigma/dC|_{opt} = [(2\eta + 3\eta')RTD/C_0]^{1/2}. \quad (296)$$

Скорость диффузиофореза при оптимальной поверхностной активности

$$V_{opt} = (r/2)[RTD \operatorname{grad} C/C_0(2\eta + 3\eta')]^{1/2}. \quad (297)$$

С учетом того, что $\operatorname{grad} C \sim 2C_0/L_0$, получим [1]

$$V_{omn} = (r/L_0) [RTDC_0 / (2\eta + 3\eta')]^{1/2}. \quad (298)$$

Продолжительность извлечения капель нефти описывается выражением

$$t_0 = L_0^2 / [r^2 RTDC_0 / (2\eta + 3\eta')]^{1/2}. \quad (299)$$

Важно отметить, что $|d\sigma/dC|_{omn} \sim 10^{-4} - 10^{-5}$ Н·м²/моль, что значительно ниже (на 2-3 порядка) поверхностной активности традиционных ПАВ. Это указывает, согласно [6] на перспективность использования для реализации диффузиофореза "плохих" ПАВ, с низкой поверхностной активностью, в том числе даже отходов производства поверхностно-активных веществ (возможно, с укороченными гидрофобными радикалами). В диапазоне реальных размеров пористых блоков-коллекторов нефти $L_0 \approx 1$ при $|d\sigma/dC| \sim 10^{-4}$ Н·м²/моль полное извлечение наступит через $t_{df} \approx 10^7$ с, т. е. в течение нескольких месяцев, что в разработке нефтяных месторождений считается коротким сроком.

Согласно [6], представляет значительный интерес роль диффузиофореза при прокачке растворов ПАВ через трещиновато-пористые пласты загрязненных нефтью пород. Наиболее яркой моделью такого пласта является тело двойной пористости, состоящее из пористых блоков-коллекторов нефти с низкой проницаемостью вдоль нефтяного пласта и системы разделяющих пористые блоки трещин с высокой проводимостью вдоль нефтяного пласта. Объем трещин мал по сравнению с объемом пор блоков, поэтому блоки - своеобразные "хранилища" нефти, а трещины - транспортные магистрали, связывающие между собой различные участки пласта, нагнетательные и эксплуатационные скважины.

Из приведенных оценок нетрудно сделать вывод о наиболее выгодных условиях применения диффузиофореза: возможно более длительное поддержание постоянного перепада концентрации поперек мощности нефтяного пласта с отбором извлекаемой из блоков капельной нефти. Согласно [6] такие условия можно создать, осуществив гидроразрывы в продуктивной части пласта вдоль его кровли и вдоль подошвы. Дальнейшую эксплуатацию месторождения следует проводить путем закачки раствора ПАВ в систему трещин, лежащих на одном уровне, и закачки воды в систему трещин - на другом уровне. Тогда градиент концентрации ПАВ

удастся поддерживать столько, сколько это потребуется для полного извлечения капель нефти.

Следует обратить внимание на специфику влияния гидроразрывов на диффузиофоретический приток нефти. Обычно гидроразрывы производят с целью повышения фазовой проницаемости пласта. В случае диффузиофоретического извлечения остаточной нефти благодаря гидроразрывам на больших площадях создаются условия для поперечного градиента концентрации ПАВ, превышающего продольный на несколько порядков, что имеет решающее значение. При закачке 100 м^3 раствора ПАВ в трещины гидроразрыва с раскрытием трещин $10^{-4} - 10^{-3} \text{ м}^2$ поперечный градиент концентрации ПАВ будет создан на площади $10^5 - 10^6 \text{ м}^2$. Практика промысла подтверждает эффективность сочетания гидроразрывов и закачки ПАВ.

Кроме того, существует еще одна возможность, пользования диффузиофореза (с наименьшими затратами) [6]. Длительная эксплуатация месторождений с поддержанием пластового давления закачкой воды приводит к обводнению пласта и к снижению продуктивности (производительности) скважин. В некоторых случаях снижение продуктивности происходит еще на стадии бурения и освоения скважин вследствие оттеснения нефти из призабойной зоны в глубь пласта. Обработка призабойных зон растворами ПАВ высокой концентрации может резко улучшить работу скважин вследствие эффекта диффузиофореза. Концентрированный раствор ПАВ, введенный в призабойную зону, диффундирует в глубь пласта. При этом формируется градиент концентрации ПАВ. На очень больших расстояниях от скважины ПАВ еще отсутствует, условий для диффузиофореза нет и капли нефти неподвижны. Нет условий для диффузиофореза и в зоне очень высоких концентраций ПАВ, где $d\sigma/dC = 0$. Необходимые условия существуют в зоне с концентрацией $C < C_{ккм}$, которая постепенно перемещается от скважины в глубь пласта. При этом капли нефти перемещаются навстречу, к скважине, и прекращают движение в зоне, где $C > C_{ккм}$.

Диффузиофорез капель нефти приводит к вытеснению из призабойной зоны в пласт равного притоку нефти количества раствора ПАВ, так что этот раствор продвигается в глубь пласта быстрее, чем это могло быть только вследствие молекулярной

диффузии [6]. При значительном скоплении капель нефти возможны их коалесценция* уменьшение поверхности и десорбция в раствор соответствующих количеств ПАВ.

Коалесценция - слияние капель или газовых пузырьков при их соприкосновении.

Таким образом, растер ПАВ как бы "подтаскивает" к скважине капли нефти, а сам перемещается в глубь пласта, вовлекая в диффузиофорез все новые количества нефти. Скопление нефти и ПАВ в призабойной зоне модифицирует поверхностные свойства породы и улучшает фазовую проницаемость пласта по нефти (рис.34).

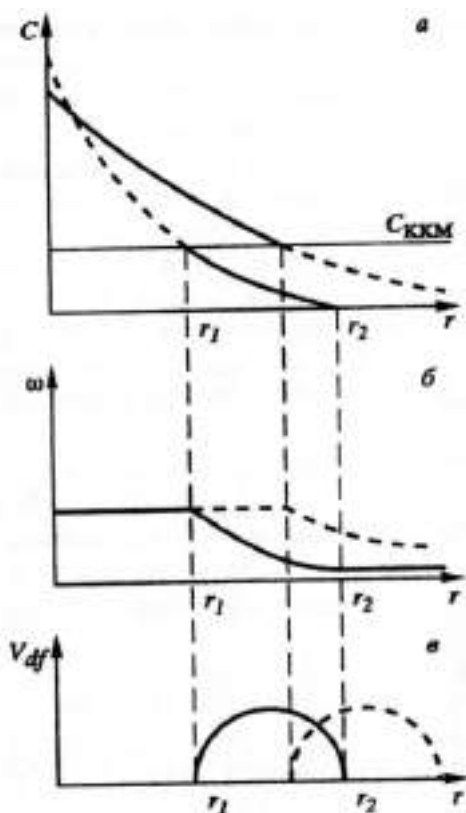


Рис. 34. Характерные изменения концентрации ПАВ (C), нефтенасыщенности (ω) и скорости перемещения капель нефти (V_{df}) в зависимости от расстояния до скважины (r) при диффузиофорезе [6]

Приведенные согласно [6] качественные представления объясняют повышение нефтенасыщенности призабойных зон и продуктивности скважин при введении концентрированных растворов ПАВ. Для достижения положительного эффекта достаточно закачать в скважину раствор ПАВ и приостановить на некоторое время ее эксплуатацию.

Таким образом, можно сделать выводы о перспективности использования диффузиофоретических методов для извлечения нефти из загрязненных водонефтенасыщенных массивов путем закачки растворов ПАВ в пласты с двойной пористостью; о целесообразности гидроразрывов при планируемой закачке растворов ПАВ; об эффективности закачки растворов ПАВ с последующим временным прекращением эксплуатации малодебитных и сильно обводненных скважин (лучше с предшествующими гидроразрывами). При этом следует вести разработку как приемов диффузиофоретического извлечения, так и методов синтеза ПАВ, специально предназначенных для реализации диффузиофореза (низкая поверхностная активность, низкий коэффициент диффузии, слабая сорбируемость на поверхности горных пород) [6, 86].

15.5. Физико-химическая локализация загрязнителей

Физико-химическая локализация загрязнителей осуществляется за счет процессов коагуляции, сорбции и ионного обмена.

Эти явления могут осуществляться непосредственно в грунте или при создании искусственных сорбционных и ионообменных защитных экранов.

Коагуляционные методы особенно широко применяются для очистки сточных вод и в меньшей степени применимы в грунтах. Для коллоидных частиц природных вод характерен отрицательный дзета-потенциал (около 70 мВ). Поэтому для их коагуляции применяются коагулянты, продукты гидролиза которых имеют положительный заряд. При рН 5,5-7,5 обычно применяют $Al_2(SO_4)_3$ в дозе, подобранной экспериментально и составляющей для большинства поверхностных вод стран СНГ 0,5-1,2 мг-экв/кг. При рН 10-10,5 используют $FeSO_4$, $Fe_2(SO_4)_3$,

FeCl_3 , доза для FeSO_4 - 0,1-0,5 мг-экв/кг. Оптимальная температура для коагуляции 30-35 °С. Для ускорения коагуляции широко применяются **флокулянты**. Флокулянт сорбирует на себя предварительно скоагулировавшие частицы, и при этом образуются быстро опадающие крупные хлопья. В качестве флокулянта может использоваться 0,1%-ный раствор полиакриламида [125].

Эмульсии нефтепродуктов удаляются с помощью гетеро (внесение солей) и электрокоагуляции (электролитов). В качестве коагулянтов используют известь в чистом виде и в смеси с углекислым газом, с солями хлорного и сернокислого железа и алюминия, с фосфатами, соединениями хрома или кальция с глиной, серной кислотой или сульфатом меди, триполифосфат натрия с гидроокисью натрия, хлоризоциануровую кислоту и ее соли, алюминат натрия и т.п. Недостатками метода гетерокоагуляции являются применение больших доз коагулянтов, образование значительного объема осадка, повышенное содержание сульфатных и хлоридных ионов, увеличивающее агрессивность. Для ускорения коагуляции используют следующие флокулянты: неионогенные (крахмал, поливиниловый спирт, полиакрилонитрил и пр.), анионные (активная кремниевая кислота, полиакрилат натрия, лигносульфонаты и др.), катионные (полиэтиленамин, четвертичные аммониевые соли на основе полистирола и поливинилтолуола), амфотерные (полиакриламид, белки и др.) [125].

Для **электрокоагуляции** используют алюминиевые и железные электроды-аноды. Преимущества метода состоят в том, что он не требует применения реагентов, не увеличивает содержание воды, используется простое оборудование. Определенные трудности при применении могут вызвать значительные затраты электроэнергии и растворение электродов [125, 282].

Особым физико-химическим методом является **флотация**. Флотационная очистка эффективна при извлечении природных гидрофобных примесей. При флотации извлечение эмульгированных нефтепродуктов осуществляется пузырьками воздуха или углеводородных газов, введенных в воду разными способами. По способу диспергирования воздуха выделяются следующие

щие виды флотации: 1) при выделении газа из воздуха - вакуумная, напорная; 2) с механическим диспергированием воздуха - импеллерная, безнапорная и пневматическая; 3) при подаче воздуха через пористые материалы; 4) электрофлотация; 5) био-, вибро- и химическая флотация. Эффективность процесса электрической флотации может быть повышена при использовании коагулянтов и флокулянтов, подкислении до изоэлектрической точки, электрохимическом подкислении. Преимуществом электрофлотации являются быстрота процесса, бесшумность, возможность утилизации извлекаемых компонентов [125],

Сорбционные методы позволяют непосредственно сорбировать мобильные загрязнители в грунтах и тем самым иммобилизовать их.

Сорбция практически единственный метод, позволяющий очищать воду от нефтепродуктов до любого требуемого уровня без внесения вторичных загрязнений. Наиболее широко применяются следующие сорбенты: асбестосодержащий материал (после использования регенерируется прокаливанием), пористый полимерный сорбент сополимер стирола и дивинилбензола (нефтепродукты из него могут быть экстрагированы растворителем), пенополиуретан с гранулами ферромагнетика (сорбент регенерируется отжимом), сорбент на основе базальтового волокна и гидрофобизатора (регенерация отжимом или сжиганием углеводородов), древесные опилки, стружка, волокна, помещенные в пористые тканевые оболочки (утилизируются сжиганием), активированный уголь [125].

Сорбенты очень эффективны при аварийной очистке от нефти, в таких случаях используют торф, органический сапропель, молодые бурые угли; получают сорбенты также из коры, жмыха, смолы. Все они подвергаются гидрофобизации. Достоинством метода являются повсеместное распространение природных сорбентов и возможность последующего извлечения из них собранных нефтепродуктов [73]. Нефтяные сорбенты широко используются при ликвидации разлива нефти на поверхности горных пород и почв. При этом наиболее эффективна комбинация сорбентов с одновременной промывкой замазученных грунтов. Метод совместной промывки замазученного песка с сор-

бентами показал хорошие результаты на объектах в Кувейте и США [10].

Для очистки от нефти акваторий глубиной более 80 см успешно применяются скиммерные установки, представляющие собой барабаны со специальным покрытием, которые пропускают через себя воду и сорбируют нефть. Эффективность очистки достигает 99%, дополнительным преимуществом метода является то, что нефть собирается без примесей воды [125]. Органические соединения также хорошо сорбируются в почвах и грунтах катионогенными ПАВ.

ГЛАВА XVI. БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ ПОЧВ И ГРУНТОВ ОТ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ

16.1. Методы биодegradации загрязнителей

Методы микробиодegradации загрязнителей основаны на деструкции токсичных загрязняющих компонентов различными видами микроорганизмов. Эффект достигается либо за счет активизации аборигенной микрофлоры, либо за счет внесения в грунт определенных культур микроорганизмов, а также всевозможных комплексных препаратов.

Методы очистки активизацией микрофлоры

Данные методы очистки основаны на активизации существующей (аборигенной) в почве или породе микрофлоры. В результате этого микроорганизмы начинают активно поглощать загрязнитель и вызывать его деструкцию. Методы активизации аборигенной микрофлоры направлены на создание оптимальной среды для развития определенных групп микроорганизмов, разлагающих загрязнитель. Эти методы могут быть использованы везде, где естественный микробиоценоз сохранил жизнеспособность и достаточное видовое разнообразие. Очистка за счет активизации микрофлоры является медленным, но очень эффективным процессом. Наиболее часто эти методы очистки применяются для ликвидации нефтяных и углеводородных загрязнений.

К простейшим способам активизации микрофлоры относятся механические. Рыхление, частые вспашки, дискование, распашка загрязненных нефтью земель являются благоприятными факторами, стимулирующими процессы биодegradации нефти в почве, при этом также улетучиваются легкие фракции нефти. Существует также метод смешивания загрязненной почвы с чистой, после чего в ней не только активизируется микрофлора, но и сама почва становится пригодной для выращивания растений, которые впоследствии используются в качестве субстрата, в свою очередь ускоряя биодegradацию [116].

При очистке от нефтепродуктов почвы или горных пород *in situ* путем стимулирования природной микрофлоры необходимо осуществить активизацию природного микробного почвенного комплекса и особенно тех групп микроорганизмов, которые окисляют углеводороды, что ведет к активному потреблению углеводородов нефти. Например, при использовании такой технологии для переработки 10000 т почвы, удаленной с территории вблизи нефтеперерабатывающего завода (г. Роттердам, Нидерланды), за 75 дней обработки концентрация нефтепродуктов в почве снизилась до нормативного уровня. Процесс очистки загрязненных материалов на оборудованных площадках является относительно дешевым методом, однако данный вариант очистки не обеспечивает оптимальных условий для жизнедеятельности микроорганизмов, что ведет к существенному увеличению сроков обработки материалов.

Часто активизация биодegradации осуществляется за счет поддержания оптимальной температуры. Так, загрязненную почву зимой для повышения температуры покрывают черной полиэтиленовой пленкой, летом такую же пленку, только прозрачную, используют для снижения испарения с поверхности [116].

В настоящее время появились методы электрокинетической активизации биодegradации. За счет электрического тока обеспечивается миграция микроорганизмов, имеющих собственный заряд по загрязненной зоне, что гарантирует более быструю и равномерную очистку грунта [272, 276].

Механизм активизации биодegradации с помощью ультразвука состоит в разбивке крупных почвенных агрегатов, которые особенно часто образуются при нефтяном загрязнении, что, в свою очередь, увеличивает доступность загрязнителя для микроорганизмов [147,148,162].

Другим широко распространенным способом биоактивизации является улучшение условий *аэрации* почвы, породы или воды за счет добавок воздуха. Самой простой мерой в данном случае является продувка воздухом под различным давлением почв, пород и подземных вод. Она применяется при загрязнении летучими углеводородами, дизельным топливом и им подобными загрязнителями. Продувка воздухом поверхностных водоемов с целью активизации биодegradации фосфора описана П.Ревеллем в 1995 г. Ана-

логичным, по сути, является метод активизации биодegradации дизельного топлива с помощью введения инъекций воздуха в анаэробные пространства, эффективность метода для различных углеводородов от 45 до 94% [125]. Иногда в местах скопления углеводородокисляющих микроорганизмов создается разрежение воздуха для обеспечения миграции к ним легких углеводородов, бензина; эффективность очистки достигает 100% [10, 125].

Часто методы продувки воздухом сочетаются с введением питательных веществ. Для удаления из массивов летучих углеводородов через горизонтальные скважины вместе с воздухом подается газообразная питательная смесь. Другим вариантом этого метода является разбрызгивание микрочастиц питательного раствора [125]. Активизация углеводородокисляющих микроорганизмов за счет закачки в грунты химически активных пен имеет высокую эффективность благодаря своему комплексному воздействию: улучшению условий дыхания, оптимизации баланса питательных веществ, а также увеличению подвижности и доступности неводорастворимых органических загрязнений [125].

Идеальными для биодеструкции являются нейтральные почвы. В кислых почвах для нейтрализации широко применяют известь. В нефтезагрязненных почвах известь дополнительно нейтрализует продукты разложения нефти и снижает подвижность токсичных веществ, ускоряет разложение метановонафтеновых структур. Наиболее эффективно для ускорения биодegradации нефти в почве внесение смеси извести и карбонатной сажи (туфа). Для нейтрализации щелочных почв используют гипс [116]. Методы нейтрализации для активизации биодegradации применяются и для очистки поверхностных вод, в частности от фосфора [125].

Активизация биодegradации в нефтезагрязненных почвах и грунтовых водах достигается за счет внесения минеральных удобрений [10, 116]. Однако необходимо отметить, что реакция микроорганизмов сильно варьирует в зависимости как от конкретного загрязнителя, так и от свойств добавки. Существует опыт закачки в загрязненный нефтью грунт сточных вод, обогащенных нитратами (до 0,5 г/л), для активизации биодegradации. При этом концентрация алифатических соединений снизилась с 1,5 до 0,5 мг/л, ароматических - с 5,0 до 0,5 мг/л. При внесении азота в дозе 600 кг/га степень дegradации нефтяных углеводородов в целинных почвах возросла в среднем на

45%. Мочевина и покрытая серой мочевина ускоряют биodeградацию нефти с 14,8 до 58,6% за 21 сутки, что применяется на железнодорожных магистралях и на дренированных песчаных почвах.

Одним из методов, обеспечивающих диспергацию нефти и вследствие этого улучшающих ее контакт с микроорганизмами, является внесение ПАВ. Моющие вещества вымывают мазут из почвы вместе с водой и влияют на активность микроорганизмов, повышение концентрации ПАВ до 5% вызывает угнетение микрофлоры. Эмульгатор нефти ЭПН-5 стимулировал численность спорообразующих грибов и бактерий при дозе 20-40%, при этом увеличение дозы до 60-100% приводило к их угнетению. С целью активизации биodeградации нефти в почве применяются также ПАВ-С1, неонол АФ-14, ПАВ ОП-10, полиакрилонитрил. Хлористый калий улучшает экстракцию нефти из почвенных агрегатов в раствор. Сочетание применения ПАВ с внесением минеральных удобрений, особенно аммонийных форм азота и фосфора, ускоряет биodeградацию нефти [125].

При поверхностном нефтяном загрязнении можно использовать препарат "Файерзайн", содержащий ферменты, активизирующие микрофлору. Мощность слоя обработки без выемки грунта 30-40 см, срок очистки около 4 недель. Препарат вносится с помощью брандспойта из машины, желательна также обработка грунта рыхлением. Используют "Файерзайн" и для очистки вод и донных осадков [10, 125].

Активное влияние на биodeградацию нефти в почвах оказывают сточные воды ферм, однако в каждом конкретном случае должно быть дано экологическое обоснование. Ускоряют биodeградацию нефти целлюлозосодержащие отходы - солома, опилки. Эффективным является внесение опилок со стимуляторами разложения нефти [116].

Методы очистки внесением культур

Методы внесения культур микроорганизмов применяются в тех случаях, когда необходимая аборигенная микрофлора отсутствует. Они могут применяться при массивном и аварийном загрязнении, в сложных условиях, при отсутствии развитого естественного биоценоза. Достоинством этих методов является их селективность и возможность выведения штаммов микроорганизмов, разрушающих сложные токсичные соединения. Однако их эффективность не всегда бывает одинаково высока, поскольку многие культуры "работают"

лишь в относительно узком диапазоне условий. Кроме того, иногда происходит вырождение микроорганизмов до достижения необходимого уровня очистки. Также следует учитывать, что их применение может нарушать естественные биоценозы, поскольку при этом происходит смена состава популяций ведущих сообществ микроорганизмов.

Обычно для очистки почв и грунтов используют бактерии (*Bacterium*, *Actinomyces*, *Artrobacter*, *Thiobacterium*, *Desulfotomaculum*, *Pseudomonas*, *Hydromonas*, *Bacillus* и др.) а также низшие формы грибов. Часто применяют комплексные биопрепараты, которые содержат не только целый набор культур, но и питательные вещества. В настоящее время именно эта область - разработка искусственных биопрепаратов-деструкторов - получила во всем мире широкое распространение. Общая схема методологии создания биопрепаратов-деструкторов показана на рис. 35



Рис. 35. Методология создания биопрепаратов-деструкторов загрязнителей горных пород и почв [129]

Различные виды дрожжей *Candida* разлагают ароматические соединения с концентрацией 1% за 180-200 дней. *Candida sp.* способна также утилизировать керосин и газ [116]. *Candida lipolytica*, введенная в дозе 10^8 кл/г почвы, активно разлагает сырую нефть [125].

Нефтезагрязненные почвы обрабатывают *Acinetobacter sp.*, *Alcaligenes sp.*, *Pseudomonas sp.*, одновременно вносят растворы фосфорных и аммонийных солей. Нефть на поверхности почвы уничтожают бактерии видов *Actinomyces elegans* и *Geotrichum marinum* [10, 125]. Использование *Actinebacter sp.* дает 80%-ный эффект очистки от ароматических соединений по истечении 5 недель [125]. Для деструкции нефти выделены штаммы галотолерантных и галофильных археобактерий. В условиях высоких температур может быть использована *Bacillus thermoleovorans*. Бактерия рода *Desulfobacterium* осуществляет деградацию салицилата в условиях сульфатредукции. *Streptomyces albiacialis* разлагает углеводороды нефти при содержании соли до 30%; эффективность при оптимальной температуре 28-30°C достигает 50%. Деградацию ароматических углеводородов осуществляют некоторые виды *Mycobacterium*, а также *Pseudomonas alcaligenes*, которая разлагает и галоуглеводороды [125].

Довольно широко для локальной очистки сильнозагрязненных почв и других материалов используется весьма эффективная, но дорогостоящая технология "биовосстановления" [10]. Суть этой технологии сводится к тому, что загрязненный материал загружается в биореактор, оборудованный паровой экстракцией, трубопроводами для подвода кислорода (или воздуха), питательных веществ и системами контроля pH и температуры. Биоочистку можно комбинировать с физическими методами, такими, как экстракция паром или адсорбция на угле для удаления летучих соединений, или с химическими методами для удаления токсичных компонентов или металлов.

В условиях города, когда многочисленны небольшие локальные разливы нефтепродуктов, непосредственное использование биопрепаратов на месте бывает нерационально. В этих случаях наиболее рационален сбор загрязненных почв или пород путем срезки с последующей их биоочисткой на специальных площадках.

В сложных случаях наиболее эффективна очистка комплексными биопрепаратами. При нефтяном загрязнении они используются наиболее широко. Так, суспензия, содержащая *Pseudomonas*, *Nocardia*, *Flavobacterium* и *Candida*, практически полностью очищает от нефти верхние 20 см почвы за 7 лет. Смесь *Candida matlosa* ВКМУ-1506, *Pseudomonas sp.* и бактерия № 15 в питательной среде также разлагают нефтяное загрязнение. Можно использовать препарат "Noggies", предназначенный для разложения в почве ма-

зута, дизельного топлива, бензина, керосина, различных фенолов и формальдегидов.

Препарат "Hydrobac" за 5 дней снижает загрязнение на 60%, однако массив нужно держать постоянно увлажненным. Биопены фирмы "Biodetox" проникают на глубину 30-40 см, разлагая керосин, бензин, натуральные масла; готовые биопены очень долго хранятся. Внесение в почву отходов дрожжевого производства в 2-10 раз увеличивает разложение нефти, то же установлено для молочной сыворотки. Также используют активный ил и белково-витаминный концентрат, особо обработанную массу дрожжей родов *Candida*, *Rhodotoruba*.

Эффективным является применение *Candida guilliermondii* с целлюлозоразрушающим субстратом [116]. Биопрепарат с сочетанием дрожжей и актинобактерий за 4 дня снижает на 40-60% содержание гексадекана, парафинов, сырой нефти в воде с соленостью до 12 г/л. [125].

Препарат "Родер" используется для очистки вод (в дозе 0,1 кг/м²), а также почв и грунтов (в дозе 1 кг/м²) от 0,1-0,5%-ного нефтяного загрязнения [125]. Динамика очистки грунтов от различных нефтяных загрязнителей с помощью препарата "Родер" показана на рис. 36. В России для очистки почв от нефти чаще применяются "Деворойл", "Биоприн", "Путидойл" и другие биопрепараты [10, 73, 125].

Известны также примеры использования отечественных препаратов микроорганизмов-деструкторов в комплексе с природными органическими сорбентами, в частности, с различными модификациями торфа (например, препараты "Эконадин", "Экойл", "Фежел-Био") в виде средства для оперативной ликвидации нефтяных загрязнений на поверхности воды, и в биореакторе с иммобилизацией (разработки ГНЦ Прикладной микробиологии, п. Оболенск, Московская обл., Центрального научно-конструкторского бюро и др.) с модифицированным торфом в качестве носителя. Загрязненный сорбент с микроорганизмами также может быть переработан в биореакторе. Препарат "Путидойл" получен на основе бактерий *Pseudomonas putida*, обладающих, по данным разработчиков, высокой окислительной активностью в отношении углеводородов нефти с прямой, разветвленной и циклической структурами. Его получают путем высушивания выращенной бак-

териальной массы. Препарат используется в виде взвеси бактериальных клеток (не более 0,2% к объему раствора) в 0,07%-ном растворе минеральных солей (аммофоса или диаммофоса). Активирование препарата производится выдерживанием суспензии при перемешивании и аэрации в течение 4-18 ч при $t = 26-30^{\circ}\text{C}$ [10].

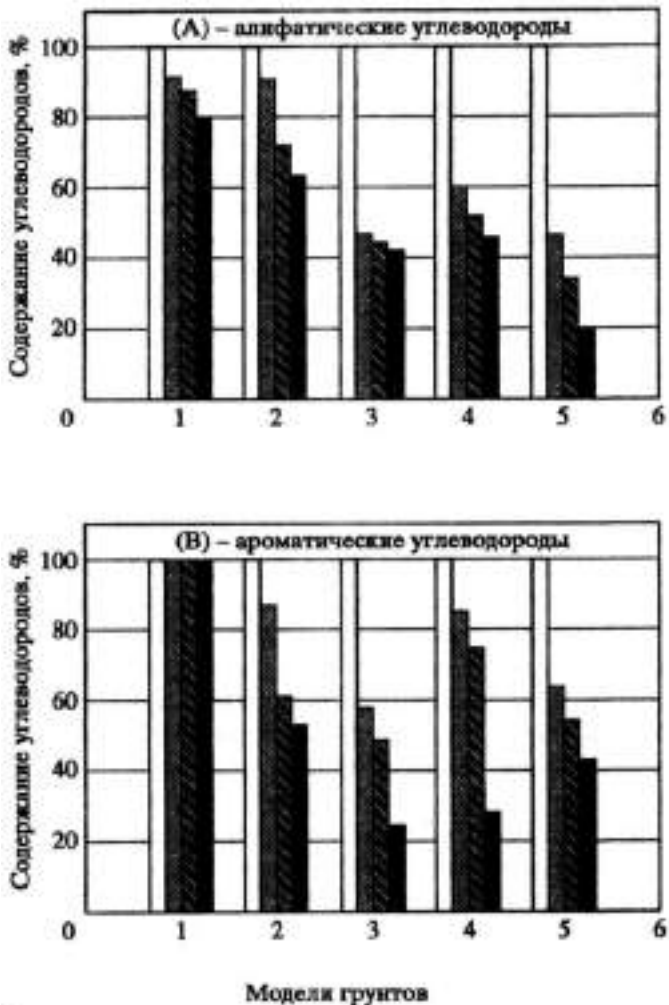


Рис.36. Динамика микробиологической очистки грунтов от углеводородов с помощью биопрепарата "Родер" (Мурыгина В.П. и др., 1995 г.)

Препарат "Деворойл" получен на основе сообщества микроорганизмов дрожжей и бактерий *Rhodococcus sp.*, *Rhodococcus*

maris, *Rhodococcus erythropolis*, *Pseudomonas stutzeri*, *Candida sp.*, растущих на углеводородах различных классов и их производных, устойчивых к повышенной солености (до 150 г/л NaCl), к резким колебаниям температуры - от 5 до +40°C, с активностью в широком диапазоне pH (от 4,5 до 9,5), при интенсивности загрязнения почвы нефтью более 5%. Высокая эффективность применения "Деворойла", по данным разработчиков, определяется тем, что в состав препарата входят лиофильные и гидрофильные микроорганизмы: бактерии, окисляющие нефтяные алканы с длиной углеродной цепи C₄₉-C₄₃₀ и ароматические соединения, в частности, фенол, крезол и пирокатехин; дрожжи, характеризующиеся высокой нефтеокисляющей активностью и способные выделять в среду аминокислоты, витамины и поверхностно-активные вещества. Используемые другими представителями почвенного биоценоза продукты жизнедеятельности бактерий и сами клетки отмирающих бактерий легко усваиваются сапрофитной микрофлорой биоценоза [10].

Препараты серии "Биодеструктор", полученные на основе штаммов бактерий *Acinetobacter valentis*, *Acinetobacter parahiniicum* и *Acinetobacter oleovorans*, наиболее эффективны соответственно при температуре от 10 до +50°C и от 20 до +42°C при pH в 6,5-1,2. Основой препарата "Деградойл" является выделенная из почвы смешанная культура микроорганизмов, включающая азотфиксирующие бактерии *Azotobacter vinelandii*. По данным разработчиков, препарат обладает широкой субстратной специфичностью. Бактерии окисляют углеводороды, а другие почвенные микроорганизмы метаболизируют продукты их окисления.

Препарат "Олеоворин" получают путем высушивания на распылительной сушилке биомассы бактерий *Acinetobacter oleovomm*, выращенной на парафинах при $t=20-42^{\circ}\text{C}$ и pH 6,5-7,2 [10]. Препараты "Эконадин" и "Экойл" получают путем выращивания бактериальной культуры *Pseudomonas fluorescens* до концентрации не менее 5 г/л по сухой биомассе, ее последующего флокулирования перекисью водорода и хлоридом кальция, иммобилизации сфлокулированной биомассы бактерий на сфагновом торфе и высушивания торфа при температуре не более 30°C [10]. Полученный препарат вносят на поверхность загрязненной водной

среды в количестве 0,1-0,24 г на 1 мл нефтяного загрязнения. Количество клеток бактерий не менее 10 на 1 г торфа (около 10 мг/г).

В соответствии с рекомендациями технология применения "Путидойла" предусматривает следующие операции:

- подготовка раствора минеральной подкормки 0,07% аммофоса или диаммофоса; расход при обработке почвы составляет 1л/м;

- подготовка рабочей суспензии биопрепарата. Предусматривается предварительная активация клеток. Для этого препарат суспендируют в минеральной среде (0,03% аммофоса или диаммофоса) в течение 4-18 ч при температуре 26-30°C;

- перед внесением рабочего раствора рекомендуется тщательное перемешивание (вспашка) загрязненного слоя почвы.

В зависимости от характера грунтовой поверхности, степени загрязнения и глубины его проникновения предлагаются следующие технологические варианты обработки [10]:

- при глубине проникновения нефтепродукта не более 15 см осуществляется вначале вспашка и рыхление нефтезагрязненного слоя почвы на глубину 10-15 см, а затем обработка участка рабочим раствором биопрепарата;

- в засушливых районах требуется периодическое увлажнение обработанных участков.

При концентрации нефтепродукта более 10% или глубине проникновения в почву или горную породу более чем на 15 см предлагается первоначально срезать верхнюю часть грунта с помощью автогрейдеров, бульдозеров и другой техники, складировать его и обработать рабочим раствором биопрепарата в дозе 1л/м с расходом препарата 3-5 кг/га. Затем обрабатывается таким же способом следующий слой нефтезагрязненного грунта. Технология применения препарата "Деворойл" предусматривает также проведение предварительной стадии активирования микроорганизмов путем перемешивания или продувания воздухом суспензии биопрепарата в течение 12 ч в растворе аммофоса (20%), и затем через две недели проводят минеральную подкормку при внесении в почву 2%-ного раствора диаммофоса из расчета 2-2,5 кг на 1000 м загрязненной почвы.

Аналогичные технологические схемы рекомендуются при применении и других биопрепаратов. Таким образом, все ука-

занные препараты показывают высокую эффективность их применения в натуральных условиях.

Дальнейшее повышение эффективности применения препаратов для нефтеочистки почвы связывается, во-первых, с совершенствованием технологии их применения, в частности с разработкой методов, повышающих степень высвобождения нефтепродуктов, сорбированных частицами почв (например, при добавлении ПАВ, специальных сорбентов), а также методов, обеспечивающих транспорт кислорода в системе (например, при обработке почвы перекисью водорода и т.п.). Во-вторых, с совершенствованием технологии их получения и, в первую очередь, с использованием новых, более активных штаммов биодеструкторов [10].

Германская компания "НОЭЛЛИ-КРЦ" много лет разрабатывает технологии и реализует проекты по реабилитации почв, загрязненных углеводородами и другими веществами. По сведениям компании, на стандартную очистку одной тонны почвы от углеводородных загрязнений требуется примерно 90 немецких марок, чем объясняется стремление использовать как можно более дешевые варианты очистки. Компанией разработана технология биологической очистки почв с использованием в качестве активного биологического субстрата грибков белой плесени. Грибки белой плесени разрушают соединения углеводородов широкого спектра, в том числе циклические соединения и хлорпроизводные углеводороды, склонные со временем к накоплению в почве. Наиболее крупный реализованный проект-очистка 10 000 т грунта (в Гамбурге) от начального содержания углеводородов 30 000 мг/кг до 34 мг/кг за 3 года.

В Российской практике очистка многих нефтезагрязненных территорий производится с применением, например, разработанной фирмой "Полиинформ" (Санкт-Петербург) комплексной технологии "Сойлекс". В основе технологии лежит применение нового биопрепарата, имеющего высокую деструктивную активность в отношении нефтезагрязнений, в том числе и тяжелых фракций нефти, в широком диапазоне рН (4,5-8,2) и температуры (3-40°C) очищаемой среды [10].

16.2. Методы биопоглощения углеводородных загрязнителей

Эти методы основаны на способности различных организмов, прежде всего растений, поглощать всевозможные токсичные компоненты из почв и грунтов, накапливать их в своих тканях и тем самым очищать почвы. После этого растения выкашиваются и перерабатываются с целью концентрирования и утилизации накопившихся в них загрязнителей. Недостатком метода биопоглощения является необходимость последующей утилизации загрязнителей в тех или иных биопоглотителях.

В.И.Вернадский, изучая особенности концентрирования, разделил все живые организмы на три группы:

1. Организмы обычные (по данному элементу) - при концентрации элемента организмом в пределах $0,1$ и до $0,01$ и ниже.
2. Организмы, богатые тем или иным элементом, - при относительном увеличении более чем на 10% весового среднего содержания данного элемента в организме по сравнению со средним содержанием его в окружающей среде.
3. Организмы-концентраторы - при концентрации элемента или вещества в количестве, составляющем более 10% его веса или его атомного состава. Они наиболее эффективны при использовании их для биопоглощения загрязнений.

Очевидно, практически любые растения могут использоваться в качестве биопоглотителей, однако селективность их по отношению к определенным загрязнителям весьма различна и до конца еще не выяснена. Так, например, было показано, что посев на нефтезагрязненной почве бобов и злаковых трав способствует ускорению биodeградации нефти. С этой целью также могут выращиваться сорго, кормовой горох, люцерна, донник, вика, ячмень, овес [116].

Показано усиление деградации углеводородов нефти в засеянной растениями почве [162, 267, 274]. Основную роль в детоксикации углеводородов играет микрофлора ризосферы, а растения, адаптированные к условиям загрязнения создают благоприятные условия для проявления её деструктивной активности по отношению к загрязнителю, т.е. основным механизмом фито-

едиментации почвы, загрязненной углеводородами является резодеградация [286].

Независимо от используемых методов на конечном этапе биоремидации по достижению концентрации остаточных углеводородов до 1-3 % использование фитомелиоративных работ способствует интенсификации почвенно-биологических процессов разложения трудноразлагаемых углеводородов. В соответствии с гигиенической оценкой почв, используемых для выращивания сельскохозяйственных растений, при содержании нефти больше ПДК устанавливается умеренно опасная категория загрязненности почв. При такой категории допускается возделывание любых культур при условии контроля качества сельскохозяйственных растений, атмосферного воздуха рабочей зоны и местных водосточников. Возделывание многолетних трав является почвоулучшительным способом наиболее широкого спектра действия, поскольку он подходит для первого этапа восстановления почв.

При этом необходимо также принимать во внимание, что многие растения способны осуществлять биохимическую детоксикацию углеводородов, в том числе ароматических [235]. Актуальность такого рода работ приобретает особую важность в аридных регионах, где процессы естественного зарастания и восстановления разрушенных экосистем идут очень медленно, но их можно ускорить, применяя методы фитомелиорации. Основным мероприятием фитомелиоративного этапа является почва многолетних трав, устойчивых к нефти в сочетании со всем комплексом агротехнических мероприятий, принятых в сельскохозяйственной практике данного региона [262]. С целью улучшения физико-химических свойств нефтезагрязненных почв эффективно использовать осадок из водоотстойников водопроводов [11]. Выросшую биомассу растений используют в качестве сидератов на той же территории. Биомассу растений и их выделения следует использовать для интенсификации процессов кометаболизма. Для той же цели можно вносить различные вещества, увеличивающие биологическую активность почвенных микроорганизмов, например, отходы сельскохозяйственного производства.

Контролем, свидетельствующим об окончании в основном, процесса биоремидации нефтезагрязненных почв может служить успешность растительности и других компонентов биоты и нор-

мальные развитие растений в течении одного-двух вегетативных периодов.

Математическое моделирование биоочистки.

С помощью математического моделирования биоочистки можно рассчитать такие интегральные величины, как концентрацию нефтеокисляющих бактерий в толще грунта на заданный расчетный период, концентрацию нефтепродукта, вымываемого из загрязненного слоя грунта, а также изменение концентрации нефтепродукта зависимости от глубины, его вертикальный перенос в грунте и распределение бактерий в толще грунта на заданный момент времени. Начальными условиями являются исходные распределение нефтепродукта, эмулированного нефтепродукта и бактерий. Контакты, необходимые расчета, могут быть определены по данным лабораторных модельных экспериментов [104].

Процессы в которых участвуют бактерий, являются рост и отмирание микробных клеток и вымывание вертикальный перенос с инфильтрующейся водой.

Для описания динамики микробной популяции используется уравнение Моно с учетом отмирания клеток:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\mu_m G}{G + K_s} \cdot M - \lambda \cdot M, \quad (300)$$

где M - концентрация бактерий; μ_m - максимальная скорость роста бактерий; G - концентрация субстрата (нефтепродукта); K_s - константа средства субстрата к микроорганизму; λ - скорость отмирания клеток.

Уравнение, которое описывала полное число бактерий в почвенной среде:

$$M = M_s + M_w \cdot \frac{n}{\rho}, \quad (301)$$

где ρ - плотность грунта; M_s - число бактерий, закрепленных на почвенной матрице; M_w - число бактерий, содержащиеся в почвенной воде; n - пористость.

Зависимость числа закрепленных бактерий от числа бактерий в воде описывается уравнением адсорбции:

$$M_s = M_w \cdot K_a^m, \quad (302)$$

где K_a^m -коэффициент адсорбции бактерий.

Конечный вид уравнения для описания концентрации бактерий в воде:

$$M_w = \frac{M}{n_E^m} \cdot \rho, \quad (303)$$

где $n_E^m = K_a^m \cdot \rho + n$ - эффективная пористость.

Итоговое уравнение для роста, отмирания переноса бактерий:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\mu_m G}{G + K_s} \cdot M - \lambda M - \frac{N}{n_E^m} \cdot \frac{dM}{dx}, \quad (304)$$

Убыль свободного нефтепродукта происходит за счет разложения бактериями и вымывания в эмульгированном виде. Биоразложение может быть описано уравнением Моно, а вымывание - уравнением конвективного переноса, их комбинация описывает полную убыль нефтепродукта:

$$\frac{dG}{dt} = -\frac{1}{q} \cdot \frac{\mu_m G}{K_s + G} \cdot M - \frac{Vn}{\rho} \cdot \frac{dC}{dx}, \quad (305)$$

где q - коэффициент пропорциональности, связывающий количество образовавшихся клеток с поглощенным субстратом; C - концентрация эмульгированного нефтепродукта в почвенной воде.

16.3. Вермикультура и очистка почв и грунтов от нефти и нефтепродуктов

В последние годы в многих странах довольно широкое распространение получило одно из новых направлений биотехнологии - вермикультивирование, заключающиеся в промышленном разведении некоторых форм дождевых червей (от Vermes-червь).

Формирование и развитие данного направления обусловлено возможностью решения на биологической основе ряда актуальных экологических задач (утилизация органических отходов, повышение высококачественного чистого органического удобрения, выращивание безопасной сельскохозяйственной продукции и др.)

Метод вермикультуры существенно ограничивает либо исключает опасность загрязнения среды различными поллютантами.

Особый интерес к вермикультивированию проявляют сторонники так называемого альтернативного земледелия, ратующие за отказ применения минеральных удобрений и пестицидов и призывающие к широкому использованию компостов, способных поддерживать на высоком уровне биологическую активность почвы.

Первые хозяйства по искусственному разведению червей на отходах были созданы более полувека тому назад в США (червей разводили с целью получения наживки для рыбной ловли).

В настоящее же время практика применения заметно расширилась, распространившись как ив сельском хозяйстве, так и в других отраслях производства [246].

Вермикультура – это компостные черви в органическом субстрате. Нередко под этим термином подразумевают исключительно червей или наоборот, только субстрат. Вермикультуру можно представить как сложное биоценотическое сообщество, ограниченное определенным биотопом в составе ограниченного ландшафта.

Черви объединяют несколько типов беспозвоночных, среди которых коловратки, нематоды, энхитренды, кольчатые и дождевые черви. Именно последние имеют большое значение в почвообразовательном процессе, в формировании и поддержании плодородия почв.

Дождевые (земляные) черви - самые крупные обитатели почв среди беспозвоночных, входящие в состав почвенной макрофауны, на их долю приходится не менее половины всей биомассы почвы.

Большинство дождевых червей, распространенных на территории нынешнего СНГ, относится к семейству люмбрицид (*Lumbricidae*), которое включает около 180 видов.

В целом же наиболее мысовыми является 15-16 видов, среди которых заметно доминирует вид *Nicodrilus caliginosus*. Обитает он обычно в распаханных почвах.

Средний размер дождевого червя 9-13 см в длину. Плотность дождевых червей достигает в среднем 120 особей на 1 м², а биомасса - 50 г на 1 м² (при массе тела одного червя 0,5-1,5 г.) в благоприятные периоды плотность червей может составлять 400-500 экземпляров на 1 м².

Главный источник питания червя - растительные остатки. Не случайно присутствие его можно рассматривать как тест на обогащенность почвы органическим веществом. Дождевые черви, роясь в почве, значительно влияют на ее свойства. Они способствуют перемешиванию и разрыхлению земли, накоплению органических веществ, образующих гумус. Для гумификации особо важны два фактора – воздух и влажность. Дождевые черви улучшают аэрацию почвы, облегчают доступ влаги, усиливают процессы гумусообразования, нитрификации и аммонификации.

В зависимости от места обитания червей делят на 3 группы: поверхностно-живущие (подстилочные); почвенно-подстилочные; третьяорники, которые прокладывают глубинные ходы в почве.

В природной обстановке в размножении люмбрицид отмечается сезонность. Максимум в интенсивности этого процесса наблюдается весной и осенью.

Черви могут голодать 2,5 месяца. При низких температурах (0-5°C) период голодания увеличивается до 3-4 месяцев. Они влаголюбивы, умеренно теплолюбивы. Оптимальная температура для питания 20-25°C, для размножения 12-17°C. Нуждаются в аэрации.

Непригодны для культивирования червей песчаные и глинистые, кислые и засоленные почвы. Оптимальной реакцией среды является нейтральная или слабокислая. Черви очень боятся ветра.

В естественных условиях обитания черви не болеют и не подвергаются каким-либо эпидемиям.

Гибель дождевых червей в природных условиях довольно часто вызывает чрезмерная химизация почв.

Достаточно велико значение червей в облагораживании почв. Осознание этого предопределило большой интерес к искусственному их культивированию. Так, в результате многолетней селекционной работы, проведенной американскими исследователями, в 1959 г. в Калифорнии была выведена новая разновидность дождевого червя, получившая название «калифорнийский гибрид красного червя» или просто «калифорнийский красный червь». С 1979 г. его стали размножать в Западной Европе и в Японии.

По плодовитости и активности гибрид существенно превосходит обычного червя и в отличие от него хорошо поддается выращиванию в искусственных условиях.

В научной литературе на положительное влияние на дождевых червей в почвообразовании впервые обратил внимание английский натуралист Г.Уайт. В книге, опубликованной в 1789 г., он пишет, что земля без дождевых червей была бы «холодной и непитательной».

Основными же исследованиями по этому вопросу являются работы Ч.Дарвина (1881 г.), который говорил о значении дождевых червей в формировании плодородия почв, что плуг принадлежит к числу древнейших изобретений человека, но еще задолго до его изобретения, почва правильно обрабатывалась, червями и всегда будет обрабатываться ими.

Заглатывая кусочки органического вещества, черви трансформируют его кишечной полости и выделяют в виде копролитов – «каменных» экскрементов. Копролиты улучшают почвенную структуру в результате обволакивания стенок почвы слизью, что предохраняет ее, например, даже от размывания водой.

Под действием копролитов меняется также биохимический состав почвы. Копролиты содержат в 5 раз больше биологического азота; они в 7 раз богаче фосфором и в 11 раз калием по сравнению с поверхностным слоем плодородной огородной почвы. В копролите сосредотачивается значительное количество кальция, что обеспечивает хорошую водопрочную структуру и высокую водоудерживающую способность. Наряду с этим кальций снижает кислотность среды и создает условия, затрудняющие развитие болезней растений, например, фузариоза, ржавчины, бактериоза и др.

Возле копролитов энергично развивается полезная микрофлора. Все это в итоге улучшает условия жизни растений. Дождевые черви, как и другие живые организмы, обогащают почву макро- и микроэлементами, ростовыми веществами, антибиотиками. Фермент протеаза, входящий в состав биомассы червя, обладает биостимулирующим действием, улучшает усвояемость их роста, активизирует физико-химические процессы в организме.

Общая длина ходов червей превышает 1 км под 1 м² поверхности почвы. Приняв среднюю массу червя за 0,5 г, а их число на 1 м² 50 особей (500000 экземпляров на 1 га), нетрудно подсчитать, что за 1 сутки через кишечник червей на площади 1 га проходит 250000 г. (0,25 т.) земли. Если предположить далее, что активная деятельность червей продолжается 200 дней в году, то количество

земли, проходящее через их кишечник, составит 50 т на 1 га. Учитывая же, что 1 м² почвы обитает 400-600 особей, получается, что за год черви перерабатывают от 400 до 600 т/га земли.

Масса копролитов, ежегодно образуемая червями в природных условиях, огромна. В Средней Азии на поливных землях согласно Н.А.Димо при численности червей более 150 особей на 1 м² ежегодная продукция копролитов достигла более 120 т/га.

Заглатывая нефтезагрязненную почву, дождевые черви делают нефть более доступной для микроорганизмов и ускоряют ее биodeградацию.

В лабораторных опытах показано достоверное снижение содержания остаточной нефти и уменьшение токсичности загрязнения через три месяца в почве с начальным нефтедержанием 5 и 10% [116].

На Украине разработан способ рекультивации почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами (патент Украины на изобретение № 80075), согласно которому в почву вносят биогумус красного калифорнийского червя и сапропель в соотношении 2:1 в количестве 5000-20000 кг смеси на 1 га. Смесь биогумуса червя и сапропеля представляет собой особую биологическую систему, в которой проявляется высокая активность микроорганизмов-нефтедеструктуров.

Согласно исследованиям П.Б.Дом и Ж.П.Саланито [270] была обнаружена устойчивость дождевых червей *Eisenia fetida* к загрязнению почвы нефтью в количестве 50-80 г/кг. После 90 дней эксперимента было зафиксировано снижение токсичности почвы, а через 240 дней наблюдение в почвах со средними и тяжелыми углеводородами, токсичность была снижена до пограничных значений.

Известны работы, в которых биоремедиация нефтезагрязненной почвы в присутствии дождевых червей и микробной биомассы. Например, установлено, что в нефтезагрязненной почве присутствие дождевых червей и микроорганизмов способствует разложению полиароматических углеводородов, таких как бифенил, бенз – [а] – пирен и бенз – [е] – пирен. При этом авторы этих работ [278] отмечают, что деятельность дождевых червей вносит изменение в структуру микробного сообщества, но это не влияет на функционирование микробов в нефтезагрязненной почве. Ак-

тивность микробной биомассы не меняется в течение всего эксперимента. Показано, что выживаемость червей, находящихся в нефтезагрязненной почве, достаточно высока, а содержание углеводов в почве, содержащей червей *E.Fetida*, снижается до допустимого уровня. Вторым фактором, повышающим эффективность биоремедиации нефтезагрязненных почв, является присутствие в составе очищаемой почвы различных микроорганизмов, повышающих выживаемость дождевых червей и усиливающих процесс биоремедиации почвы.

Д.И.Стом и Д.С.Потапов предложили способ очистки и рекультивации, загрязненных нефтью и нефтепродуктами почв [218]. Здесь почву обрабатывают препаратами, содержащими нефтеперерабатывающие бактерии совместно с биодеструкторами следующего трофического уровня – дождевыми червями. В садки размером 1,8 м × 1,2 м × 0,6 м поместили слой нефтезагрязненной почвы толщиной 5 см. Содержание нефти предварительно измеряли. В одну серию садков помещали бактериальный препарат «Пути -дойл», а в другую дождевых червей, а в третью серию садков помещали «Путидойл», совместно с дождевыми червями. В качестве контроля использовали нефтезагрязненную почву, не подвергшуюся переработке. Содержание нефти проверялось через 24 часа.

Как видно из таблицы 48, бактериальные препараты не позволяли снизить содержание нефти более чем на 33,9%, дождевые черви снизили содержание нефти на 14,3%, а совместное использование бактериальных препаратов и дождевых червей позволило снизить содержание нефти более чем на 51,8%.

Таблица 48

Время экспозиции	Наличие нефти	Биодеструкторы		
		Дождевые черви	Бактериальные препараты	Бактериальные препараты и дождевые черви
Через 10 суток	Кол-во нефти в почве, г/ кг	21,6	20,8	20,8
	Кол-во нефти в почве уменьшилось на, %	3,6	7,2	7,2
Через 20 суток	Кол-во нефти в почве, г/ кг	21,6	17,6	16,2
	Кол-во нефти в почве уменьшилось на, %	3,6	21,5	27,7
Через 30 суток	Кол-во нефти в почве, г/ кг	19,8	15,6	13,2
	Кол-во нефти в почве уменьшилось на, %	11,6	30,4	41,1
Через 40 суток	Кол-во нефти в почве, г/ кг	19,2	14,8	10,8
	Кол-во нефти в почве уменьшилось на, %	14,3	33,9	51,8

Для подтверждения того, что бактериальные препараты и дождевые черви при совместном использовании способствуют снижению токсичности нефтяного загрязнения и рекультивации почв, было проведено биотестирование сред по проращиванию семян. Исходя из данных таблицы 49 можно сказать, что обработка нефтезагрязненной почвы, бактериальными препаратами и дождевыми червями совместно приводит к максимальному снижению ингибирующего воздействия загрязнителей на прорастание семян растений уже спустя 40 суток.

Для почвы, обработанной дождевыми червями, в 2 раза увеличилось количество проросших семян, средняя длина корней составила 11%.

Для почвы, обработанной бактериальными препаратами, данный показатель остался на том же уровне и составил 17%, а средняя длина корней проросших семян – 49,5%. Максимальное количество (81,6%) проросших семян обнаружено в вытяжке из почвы, в которой было совместное использование биодеструкторов. Средняя длина корней проросших семян в этом случае составила 88%.

В Северо-Кавказском государственном техническом университете (г. Ставрополь) В.В.Смольниковой, С.А.Емельяновым и М.С.Дементьевым разработан способ очистки и восстановления экологических функций субстратов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, заключающийся в том, что обрабатывают субстрат биопрепаратами и дождевыми червями. Здесь дополнительно готовят питательную среду для дождевых червей. При этом по мере необходимости измельчают органический материал до размеров частиц 20-50 мм, обрабатывают его молочной сывороткой в соотношении компонентов 40-80 л последней на 1 т органического материала (листовой опад, лузга подсолнечника и т.д.). Вносят в субстрат, кроме песчаной почвы, рыхлитель в количестве, обеспечивающее содержание кислорода в субстрате не менее 12%.

Далее в субстрат вносят питательную среду в количестве 10-30% от массы, а затем биоудобрение в количестве 70-90 мм на 1 м² субстрата. Проводят вспашку на глубину 0,1-0,4 м, а в качестве дождевых червей используют аборигенные виды. При этом массу внесенного червесубстрата определяют по формуле:

$$m_{\text{чс}} = K \cdot S \cdot h \cdot P \cdot G/Z, \quad (306)$$

где $m_{чс}$ – масса червесубстрата; K – эмпирический коэффициент, учитывающий гибель дождевых червей, зависящий от типа субстрата и питательной среды, находящийся в пределах 1,1-1,4; S – площадь обрабатываемого участка; h – глубина обработки субстрата; S – плотность субстрата; G – оптимальное количество дождевых червей в 1 кг субстрата, подбираемое эмпирически в зависимости от типа субстрата, количество особей / 1 кг субстрата; Z – исходное удельное количество особей в 1 кг продукта червесубстрата.

Таблица 49

Вытяжка из нефтезагрязненной почвы обработанной биодеструкторами в течение		Биодеструкторы		
		Дождевые черви	Бактериальные препараты	Бактериальные препараты и дождевые черви
Через 10 суток	Кол-во проросших семян, %	0	0	0
	Средняя длина корней проросших семян, %	0	0	0
Через 20 суток	Кол-во проросших семян, %	0	0	20,4
	Средняя длина корней проросших семян, %	0	0	16,5
Через 30 суток	Кол-во проросших семян, %	3,4	17,0	68,0
	Средняя длина корней проросших семян, %	11,0	33,0	60,5
Через 40 суток	Кол-во проросших семян, %	6,8	17,0	81,6
	Средняя длина корней проросших семян, %	11,0	49,5	88,0

Примечание: Контроль: Вытяжка из почвы незагрязненной нефтепродуктами: кол-во проросших семян, шт. - 29; средняя длина корней проросших семян, мм - 57,

В качестве молочной сыворотки используют подсырную, творожную, или казеиновую. В качестве рыхлителя используют речной песок или опилки нехвойных пород деревьев. В качестве биопрепарата, восстанавливающего плодородие почв, преимущественно используют «Байкал ЭМ-1» [209].

В институте проблема переработки углеводов Сибирского отделения РАН С.Б.Чачиной, О.Н.Баклановой и другими разработан способ очистки и рекультивации почвы, загрязненной нефтью и нефтепродуктами, который включает внесение в почву сорбента, биопрепарата и дождевых червей. В качестве сорбента используют органоминеральный сорбент с суммарным объемом пор не менее $2,0 \text{ см}^3/\text{г}$, средним радиусом пор 200-2000 нм, пропитывают его 0,5-1,0% водным раствором биопрепарата, вносят в

почву в количестве 0,1-0,2 кг на 1 кг почвы, выдерживают не менее трех недель, после чего вводят компостных червей *E.Fetida*, в количестве не менее 10 особей на 1 кг почвы и выдерживают в течение 20 недель при температуре не ниже 5°C, при влажности почвы менее 60% [245].

Экспериментальные исследования показали, что при помощи вышеуказанного способа, степень очистки почвы, загрязненной нефтью и нефтепродуктами достигает 94-97%, что соответствует условию низкого уровня загрязнения.

ГЛАВА XVII. РЕКУЛЬТИВАЦИЯ НАРУШЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ, ОЧИСТКА, УТИЛИЗАЦИЯ И ПЕРЕРАБОТКА БУРОВЫХ ОТХОДОВ В НЕФТЯНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

17.1. Основные понятия, направления и мероприятия по рекультивации нарушенных земель в нефтяной отрасли

Рекультивация – это комплекс мер по экологическому и экономическому восстановлению земель и водных ресурсов, плодородие которых в результате человеческой деятельности существенно снизилось. Целью проведения рекультивации является улучшение условий окружающей среды, восстановление продуктивности земель и водоемов.

Рекультивацию нарушенных земель в большинстве случаев проводят не на должном уровне и не всегда своевременно. Например, в Российской Федерации в нефтедобывающей промышленности рекультивировано 37% нарушенных земель.

Из-за несвоевременно проведения рекультивации нарушенных земель снимаемый плодородный слой почвы используется не полностью, объемы его складирования увеличиваются.

Так, уже заскладировано 143922,7 тыс.м³ плодородного слоя почвы [3].

Нарушенные земли в результате промышленной деятельности человека должны восстанавливаться своевременно и с надлежащим качеством. Восстанавливают нарушенные земли, проводя рекультивацию в несколько этапов. При этом выделяют мероприятия по восстановлению плодородия и улучшению качества почвенного слоя, устранению вредного воздействия токсичных пород и отходов на окружающую среду, обеспечению требуемого режима и состава поверхностных и подземных вод, а также по обеспечению инженерной защиты объектов рекультивации от эрозии, подтопления, затопления, засоления и т.д. Проведение восстановительных работ способствует более быстрой интеграции нарушенных земель в окружающую среду.

Таким образом, рекультивация земель – это комплекс работ, направленных на восстановление продуктивности и хозяйственной

целостности земель, а также на улучшение условий окружающей среды. Нарушенными считают земли, утратившие первоначальную природно-хозяйственную ценность, и, как правило, являющиеся источником отрицательного воздействия на окружающую среду.

В соответствии с требованиями природоохранного законодательства все земли, нарушенные в период цикла строительства, эксплуатации промышленных объектов, подлежат рекультивации - комплексу мероприятий, направленных на восстановление хозяйственной, медико-биологической и эстетической ценности нарушенных ландшафтов. Рекультивация земель должна проводиться с учетом почвенно-климатических условий, степени повреждения и загрязнения, ландшафтно-геохимической характеристики нарушенных земель. Главной задачей при проведении рекультивации является возвращение землепользователю не только восстановленной почвы в первоначальном виде, но и с улучшенным почвенным покровом и растительностью.

Рекультивация земель должна проводиться в соответствии с ГОСТ 17.4.3.03-84 и ГОСТ 17.5.1.02-85 «Классификация нарушенных земель для рекультивации» и «Положение о порядке передачи рекультивированных земель землепользователю предприятиями, организациями и учреждениями, разрабатывающими месторождения полезных ископаемых и торфа, проводящими геологоразведочные, изыскательские, строительные и иные работы, связанные с нарушением почвенного покрова». Разработка проектной документации должна проводиться в соответствии с РД 39-00147105-006-97.

Рекультивация должна проводиться независимо от объемов загрязнений и площади нарушения. Она включает два этапа: технический и биологический. Техническая рекультивация земель применяется для ликвидации основных загрязнений по возможности до первоначального состояния. Биологическая рекультивация направлена на окончательную очистку загрязненных земель и создание сомкнутого травостоя и предотвращение развития водной и ветровой эрозии почв.

Наибольшую экологическую опасность представляют неуправляемые поступления из скважин пластовых флюидов (открытые фонтаны и выбросы), земляные амбары с буровыми отхо-

дами, аварийные разливы нефти, пластовых вод на промыслах (разрывы резервуаров, технологических аппаратов, промысловых трубопроводов), разливы жидких углеводородов из хранилищ и магистральных трубопроводов.

При восстановлении земель, нарушенных бурением, рекультивации подлежат земляные амбары, рабочая площадка буровой, кустовые площадки, трассы передвижения БУ крупноблочным способом. Работы по рекультивации рабочих и кустовых площадок, земляных амбаров должны проводиться в течение 12 месяцев после окончания бурения скважин. Самой трудоемкой и ответственной операцией является рекультивация земляных амбаров с буровыми отходами.

Перед рекультивацией территории буровой проводятся следующие подготовительные работы:

- вывоз неизрасходованных материалов;
- вывоз емкостей для сбора жидких отходов, ГСМ, смесей из дренажного котлована;
- демонтаж сборных фундаментов и вывоз их для последующего использования;
- разбивка монолитных бетонных фундаментов, площадок и вывоз их для использования при строительстве дорог, других объектов или в места свалок, согласованные с местными органами самоуправления;
- очищение территории от металлолома, древесных отходов и других материалов с последующей их утилизацией.

Техническая рекультивация включает в себя следующие мероприятия:

- сбор грунтов, загрязненных нефтью, буровым раствором, сточными водами, химреагентами, ГСМ и вывоз их в специально отведенные места, согласованные с контролирующими органами;
- засыпка зачищенных мест плодородным слоем почвы, убранном до начала строительства скважины; возможен привоз недостающего грунта;
- планировка территории, выравнивание, взрыхление в местах, сильно уплотненных; подготовка территории для последующих работ по эксплуатации скважин;

- восстановление естественного или организованного водоотвода;
- проведение берегоукрепляющих работ и прочее.

После окончания бурения и освоения скважины земляные амбары заполнены отработанными буровыми, тампонажными растворами, БСВ и БШ, пластовыми водами, продуктами испытания скважины, химреагентами, ГСМ, хозяйственно-бытовыми отходами, ливневыми сточными водами. Такое сложное сочетание различных компонентов делает рекультивацию амбаров трудной задачей. Желательно рекультивацию амбаров производить после утилизации содержимого или захоронения его в специально отведенных для этого местах. Если содержимое амбаров не представляет серьезной опасности с экологической точки зрения, то практикуется перед засыпкой котлована удаление из его верхнего слоя подвижной (жидкой) фазы отходов. Для этого в амбар вводят коагулянты и после 30-40 часов отстоя производят откачку осветленной части отходов в промежуточную емкость для последующей нейтрализации жидкой фазы в промышленном нефтесборном коллекторе (минуя замерную установку «Спутник»). Значение водородного показателя рН в жидкости доводят до 7 единиц, используя кальцинированную соду. После откачки жидкой фазы содержимое шламового амбара подвергается отверждению путем посыпки цементом.

Можно использовать другой способ очистки земляных амбаров, когда с поверхности земляных амбаров производится сбор нефтяной пленки (с помощью установок типа УСН-2, УСН-300, СМ-5 производительностью 0,2-5,0 м³/час). Оставшаяся в амбаре жидкость перемешивается в течение 1-2 суток с добавлением растворов органических флокулянтов (ФТ-41, ПТ-506), неорганических флокулирующих сорбентов (СФ-А1). При этом эмульсия разрушается. Жидкая фаза прокачивается через установку НЗУ-10, горизонтальный отстойник, где задерживается основная масса нефтепродуктов и взвешенных частиц, и дополнительно пропускается через камеру с двухступенчатыми фильтрами с сорбентом (установка УДП). Адсорбент обеспечивает быструю коагуляцию нефти. Очищенная вода затем используется в технических целях или сбрасывается в водные объекты.

Ликвидация земляных амбаров с обезвреженными отходами производится путем засыпки грунтом из обваловки амбаров или привозным. Засыпка котлованов в теплое время происходит, как правило, не сразу после окончания бурения скважин, а через определенный период - после подсыхания их содержимого. В зависимости от природно-климатических условий этот период может составлять от нескольких месяцев до 2-3 лет, что обусловлено тиксотропными свойствами отработанных буровых растворов. Засыпка и планировка поверхности невысохшего амбара чреваты опасностью проваливания в него используемой для этих целей техники. Засыпка амбаров в обязательном порядке производится сначала минеральным грунтом или песком, причем толщина этого слоя должна обеспечивать надежную изоляцию содержимого амбара от наносимого сверху плодородного слоя, а для районов Севера и Западной Сибири - слоя торфа или мха.

Заслуживает внимания опыт ликвидации шламовых амбаров путем их закрытия синтетическими неткаными материалами типа «Дарнит» с последующим нанесением на него слоя минерального грунта или торфяника (опыт ОАО «Юганскнефтегаз»). Этот способ наиболее целесообразен для районов Сибири и Севера европейской части России, где короткое лето, за время которого не удастся провести полный цикл рекультивационных работ, включая и биологический этап.

Следует помнить о том, что во время рекультивации плодородные слои перемешиваются с подстилающими грунтами, поэтому плодородие почвы снижается на этой площади в 2-3 раза из-за структурных нарушений. На восстановление плодородия в естественных условиях в благоприятных природно-климатических условиях требуется 3-5 лет. Если работы по рекультивации не проводятся своевременно, то негативные последствия усугубляют водная и ветровая эрозии. Поэтому проблемам рекультивации загрязненных земель необходимо уделять особое внимание.

Наиболее часто загрязнения земель происходят на промыслах и при транспортировке нефти в случае порывов нефтепроводов. Исследования, проведенные в разных зонах России, выявили наличие пороговых уровней концентрации нефтепродуктов с соответствующей степенью техногенной загрязненности почвогрунтов (табл.50).

Нижний безопасный уровень содержания нефтепродуктов в почвогрунтах для территории России и Украины отвечает низкому уровню загрязнения и составляет 1000 мг/кг. Ниже этого уровня в почвенных экосистемах разных природных зон происходят относительно быстрые процессы самоочищения, а негативное влияние на ОС незначительно. Минимальный уровень содержания нефтепродуктов в почвах и грунтах, выше которого наступает ухудшение качества природной среды, можно назвать верхним безопасным пределом концентрации, или ПДК. ПДК нефтепродуктов в почвах в большинстве стран не установлен, т.к. он зависит от сочетания многих факторов: типа, состава, свойств почв и грунтов, климатических условий, состава нефтепродуктов, типа растительности, типа землепользования и т.д. Эти нормы должны вырабатываться для определенного района и определенного типа почв.

Таблица 50

Уровни нефтепродуктового загрязнения почвогрунтов

Уровень загрязнения	Общее содержание нефтепродуктов в почво грунте	
	мг/кг	%
Фоновый	100-500	0,01-0,05
Низкий	500-1000	0,05-0,1
Умеренный	1000-5000	0,1-0,5
Средний	5000-10000	0,5-1
Высокий	10000-50000	1-5
Очень высокий	Больше 50000	Больше 5

В процессе добычи нефти на промыслах в силу длительной эксплуатации скважин часто возникают загрязнения почв нефтью местного характера. При малых разливах нефти можно рекомендовать следующие методы ликвидации последствий нефтяных разливов:

- 1) засыпка замазученных земель карьерным или намывным песком. Восстановление плодородия почвы в этом случае продолжительное;
- 2) засыпка нефтяных разливов торфом с перемешиванием мульчирующего торфяного слоя с загрязненным грунтом;
- 3) взрывной способ перемешивания нефтезагрязненных земель на торфяных залежах с помощью микрозарядов;
- 4) наиболее приемлемый способ - вывоз загрязненных грунтов на специальные полигоны накопления. Очищенные места засыпаются плодородным грунтом или песком;

5) комплексный метод рекультивации - вывоз загрязненных земель с последующим внесением минеральных удобрений на оголившиеся места и проведение агротехнологий с высевом трав-мелиорантов, устойчивых к нефтяному загрязнению почвы.

Во всех вариантах рекультивацию загрязненных земель необходимо выполнять согласно требованиям РД-0147103-365- 86 «Инструкция по рекультивации земель, загрязненных нефтью».

Наибольшую опасность представляют аварии на магистральных нефтепроводах, когда аварийные разливы нефти охватывают значительные территории.

В планах ликвидации возможных аварий для объектов магистральных нефтепроводов должны быть предусмотрены меры по ликвидации последствий загрязнения почв, водных бассейнов и подземных вод от аварийных разливов нефти, учитывающие специфику обстоятельств аварий и местные условия.

Техническая рекультивация проводится силами и средствами организации, от деятельности которой произошло нарушение земель, или для этих целей она может привлечь организацию, специализирующуюся на этих видах работ. Рекультивация нефтезагрязненных почв и грунтов предполагает проведение следующих мероприятий: локализация места разлива, землевание, сгребание и вывоз загрязненного слоя или выжигание.

Наиболее экономически и экологически приемлемым способом ликвидации замазученности земель является рекультивация их на месте. Разлившуюся при аварии нефть локализуют техническими и мелиоративными сооружениями. Нефть отводят в естественные понижения, защитные амбары, траншеи или оконтуривают дамбами. Отвод нефти в понижения нецелесообразен, так как происходит загрязнение новых площадей по направлению движения нефти. Защитные дамбы трапецеидальной формы из однородного грунта могут применяться только в течение непродолжительного времени, поскольку возможна фильтрация нефти сквозь тело дамбы. В качестве вспомогательных средств, которые могут задержать распространение нефти, используют природные и искусственные сорбенты: торф, полимерные материалы, песок.

Землевание - засыпка загрязненных участков землей (песком, торфом) - проводится редко и только на небольших участках земли. Предпочтение отводится сгребанию загрязненного слоя почвы,

осуществляемое бульдозерами, экскаваторами, автомашинами или тракторами, оборудованными танками для сбора нефти. Загрязненная почва вывозится на утилизацию или в места захоронения отходов, хотя захоронения замазанных нефтью почв сами становятся источниками вторичного загрязнения.

Замена загрязненной почвы проводится при разливах нефти на ограниченных участках и при проникновении нефти на глубину менее 10 см. Оголенные участки земли должны заполняться плодородной почвой.

После удаления нефти, нефтяной пленки с почвы очищенную территорию покрывают известью, металлургическим песком, керамзитом и др. Указанные собирающие вещества, насыщенные остатками нефти и другими загрязнителями, удаляются с поверхности почвы и используются в качестве топлива или вывозятся на утилизацию.

Выжигание почвы производят в крайних случаях, т.к. оно сопровождается образованием стойких канцерогенных веществ, которые разносятся по большой территории и, попадая в пищевые цепи растительных и животных сообществ, в конечном счете приводят к резкому возрастанию онкологических заболеваний местного населения. Кроме того, это ведет к наложению штрафных санкций со стороны контролирующих органов.

Указанные выше методы сбора нефти не могут рассматриваться как полноценные, т.к. они не способствуют восстановлению почв и растительности, а скорее сами наносят дополнительный ущерб природе. Более совершенными способами очистки почв от нефтепродуктов являются различные микробиологические методы.

Биологическая рекультивация проводится после завершения технической рекультивации и состоит в искусственном создании растительного покрова различного вида, назначения и продуктивности. Биологическая рекультивация резко сокращает (в 3-4 раза) время восстановления земель.

Биологическая рекультивация включает комплекс агротехнических и фитомелиоративных мероприятий (подготовка почвы, внесение удобрений, подбор трав и травосмесей, посев, уход за посевами).

Агротехнические мероприятия включают в себя:

- рыхление, вспашку, дискование;
- известкование или гипсование;

– внесение сорбентов, минеральных и органических удобрений (торфа, мхов).

Рыхление снижает дефицит кислорода и разрушает гидрофобную пленку поверхностных нефтяных компонентов, улучшает аэрацию почвы. Известкование или гипсование применяется для нейтрализации почвенной кислотности или щелочности. При нефтяном загрязнении снижается количество поглощенного кальция и магния, а внесение извести улучшает агрохимические свойства почв и ускоряет разложение метанонафтяных структур. На почвах, имеющих показатель рН солевой вытяжки меньше 5,4, проводится известкование, а при содержании обменного натрия в составе поглощающего компонента почвы более 10% требуется гипсование. Нормы извести и гипса следует рассчитывать по рекомендациям агрохимических служб.

Для увеличения активности природной микрофлоры в почву вносят минеральные и органические удобрения. Например, торф является наиболее доступным субстратом, запасы которого достаточно велики, а затраты на добычу сравнительно низкие. Используют торф из болот низинного типа, хорошо разложившийся, черного цвета, богатый органическими и минеральными веществами, имеющий почти нейтральную среду (рН = 6,5-7,0). В торф целесообразно добавлять азот и фосфор в виде удобрений.

Применяются также жидкие рекультиванты (молочная сыворотка, дрожжевая бражка), которые вносят через месяц после механической обработки территории. Полив почвы молочной сывороткой производится из расчета 5 л/м². Затем вносится навоз с помощью разбрасывателя. Норма внесения - 3-5 кг/м². После этого производится запахивание навоза отвальными плугами, рыхление культиватором или боронование. Обработанная почва подвергается выдержке - 3 зимних и 2 летних сезона - для придания первоначального состояния.

Для получения биопрепаратов используют также специальные бактерии, дрожжи, грибы. Получают биомассу жизнеспособных клеток углеводородокисляющих микроорганизмов с особыми физико-биохимическими свойствами. Микроорганизмы утилизируют нефть, создают благоприятные условия для образования органических соединений гумусоподобного характера, влияющих на почвенное плодородие. Например, препарат «Альбит» вносят в почву совместно с высевом трав или после посева в концентрации 1,5-3,5 л на гектар (рабочий

раствор 100-300 л/га). «Альбит» за один вегетационный сезон снижает загрязнение почвы до 10 раз.

Нетоксичный биоагент «Файрзайм» включает в себя сброженные ферменты и питательные вещества. Микроорганизмы быстро размножаются и разлагают (съедают) нефтяное пятно и другие загрязнители с образованием углекислого газа и воды. Обработка почв производится водным раствором методом дождевания (опрыскивания) поверхности грунта. Количество концентрата зависит от глубины пропитки нефтепродуктами почвы. Например, для уничтожения пропитки толщиной 5 см требуется 50 г на 1м², 200 см - 200 г.

Для зачистки загрязненной площадки применяют биопрепарат «Микромицет» фирмы «Биодант». Органические и неорганические компоненты нефти служат питательной средой для размножения микроорганизмов, которые в результате своей жизнедеятельности вызывают разложение нефти. Уже через месяц после обработки препаратом отмечается спороношение грибов, т.е. происходит активная работа микроорганизмов. Достоинство метода - отсутствие побочных эффектов от воздействия на окружающую природную среду.

Препарат «Путидойл» состоит из нефтеокисляющих бактерий, минеральных солей, остатков питательной среды. Используется для рекультивации земель и очистки поверхности водоемов.

Российские биопрепараты серии «Биодеструктор» предназначены для ликвидации загрязнения нефтью и нефтепродуктами, конденсатом и другими органическими соединениями почвы (поверхностных и нижних слоев), извлеченных грунтов, грунтовых и сточных вод, а также технологических емкостей (поверхностей цистерн, резервуаров). Биопрепарат восстанавливает единый цикл обмена веществ путем внесения массированных количеств микроорганизмов, разлагающих токсиканты.

Применяются препараты «Аллегро», «Торнадо», «Гера», «Валентис», «Лидер», «МАГ», разлагающие сырую нефть, бензин, масла, растительные масла, животные жиры, пестициды, диоксины. Применяется реагент «Гумин-экстра» (30%-й водный раствор гуминовых веществ, выделенных экстракцией из бурого угля; он является активным компонентом гумуса).

Аэратор АЭ-1, выпускаемый Сибирской машиностроительной компанией (г. Томск), предназначен для перемешивания и аэрации (насыщения кислородом) воды с целью создания благоприятных усло-

вий для протекания биологических процессов очистки. Применяется для рекультивации и очистки водоемов при проливах нефти, рекультивации загрязненных территорий, аэрации водоемов.

Одним из способов ликвидации тонких слоев нефти с поверхности почвы является использование сорбентов. Для этого используют разнообразные растительные отходы сельского хозяйства (солома, опилки, камыш, шелуха и др.), которые весьма дешевы, доступны и распространены. Недостаток - низкий процент сбора нефти из обработанного поглотителя.

Широко применяется внесение готовых биопрепаратов, разлагающих нефть и активизирующих почвенную микрофлору. Применяются технологии, основанные на механическом и сорбционном методах сбора. Сорбенты главным образом разрабатываются на основе природных материалов порошковых форм и различных отходов промышленного производства: сажки, угля, торфа, целлюлозы, древесной стружки, хлопка, резиновой крошки и др. Например, для ликвидации разливов нефти рекомендуется использовать многокомпонентный сорбент из отходов производства активированного угля. Он разрушает водно-нефтяную эмульсию, удаляет нефть как в объеме, так и с поверхности почвы (воды). Метод прост в применении и экономичен. Для нейтрализации нефтезагрязненного грунта используется цементная пыль (отходы цементного производства). Указанные сорбенты имеют небольшую стоимость и обладают хорошими сорбционными свойствами по отношению к углеводородам. Их недостаток - удаление обработанного сорбента с очищаемой поверхности возможно только с применением специальных технических средств, сеток, лопат, магнитных устройств.

Для очистки и рекультивации, загрязненных нефтью и нефтепродуктами земель фирмой ЗАО «ПОЛИИНФОРМ» разработана и запатентована комплексная биотехнология «СОЙЛЕКС[®]», включающая последовательное использование биопрепаратов разного целевого назначения. Технология включает механические, химические, сорбционные, микробиологические и другие методы удаления и деструкции нефтепродуктов.

В развитых странах а рубежом широко применяются нетканые изделия (фирмы США, Германии, Японии, Англии). Материалы представляют собой объемно-пористые капиллярные структуры из химических волокон с регулируемыми в широком диапазоне свойствами.

Заключительным этапом рекультивации земель является фито-мелиорация - посев многолетних трав для создания в почве пищевого режима.

Сущность метода заключается в снижении нефтяного загрязнения почвы при помощи нефтетолерантных растений и трав. Сами травы не способны усваивать углеводороды нефти и их разлагать, они лишь снабжают обитающие в почве микроорганизмы питательными веществами - продуктами фотосинтеза, стимулируя их деятельность.

Посев семян многолетних трав и уход за ними осуществляются по технологии, принятой для данной почвенно-климатической зоны. Высеваемые травосмеси должны создавать сомкнутый травостой и прочную дернину. При подборе видов трав следует учитывать возможность их прорастания в условиях загрязнения нефтью. Рекомендуется следующий список трав: овсяница луговая и красная, мятник луговой, клевер белый и красный, тимофеевка луговая, донник желтый (переносит засоленность почв, хорошо расселяется), лисохвост луговой, кострец безостный, овес, полевица белая.

Рекультивируемые земли после завершения мероприятий, предусмотренных техническим проектом, передаются землепользователям для дальнейшего вовлечения их в хозяйственный оборот. Ранее загрязненные участки земли после качественной рекультивации снимаются с учета контролирующими органами.

17.2. Техника и технология очистки буровых сточных воды (БСВ)

Успешность решения прикладных природоохранных задач, связанных с очисткой БСВ, во многом зависит от правильности выбора критериев и научной обоснованности принципов технологии водоочистки.

В отечественной и зарубежной практике бурения имеется относительно небольшое число работ, связанных с разработкой технологии водоочистки, компоновкой специального оборудования и технологических схем. Известны отдельные попытки создания технологических схем очистки БСВ различными методами (фильтрование, центрифугирование, гидроциклонная очистка, реагент-

ная очистка и некоторые другие) [219, 242], а также обоснования использования того или иного элемента или узла технологии [279].

Однако они носят разрозненный характер, отражают частные вопросы, не имеют под собой строгой научной основы и базируются в основном на эмпирическом подходе и промысловом опыте. Вместе с тем имеются объективные предпосылки создания основ технологии очистки буровых сточных вод.

Основной технологией водоочистки является обработка сточной воды коагулирующим или флокулирующим агентом.

При этом важнейшим условием успешности очистки является создание оптимальных гидродинамических условий смешения коагулянта с водой. Сущность обработки заключается в однородном распределении коагулянта в объеме воды, т.е. в обеспечении таких условий, которые способствовали бы быстрой коагуляции, эффективному хлопьеобразованию и последующему осаждению скоагулированной взвеси. Характер, интенсивность и продолжительность перемешивания оказывают значительное влияние на процесс дестабилизации системы.

Учитывая, что буровые сточные воды большинства месторождений нефти и газа являются сильнозагрязненными и для их очистки требуется применение коагулянта и флокулянта, целесообразно рассмотреть особенности обработки стоков коагулирующими и флокулирующими агентами.

Теория и практика водоподготовки, базирующаяся на классических работах физикохимии процесса, свидетельствует, что необходимым условием успешности очистки вод является строго последовательный ввод реагентов — сначала в обрабатываемую воду вводится коагулянт, а затем флокулянт. Применительно к технологии очистки БСВ вопросы режима ввода флокулянта в предварительно обработанную коагулянтом сточную воду, а также времени его ввода имеют определяющее значение, поскольку от этих факторов в значительной мере зависит эффективность используемых технико-технологических решений. В настоящее время указанные вопросы исследованы не полностью. Вместе с тем оптимальным гидродинамическим режимом потока, обеспечивающим эффективную обработку БСВ флокулянтом по принципу быстрого смешения, является объемная скорость потока 9 - 30 м³/ч, а минимально допустимым промежутком времени последовательного

ввода коагулянта и флокулянта в поток воды является 1,5-3,0 с. На такие режимно-технологические параметры процесса обработки БСВ и ориентирована технология водоочистки на буровых.

Как известно [13], лимитирующей стадией технологии водоочистки является стадия хлопьеобразования и осадкообразования. Экспериментально установлено, что процесс осадкообразования обработанных буровых сточных вод в основном заканчивается в первые 30 мин, а затем имеет место лишь его уплотнение. Причем процесс уплотнения существенно не сказывается на объеме осадка. В этой связи следует признать, что технологически необходимым временем осветления буровых сточных вод является время, равное не менее чем 30 мин. На это время ориентируются проектные решения технологии очистки буровых сточных вод.

Установленные закономерности и особенности очистки и доочистки буровых сточных вод, а также технологические аспекты проведения процессов являются основой формирования технологических схем водоочистки.

При разработке технологических мероприятий исходят из принятых технологий строительства скважин и природно-климатических особенностей районов ведения буровых работ. В связи с этим ниже рассматриваются принципиальные технологические схемы очистки буровых сточных вод при строительстве скважин с использованием шламовых амбаров и без них (безамбарное бурение), для обычного и кустового бурения.

Исходя из полученных результатов и на основании анализа существующих технологий бурения, рекомендуется использовать два основных варианта технологических схем очистки и доочистки буровых сточных вод - стационарную и нестационарную технологические схемы.

Стационарная технологическая схема ориентирована на систематическую очистку БСВ непосредственно в процессе бурения для решения задач оборотного водоснабжения буровой. Она обеспечивает реализацию замкнутого цикла водообеспечения процесса строительства скважин, что способствует существенному снижению объемов образования отходов и, как следствие, уменьшению размеров и количества земляных котлованов для их накопления и хранения. Такая схема рекомендуется для глубоких скважин с продолжительным циклом строительства (свыше 6 — 8 мес), а

также для скважин, бурящихся в благоприятных природно-климатических условиях со значительным периодом положительных температур, или отдельных интервалов скважин в теплое время года. Кроме того, такая схема водоочистки может быть использована и при бурении скважин в зимний период или в суровых природно-климатических условиях, но при обязательном наличии на буровой обогреваемых инженерных коммуникаций системы сбора, накопления, хранения стоков и их обработки (очистки).

Нестационарная технологическая схема рекомендуется в основном для разовой, однократной очистки БСВ, например, непосредственно при ликвидации шламовых амбаров или в непредвиденных аварийных ситуациях (при переполнении шламовых амбаров и угрозе загрязнения указанными отходами объектов окружающей среды). Наиболее целесообразно применять такую схему при бурении неглубоких скважин, время строительства которых не превышает 6 мес. Такая схема целесообразна и в том случае, когда технология бурения не предусматривает использования значительных объемов природных и технологических вод для технологических нужд строительства скважин.

Оправданным представляется применение такой схемы в случае наличия соответствующей возможности безопасного сброса очищенных стоков в значительных количествах на рельеф местности, использования их на сельскохозяйственных полях орошения, откачки на пункт сбора и подготовки нефти для последующего использования в системе поддержания пластового давления (при обустроенном нефтепромысловом сборном коллекторе разбуриваемого месторождения), закачки на подземное захоронение в поглощающие скважины.

Выбор вариантов технологических схем очистки БСВ производится в каждом конкретном случае строго индивидуально, в зависимости от принятой технологии бурения, природно-климатических условий и ландшафтных особенностей мест бурения.

Общим для них является обязательный раздельный сбор БСВ от других видов отходов бурения, а также стадии технологии водоочистки, включающие: приготовление растворов коагулянта и флокулянтов; подачу исходной БСВ на узел обработки; дозирование коагулянтов и флокулянтов; обработку сточных вод; отстаи-

вание обработанной БСВ с целью разделения фаз путем отделения осадка и осветления надосадочной жидкости, а также система распределения очищенной воды на точки водопользования буровой; утилизацию или сброс в объекты природной среды. Несмотря на общность многих технологических аспектов очистки БСВ, принципиальное построение технологических схем водоочистки и их реализация на практике в зависимости от принятой технологии бурения имеет существенные различия. Рассмотрим такие схемы.

Как известно при такой технологии строительства скважин основной емкостью для накопления БСВ являются земляные котлованы, сооружаемые в минеральном грунте на территории буровой. Наиболее оптимальным представляется двухсекционный земляной амбар. Первая его секция служит для сбора и накопления загрязненной БСВ, а вторая секция - для отстоя обработанных вод. Секции должны разделяться земляной перемычкой для исключения смешения очищенной и исходной БСВ. Размеры амбаров определяются объемами образующихся стоков с учетом их повторного использования в системе оборотного водоснабжения буровой, сброса на рельеф местности и других направлений утилизации, а также частотой обработки БСВ с целью её очистки. Частным случаем такой системы сбора является применение односекционного накопительного амбара для сбора БСВ. Для этого буровая установка должна быть оборудована специальной емкостью для отстоя обработанной воды. В качестве такой емкости рекомендуется использовать одну из емкостей циркуляционной системы (ЦС). Основной предпосылкой целесообразности применения емкости ЦС в качестве отстойника обработанных БСВ является ее высокая монта- жеспособность и унифицируемость, а также достаточный полезный объем для разового отстоя очищаемых вод.

Наиболее оправдана такая система сбора БСВ и отстоя обработанной воды для кустового бурения скважин, так как из-за ограниченности территории кустовой площадки сооружение дополнительной секции земляного амбара вызывает значительную трудность, а в ряде случаев не представляется возможным вообще. При строительстве же следует ориентироваться на любой из указанных вариантов.

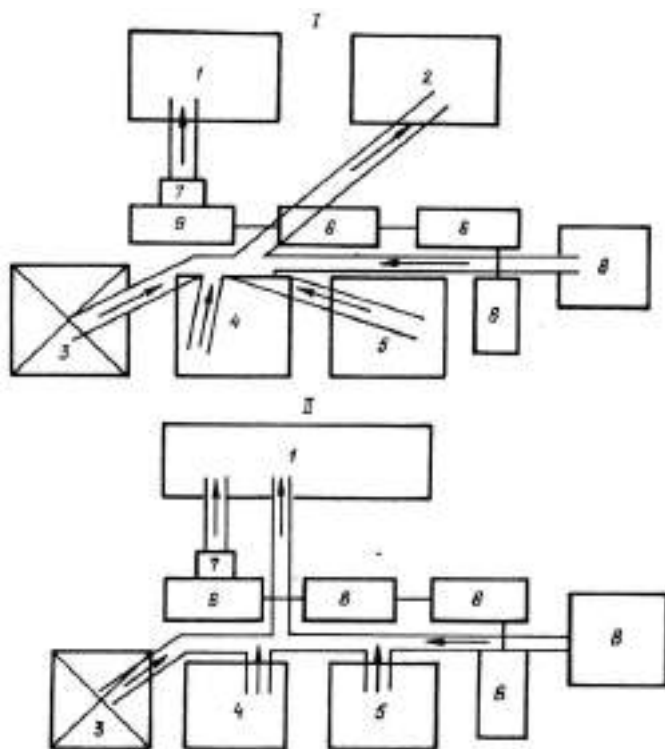


Рис. 37. Инженерная система канализации жидких стоков в амбар: I - при отдельном сборе отходов по видам; II- при совместном сборе всех отходов в один амбар; 1 - шламовый амбар; 2 - амбар для БСВ; 3 - буровая площадка; 4 - энергоблок (дизельный блок); 5 - насосный блок; 6 - циркуляционная система; 7 - узел очистки буровых растворов от шлама; 8 - блок приготовления растворов и химреагентов

Система сбора буровых сточных вод - важный элемент технологии водоочистки. Она должна обеспечивать надежный и гарантированный сток БСВ от точек их образования до мест организованного сбора. Принципиальная технологическая схема инженерной системы канализации стоков приведена на рис. 37. Она представляет собой систему лотков, желобов и канав. Рекомендуемые конструкции лотков и желобов приведены на рис.38. Центральный сточный канал для сбора БСВ прокладывается в пониженной части покрытия под буровую и направлен в амбар для сточной воды. Сточные воды, накапливающиеся в шахте привышечного блока, должны периодически откачиваться центробежным насосом либо непосред-

ственно в отстойный котлован, либо в центральный сточный канал системы инженерной канализации стоков.

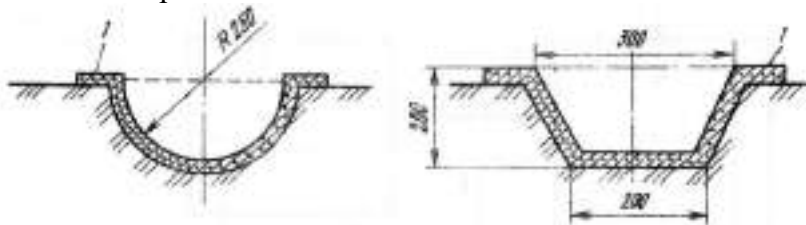


Рис. 38. Поперечный разрез желобов и сточных канав для системы водоотведения буровой:

1 — гидроизоляционная бетонная стяжка

Применительно к эшелонированным буровым установкам, используемым для кустового бурения скважин, инженерная система отвода сточных вод должна предусматривать наличие подгона под полом основных блоков и дренажный коллектор для сброса БСВ в накопительный амбар или специальную емкость.

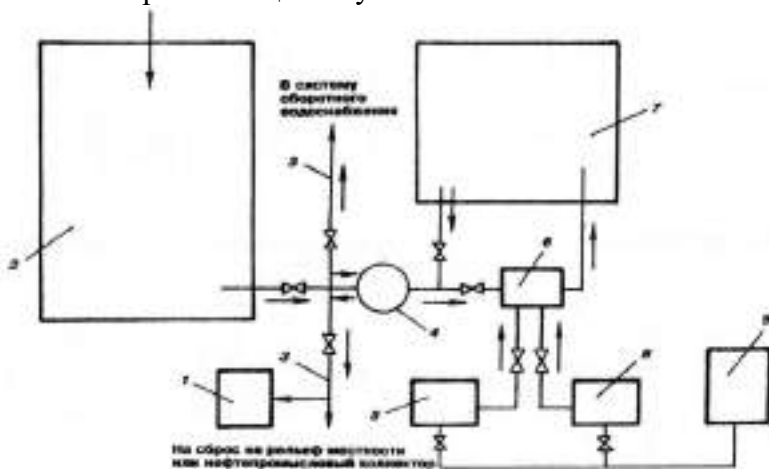


Рис. 39. Принципиальная технологическая схема стационарной

водоочистки буровой: 1 - узел доочистки; 2 - накопительный резервуар или земляной амбар; 3 - система коммуникаций для откачки очищенной БСВ на утилизацию, доочистку или сброс; 4 - узел подачи загрязненной БСВ на обработку (водяной насос); 5, 8 - блок реагентного хозяйства (емкости для растворов коагулянта 5 и флокулянта 8); 6 - узел обработки БСВ; 7 - узел отстоя обработанной БСВ (земляной котлован или металлический резервуар); 9 - узел приготовления коагулянта и флокулянта

Принципиальные технологические схемы стационарной водоочистки для обычного и кустового бурения приведены на рис.

39 и 40. В этих схемах используется стандартное оборудование буровой. Основными элементами таких технологических схем являются; узел транспортирования загрязненной БСВ 4; узел приготовления коагулянта и флокулянта 3; блок реагентного хозяйства для очистки БСВ с системой дозирования 5, 8; узел обработки стоков раствором коагулирующего и флокулирующего агентов 6; узел отстоя обработанной БСВ 7; инженерная система коммуникаций для канализации очищенных БСВ на утилизацию или доочистку 3.

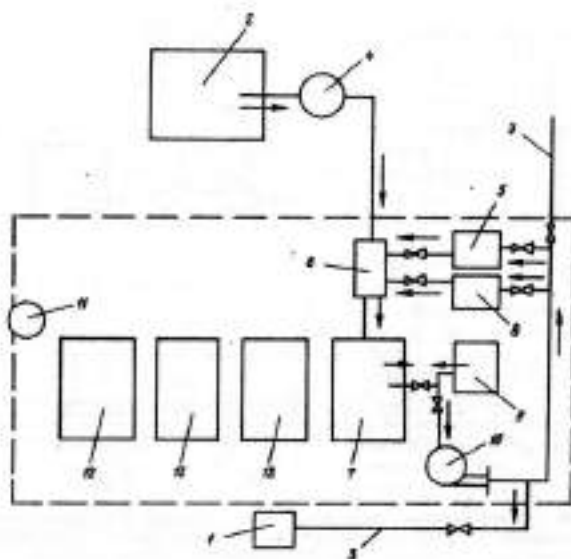


Рис. 40. Принципиальная технологическая схема водоочистки при кустовом бурении с использованием буровых установок в эшелонированном исполнении:

Нумерация позиций 1—9 аналогична рис. 39; 10 — насос для откачки БСВ после очистки; 11 - скважина; 12 — емкости

В этих схемах для подачи загрязненной сточной воды из накопительного резервуара 2 рекомендуется использовать водяные насосы, которыми комплектуются буровые установки (насосы типа 9 Мгр, 9 Гр, НБЗ, серии К и др.). Приготавливать рабочие растворы коагулянта и флокулянта рекомендуется на узлах приготовления буровых растворов и химреагентов с использованием, например, стандартной мешалки. Альтернативным вариантом приготовления растворов коагулянта и флокулянта в данной технологической схеме очистки БСВ является вариант с использованием

цементировочного агрегата. Блок реагентного хозяйства целесообразно формировать из стандартных емкостей для химреагентов, входящих в комплект циркуляционной системы буровой. Узел обработки представляет собой гидросмеситель специальной конструкции, схема которого приведена на рис. 41. Он выполнен в виде трех самостоятельных модулей с изменяемым расстоянием между точками ввода коагулянта и флокулянта в поток БСВ. В каждом конкретном случае оно выбирается строго индивидуально в зависимости от скорости подачи БСВ в рабочую камеру гидросмесителя и уровня загрязненности исходной БСВ. Необходимое расстояние между точками ввода реагентов в поток БСВ выбирается по табл. 51, в которой приведены данные, полученные экспериментальным путем.

Таблица 51
Зависимость объемной скорости подачи БСВ от расстояния между точками ввода коагулянта и флокулянта

Объемная скорость подачи БСВ в гидросмеситель, м ³ /ч	Оптимальное расстояние между точками ввода коагулянта и флокулянта, см	Объемная скорость подачи БСВ в гидросмеситель, м ³ /ч	Оптимальное расстояние между точками ввода коагулянта и флокулянта, см
4-12	20-25	32-48	75 - 120
12-20	30-50	48-72	120 - 175
20-32	50-75	72	200 - 250

Инженерная система коммуникаций формируется из стандартных труб нефтяного сортамента. Основным требованием формирования такой схемы является обязательное размещение узла обработки БСВ непосредственно в месте ее сброса на отстой. В первом случае (см. рис. 39) узел обработки монтируется в непосредственной близости от амбара для отстаивания обработанной воды, а во втором (см. рис. 40) — непосредственно у емкости, используемой для осветления. Очистка буровой сточной воды производится следующим образом (см. рис. 39 и 40).

Загрязненная буровая сточная вода насосом 4 подается из накопительной емкости или амбара 2 в рабочую камеру гидросмесителя с объемной скоростью 9-30 м³/ч. За счет эжекции раствором коагулянта и флокулянта она поступает в рабочую камеру гидросмесителя и смешивается со сточной водой. Расход коагулянта и флокулянта устанавливается в каждом конкретном случае строго индивидуально в зависимости от уровня загрязнения сточной воды. Обработанная БСВ сбрасывается в отстойную емкость

или вторую секцию водяного амбара 7, где она отстаивается в течение не менее 30-60 мин. Затем осветленную сточную воду тем же насосом 4 откачивают в систему утилизации.

Приведенные выше технологические схемы ориентированы на использование реагентного метода очистки буровых сточных вод. Вместе с тем в ряде случаев более эффективным представляется электрокоагуляционный метод очистки, например, при очистке минерализованных БСВ. Электрокоагуляционная очистка является разновидностью стационарной технологии водоочистки. Электрокоагуляционная очистка сточных вод экономически более выгодна при невысокой производительности процесса.

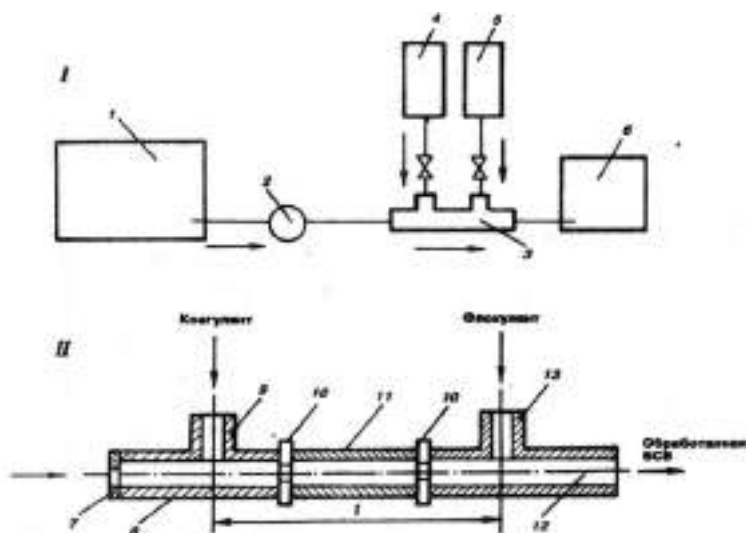


Рис. 41. Принципиальная схема стендовой установки I и гидросмесителя II для изучения технологических режимов обработки БСВ коагулянтам и флокулянтам:

1 - емкость с БСВ; 2 - водяной насос; 3 - гидросмеситель; 4, 5 - емкости для коагулянта и флокулянта; 6 - емкость для отстоя обработанной воды; 7 — сопло нагнетательной линии; 8 — модуль для обработки БСВ коагулянтам; 9 — всасывающая линия для ввода раствора коагулянта; 10 - быстроразъемные соединения; 11 — промежуточный модуль для регулирования расстояния между точками ввода в поток воды коагулянта и флокулянта; 12 - модуль для обработки БСВ флокулянтам; 13 - всасывающая линия для ввода флокулянта

Принципиальная технологическая схема электрокоагуляционной очистки буровых сточных вод приведена на рис.42. Ее отличительной особенностью является совмещение узлов реагентно-

го хозяйства и обработки БСВ в одном блоке-электролизере. В такой технологической схеме предусматривается дополнительная осреднительная емкость перед электрокоагулянтном объемом до 10 - 20 м³. Все остальные элементы технологии остаются такими же, как и в случае реагентной очистки.

Для реализации процесса строительства скважин без использования земляных шламовых амбаров наиболее приемлема стационарная технологическая схема водоочистки. Отличительной особенностью такой схемы является наличие специальных емкостей или резервуаров для сбора загрязненной воды. В качестве накопительной емкости при бурении одиночных скважин используется бетонированная шахта размером не менее 4×4 м и глубиной до 3,5-4,0 м, сооружаемая в минеральном грунте в месте размещения блока емкостей циркуляционной системы (рис.43), а также шахта привышечного блока буровой установки.

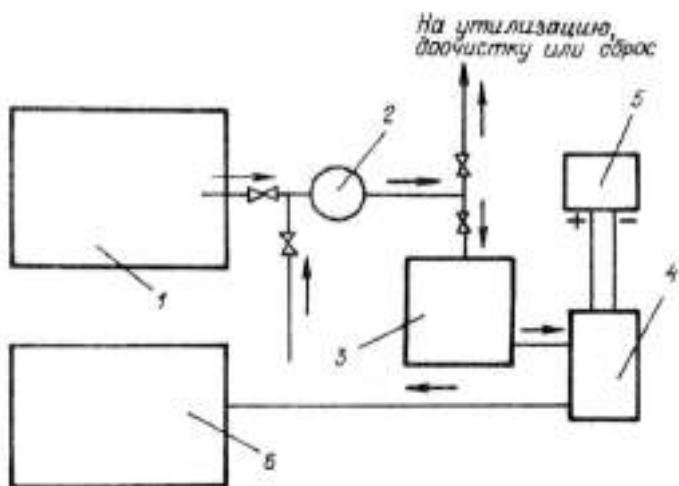


Рис.42. Принципиальная технологическая схема электрокоагуляционной очистки БСВ:

- 1 — накопительный амбар с БСВ; 2 — насос; 3 — осреднительная емкость; 4 — электрокоагулятор; 5 — источник постоянного тока; 6 — отстойный резервуар или амбар

Канализация и накопление стоков происходят по схеме, описанной выше (см. рис. 40). Обязательным элементом такой схемы является наличие емкости для отстоя обработанных вод. Обработка БСВ производится либо с помощью гидросмесителя (реагентная очистка),

либо электрокоагулятора (электрохимическая очистка). В случае использования реагентного метода очистки приготовление рабочих растворов коагулянта и флокулянта осуществляется в глиномешалке узла приготовления и обработки буровых растворов. Данная технологическая схема работает следующим образом (см. рис. 43). Накопившаяся в шахтах 1 и 12 загрязненная сточная вода подается насосом 8 на узел обработки 7, в который вводятся (принудительно или за счет эжекции) растворы коагулянта и флокулянта. Обработанная БСВ сбрасывается в отстойную емкость 4 и после осветления направляется насосом 8 в водораспределительную емкость буровой установки 10, откуда затем распределяется по точкам технического водоснабжения системы оборотного водоснабжения буровой. Для сброса очищенной воды на рельеф местности или ее откачки в действующий нефтепромысловый коллектор на пункт сбора и подготовки нефти используется насос 8. Если же предварительно очищенная вода не удовлетворяет требованиям ее дальнейшей утилизации, то она подвергается доочистке методом ионного обмена 17, а затем направляется на утилизацию.

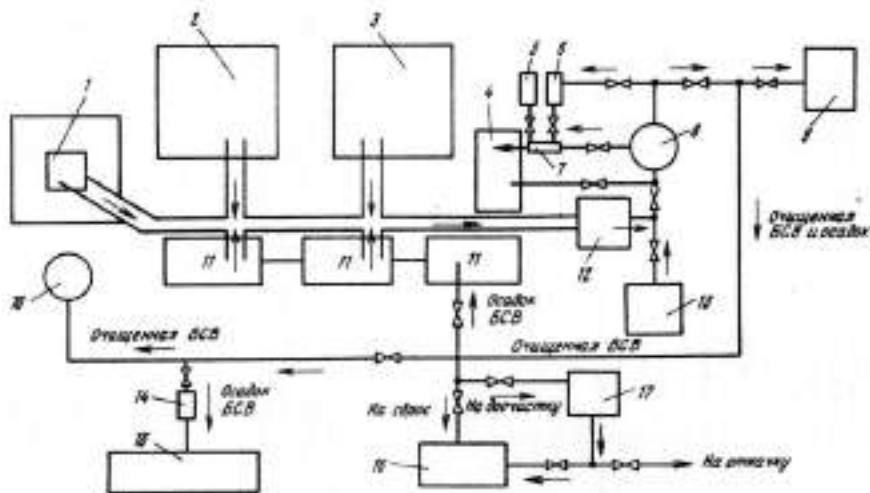


Рис. 43. Принципиальная технологическая схема очистки БСВ при бурении скважин без использования земляных шламовых амбаров: 1, 12 - шахты для накопления БСВ; 2 - насосный блок; 3 - энергоблок; 4 - емкость для отстоя обработанной БСВ; 5, 6 - емкости для коагулянта и флокулянта; 7 - узел обработки; 8 - насос; 9 - узел приготовления буровых растворов; 10 - водораспределительная емкость; 11 - ЦС; 13 - узел приготовления растворов коагулянта и флокулянта; 14- узел обработки осадка БСВ отверждающим составом; 15 - площадка для твердения отвержденного осадка БСВ; 16-дренажная фильтрующая площадка; 17 - узел доочистки

Образующийся осадок БСВ подлежит утилизации путем его использования для приготовления и обработки буровых растворов. Для этого через 2 - 3 цикла очистки сточных вод он откачивается из емкости 4 и подается непосредственно либо в одну из емкостей циркуляционной системы, либо на узел приготовления буровых растворов 9. При необходимости он может быть обезврежен методом отверждения и безопасно сброшен в шламовый амбар или на специальную площадку для твердения 15, которая в общем случае представляет собой обвалованную минеральным грунтом свободную территорию буровой без углубления почвогрунта.

В том случае, если используется эшелонированный вариант буровой установки, то поддон основных блоков, служащий для сбора и канализации стоков в место их организованного накопления, должен оборудоваться соответствующей накопительной емкостью и специальной системой обогрева и откачки сточной воды на очистку. Все остальные узлы технологической схемы очистки остаются без изменения.

17.3. Техника и технология утилизации и обезвреживания отработанных буровых растворов (ОБР) и бурового шлама (БШ)

Решающим фактором, определяющим загрязняющие свойства ОБР и БШ, а также направления их утилизации и нейтрализации вредного воздействия на объекты природной среды, являются состав и физико-химические свойства.

Анализ показал также, что в последнее время отмечается тенденция к усилению их загрязненности, прежде всего органикой. Это связано со все более широким применением для обработки буровых растворов полимерных химреагентов, в удельном весе которых преобладают реагенты-стабилизаторы и понизители водоотдачи, т.е. наиболее стабильные соединения, мало подверженные термогидролитической деструкции. Характерным также является и то, что за указанный период не отмечается уменьшения содержания нефти в их составе. Это свидетельствует о неудовлетворительном состоянии вопроса по сокращению использования нефти и нефтепродуктов для технологических нужд буровой.

Отмечается также как закономерность стабильность диапазонов загрязненности ОБР и БШ для регионов с однотипной технологией бурения скважин. Это дает основание сделать вывод, что загрязненность отходов бурения прежде всего зависит от принятой технологии строительства скважины, которая в свою очередь определяется горно-геологическими условиями их проводки.

Таким образом, исследование состава и свойств отработанных буровых растворов и бурового шлама свидетельствует о довольно высоком уровне их загрязненности, что следует учитывать при выборе направлений их утилизации и методов обезвреживания.

Для решения задач утилизации ОБР и БШ бурения важное значение имеет их классификация по определенным качественным и количественным признакам. Наиболее существенными признаками являются: агрегатное состояние, компонентный состав и физико-химические свойства.

По агрегатному состоянию указанные отходы могут быть систематизированы как жидкие (текучие), полужидкие (пастообразные) и твердые (рис.44). При этом основным признаком их отнесения к тому или иному виду в данной систематизации является содержание твердой и жидкой фаз. Так, при содержании твердой фазы до 35 % отходы сохраняют свою подвижность и текучесть и относятся к жидким отходам (ОБР). При содержании твердой фазы от 35 до 85 % отходы имеют пастообразный вид и относятся к полужидким (это ОБР с буровым шлагом). И наконец, при содержании жидкости в составе отходов менее 15 % их следует отнести к категории твердых отходов (выбуренная порода или буровой шлам). Систематизация отходов по такому признаку позволяет обоснованно подходить к выбору способа их транспортирования и смешения с другими ингредиентами.

По компонентному составу отходы бурения следует систематизировать как глинистые, карбонатные, галоидно-сульфатные (см. рис. 44). Эта систематизация в основном относится к твердым и полужидким отходам. К глинистым относятся отходы, твердая фаза которых представлена породами глинистой фракции (глины, аргиллиты, мергели). Карбонатные — это отходы, твердая фаза которых состоит преимущественно из карбонатных пород (извест-

няки, доломиты). Галоидно-сульфатные отходы содержат твердую фазу, состоящую в основном из каменной соли, гипса и ангидрита. Такая систематизация позволяет оценивать пригодность этих отходов в качестве вторичного сырья при их утилизации.

Таким образом, представленные данные свидетельствуют о том, что ОБР и буровой шлам являются отходами с различной степенью загрязненности и в то же время представляют интерес как источник вторичного сырья для различных целей. Указанные обстоятельства следует учитывать при решении природоохранных задач в бурении.

Одной из сложных проблем является проблема утилизации отработанных буровых растворов и БШ и нейтрализации их вредного воздействия на объекты природной среды. В ее решении важная роль отводится разработке методов, специальной технике и технологии утилизации и обезвреживания указанных отходов бурения.

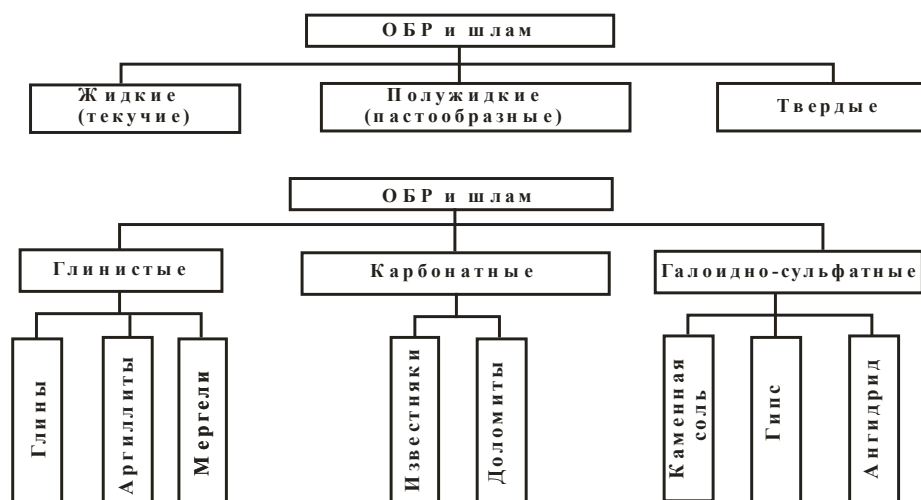


Рис. 44. Систематизация ОБР и БШ

a - по агрегатному состоянию; *б* — по компонентному составу

Основные направления утилизации отходов бурения показаны на рис.45. Наиболее доступным направлением утилизации ОБР является их повторное использование для бурения новых скважин. В этой области имеется богатый опыт зарубежных фирм, а также отечественной практики бурения.

Этот подход оправдан не только с экологической, но и с экономической точки зрения, так как он обеспечивает значительное сокращение затрат на приготовление буровых растворов. Так, фирмой «Shell Canada» было пробурено 209 скважин, в результате чего образовалось свыше 30 тыс. м³ отходов бурения, основной объем которых составлял отработанный буровой раствор. Расчеты показали, что экономически целесообразным оказалось их повторное использование для бурения других скважин по сравнению с работами по их обезвреживанию или безопасному захоронению. Поэтому фирмой было принято решение использовать максимально возможное количество ОБР при проводке новых скважин.

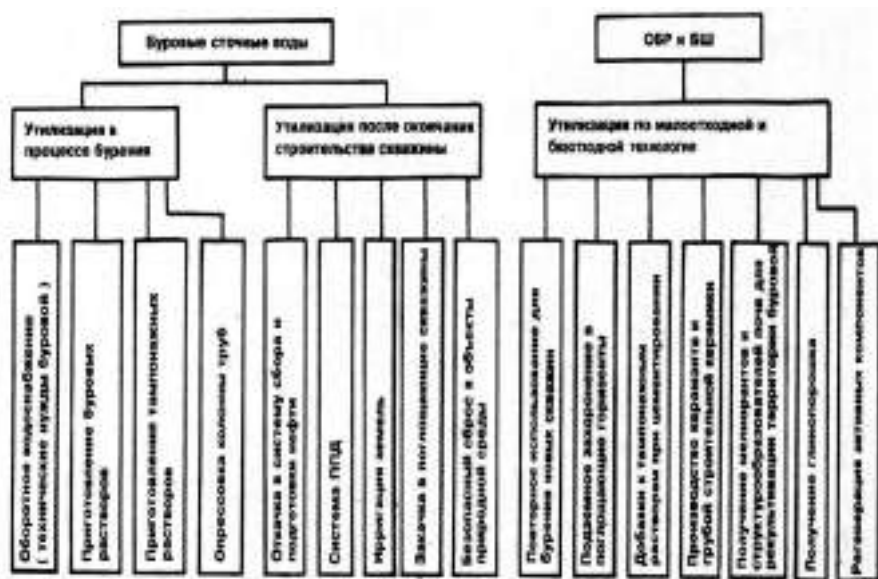


Рис. 45. Основные направления утилизации отходов бурения

Для этого была разработана специальная система сбора бурового раствора и его кондиционирования. Она предусматривает использование комплекта металлических отстойников и емкостей, а также очистное оборудование (вибросито с крупной и малой сетками, песко- и илоотделитель и центрифуги). В процессе бурения осуществляется систематический контроль за содержанием твердой фазы буровых растворов и работой системы очистки. Уходящий в отходы буровой шлам складывается в земляных котлованах,

сооруженных на территории буровой, а после окончания бурения его смешивают с глиной и захоронят в этом же амбаре. Из ОБР, не поддающихся восстановлению, отделяют водную фазу с помощью центрифуг. Всего таким образом было получено 3500 м³ воды. Эту воду затем использовали для обработки остального объема ОБР с целью придания ему нужных технологических свойств. По мере наработки определенного объема ОБР, пригодного для дальнейшего использования, его перевозили на другие скважины для бурения. В результате этого стоимость повторно использованного бурового раствора была гораздо ниже, чем вновь приготовленного.

В практике бурения повторное использование буровых растворов также находит широкое применение, особенно при кустовом бурении и в районах с развитой транспортной сетью. Однако это важное и экологически целесообразное направление утилизации ОБР не везде осуществимо из-за специфических природно-климатических и ландшафтных условий районов ведения буровых работ, значительной удаленности буровых друг от друга, что делает его экономически невыгодным мероприятием. Например, расчеты показывают, что затраты на транспортировку ОБР на расстояние свыше 250 км начинают превышать стоимость раствора, приготавливаемого на месте.

Авторами работ [147, 260] предложен метод утилизации ОБР, в частности, регенерация активных компонентов буровых растворов методом получения из него глинопорошка.

Был выполнен большой объем исследований, которые показали принципиальную возможность получения из отходов бурения глинопорошка удовлетворительного качества. Однако основным недостатком этого метода утилизации является значительный расход углеводородного топлива на производство глинопорошка.

Перспективным направлением утилизации ОБР представляется его использование для крепления скважин. При этом возможны два варианта. По первому варианту ОБР используется в качестве добавок к известным тампонажным материалам, традиционно применяемым в практике цементирования скважин, по второму - ОБР используется в качестве основного тампонажного материала. Так, фирма «Dresser Magcobag» разработала тампонажный материал, для приготовления которого использован ОБР на водной основе. Причем в составе ОБР допускается определенное

содержание нефти и нефтепродуктов (дизтоплива) и утяжелителя. При этом отмечается, что наличие утяжелителя играет положительную роль, так как он способствует увеличению прочности полученного тампонажного камня. Достоинством такого материала является его хорошая совместимость с буровым раствором, что приводит к повышению качества сцепления тампонажного камня с породами интервала цементирования и обсадной колонной в затрубном пространстве, а также отсутствие усадки.

Необходимо также отметить, что, несмотря на простоту и очевидную доступность этого метода утилизации отходов, он широко распространения не получил из-за ограничений, связанных с геологическими условиями проводки скважин.

Заслуживающим внимания способом утилизации ОБР является их использование в качестве основы удобряющих компостов и мелиорантов, предназначенных для внесения в почву при рекультивации шламовых амбаров и территории буровой, а также структурообразователя почвогрунтов. Пригодными для этих целей смогут быть лишь буровые растворы, не содержащие нефти и нефтепродуктов, хроматов и токсичных для почв минеральных солей. Наиболее целесообразно использовать такие компосты и мелиоранты для солонцовых, песчаных и супесчаных почв, т.е. почв, обедненных глинистыми структурообразующими компонентами [249, 268]. Предпосылкой такой постановки вопроса является механизм мелиорации, заключающийся в связывании глинистым коллоидным комплексом разрозненных механических элементов указанных почв в единую морфологически и агрономически ценную структуру.

Наиболее прогрессивным направлением утилизации ОБР является их использование в качестве исходного сырья для получения изделий грубой строительной керамики, в частности, в производстве керамзита и глинистого кирпича. Предпосылкой этого служит компонентный состав ОБР, основу которого составляет глина, являющаяся главным компонентом бурового раствора и находящаяся в высокодисперсном состоянии. Причем глинистая фракция ОБР представлена в подавляющем большинстве случаев глиной высокого качества (бентопорошок), что придает такому сырью хорошие технологические свойства. Кроме того, в составе ОБР содержится значительное количество органики и нефти.

Наличие органики и нефти обеспечивает высокий эффект вспучивания глинистой массы при обжиге.

Исследованиями показана не только принципиальная возможность получения из ОБР керамзита, но и реальность осуществления его производства на действующих заводах без изменения существующей технологии.

Весьма интересные результаты получены при оценке возможности использования ОБР для производства строительного кирпича. Исследования проводили по стандартной методике, принятой для изделий грубой строительной керамики [24]. Для этого в исходную глинистую сырьевую смесь вводили различные количества ОБР и определяли реологические свойства шихты и свойства керамического изделия.

Исследования показали принципиальную возможность, практическую целесообразность и доступность технологии получения из отхода бурения (отработанного глинистого бурового раствора) как керамзита, так и глинистого кирпича с высокими потребительскими свойствами.

Указанное направление утилизации отходов бурения является наиболее эффективным способом решения не только проблемы охраны окружающей среды, но и проблемы ресурсосбережения, так как позволяет вовлечь в активное народнохозяйственное пользование вторичные ресурсы. Такие природоохранные мероприятия обеспечивают не только экологический, но и экономический эффект за счет придания отходам бурения новых потребительских свойств и возможности их использования для различных нужд народного хозяйства. Этому направлению утилизации отходов должен быть отдан приоритет перед другими областями утилизации ввиду очевидной важности решаемых при этом задач. Успешное же решение этой проблемы во многом будет зависеть от организации специальных производств, максимально приближенных к районам массового бурения скважин, что сделает экономически целесообразным и рентабельным реализацию на практике этого важного природоохранного и ресурсосберегающего мероприятия.

Одним из интересных направлений утилизации ОБР и шлама является их использование в дорожном строительстве [284]. Однако перспективность этого метода и его экономическая состоятель-

ность еще не доказаны, так как рекомендуется использовать ОБР, содержащий в своем составе, судя по анализу полученных данных, как безвредные, так и токсичные компоненты. Только после проведения всесторонних исследований в этой области может быть сделан окончательный вывод о практической полезности и экологической чистоте этого метода.

Несмотря на очевидные преимущества утилизации отходов бурения, самым доступным является их ликвидация путем захоронения. При этом практикуется захоронение ОБР и шлама в специально отведенных местах, в глубокозалегающих подземных горизонтах, в земляных амбарах непосредственно на территории буровой.

Захоронение отходов бурения в специально отведенных местах предусматривает использование для этих целей шламохранилищ, бросовых земель или оставшихся после разработки карьеров. Такое захоронение сопряжено со значительными транспортными расходами и поэтому экономически невыгодно. Вместе с тем захоронение отходов по этому способу является единственно возможным вариантом решения природоохранной проблемы, например, при морском бурении, бурении в курортных и прибрежных водохранных зонах, а также в экологически уязвимой местности.

В настоящее время в подавляющем большинстве случаев ОБР и буровой шлам захоронятся в земляных амбарах непосредственно на территории буровой после окончания бурения скважины. Это решение не обеспечивает надежной экологической защиты мест захоронения отходов. Положение еще более усугубляется тем, что такой метод требует длительного времени подсыхания содержимого амбаров перед их засыпкой с последующей рекультивацией, а это невыгодно в плане рационального народнохозяйственного использования земель. Вместе с тем этот метод ликвидации отходов бурения наиболее доступен по сравнению с другими, несмотря на безвозвратные потери бурового раствора. Обезвреживание же отходов позволяет не только повысить экологичность таких работ, но и обеспечить благоприятные условия для своевременной рекультивации отстойников с ОБР и шламом, исключив стадию длительного ожидания затвердевания их содержимого.

Основные направления работ в области обезвреживания отходов бурения концентрируются на физико-химической нейтрализации и отверждении ОБР и БШ. Физико-химическая нейтрализация содержимого шламовых амбаров представляется привлекательным методом предотвращения загрязнения объектов природной среды отходами бурения. Один из них предусматривает разделение ОБР на жидкую и твердые фазы с последующей утилизацией жидкой части и нейтрализацией осадка. С этой целью в США предложен способ разделения фаз ОБР. Для обработки используют флокулирующие добавки. Такие добавки вызывают коагуляцию и флокуляцию жидкой части отходов и высаживание твердой фазы в осадок. После удаления из амбара осветленной воды оставшаяся масса вновь обрабатывается флокулянтами, и так продолжается до тех пор, пока вся основная часть воды не будет удалена из жидких отходов.

Наиболее перспективным представляется использование передвижных блочных установок для обработки отходов бурения. Так, фирма “STB Industries” разработала установку для непрерывной очистки отработанных буровых растворов “Trassford”. Она состоит из блока двигателя, приемной емкости с мешалкой для хранения бурового раствора, погружного насоса, электроприводного устройства для перекачки дегидратированного бурового раствора и, в случае необходимости, дополнительного узла для физико-химической обработки воды. Производительность установки составляет до 10 м³/ч. Имеются и другие разработки, обеспечивающие глубокое обезвреживание отходов бурения.

Одним из эффективных методов обезвреживания бурового шлама является окисление и гидрофобизация поверхности [76, 89]. Значительный объем работ в этом направлении выполнен Т.И. Гусейновым, А.А. Мовсумовым и другими специалистами. Ими изучены закономерности и особенности процессов окисления и гидрофобизации поверхности бурового шлама и установлены наиболее целесообразные границы применимости данных методов в соответствии с уровнем загрязненности таких отходов бурения.

Эффективным и практически доступным методом частичного обезвреживания бурового шлама может стать отмывка его от загрязняющей органики (в том числе нефти и нефтепродуктов) го-

рячей технической водой системы оборотного водоснабжения буровой.

Приоритетным направлением обезвреживания указанных отходов бурения является их отверждение. Обезвреживающий эффект при этом достигается за счет превращения указанных отходов бурения в инертную консолидированную массу и связывания в ее структуре загрязняющих веществ, что практически исключает миграцию их за пределы отвержденного бурового раствора. Такую отвержденную массу можно захоронить в земляных амбарах непосредственно на территории буровой без нанесения ущерба окружающей среде. Ввод в ОБР активирующих добавок позволяет, кроме того, получать отвержденную массу, выдерживающую нагрузку, которую создает транспортная техника. При этом значительно упрощается процесс захоронения, облегчается последующая планировка и рекультивация амбаров, а также существенно сокращаются сроки возврата земель основному землепользователю.

Метод отверждения является не только практически доступным, но и экономически выгодным. Об этом свидетельствуют и примерные расчеты сравнительной экономической эффективности использования известных методов обезвреживания и утилизации указанных отходов бурения.

За рубежом в качестве отверждающих составов предлагаются минеральные вяжущие с активными добавками, такими, как окись алюминия, жидкое стекло, хлорид железа [237]. Эти составы в большинстве случаев многокомпонентны, расход их при добавлении в ОБР относительно высок, к тому же практически отсутствуют данные об их промышленной реализации.

Необходимым условием успешной реализации процесса отверждения ОБР и БШ является качественная обработка их отверждающим составом, обеспечивающая однородность смешения исходных ингредиентов и соблюдение требуемых условий протекания реакций структурообразования в обработанной массе. Представляется рациональным рассматривать обработку подвижных полужидких отходов бурения как продолжение технологической схемы основного процесса бурения. Для этого в технологической схеме наземной циркуляции бурового раствора, реализуемой с помощью оборудования и механизмов циркуляционной системы к

буровым установкам, должны быть предусмотрены специальные устройства, с помощью которых отходятся в отходы ОБР и БШ для последующего твердения. Попытки реализации технологии обработки указанных отходов бурения отверждающими составами как самостоятельного технологического процесса известны. Так, американские исследователи в информационном материале фирмы “Saipem” сообщают, что рекомендуемая ими технологическая схема обеспечивает качественную обработку содержимого амбаров активирующими добавками с получением инертной отвержденной массы.

Фирма “Swaco Geologist” предлагает две технологические схемы обработки ОБР отверждающими составами. Первая включает специальную емкость для отверждающего состава, смесительную камеру, насос и органы управления. Все узлы смонтированы на шасси автомобиля. Вторая схема ориентирована на использование оборудования буровой и специальной центрифуги. Во всех схемах задействуются транспортеры для выноса обработанных отходов в места их складирования.

Американская фирма “Resource Conservation” разработала технологию отверждения шламовой массы амбара полимерным материалом и создала передвижную установку для этой цели.

В общем виде принципиальная технологическая блок-схема обработки ОБР и БШ отверждающими составами представлена на рис.46. Такая схема обеспечивает реализацию технологического процесса обработки отходов бурения отверждающими составами различного агрегатного состояния. Технические решения отдельных узлов могут включать использование энергетических и материальных возможностей буровой (предусматривать применение цементирующего и бурового оборудования и энергетических мощностей буровых установок).

Возможные варианты реализации указанной схемы могут отличаться различным техническим и технологическим исполнением, но их функциональная направленность остается одной и той же. Компоновка конкретной технологической схемы зависит от агрегатного состояния применяемых отверждающих агентов или их комбинаций.

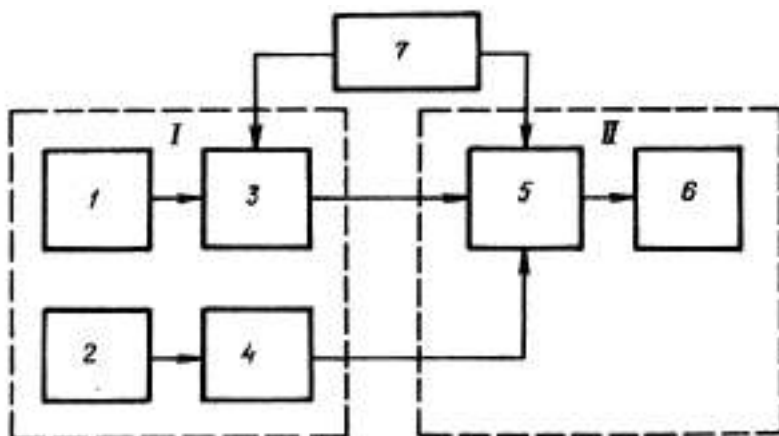


Рис. 46. Структурно-технологическая схема обработки ОБР и шлама отверждающими составами:

1 — узел подготовки ОБР и шлама к обработке; 2 — узел подготовки компонентов отверждающей смеси; 3 — узел подачи ОБР и шлама на обработку; 4 — узел подачи компонентов отверждающей смеси; 5 — узел обработки (смешения); 6 — узел транспорта обработанной массы; 7 — элементы контроля и автоматики; I — подготовительный узел; II — основной узел

Технические решения процесса обработки взаимосвязаны в первую очередь с системой сбора, накопления и хранения на буровых ОБР и бурового шлама. Практикуемая в настоящее время система сбора и хранения ОБР и БШ в земляных амбарах, устраиваемых в минеральном грунте непосредственно на территории буровой, не обеспечивает стабильности свойств ОБР в накопительных котлованах по содержанию твердой фазы, а шламовой массы — по влажности. Как правило, содержащиеся в ОБР-грубодисперсные частицы выбуренной породы, а также утяжелитель оседают на дно шламового амбара, создавая плотный осадок. В верхней части амбара находится ОБР с более высоким содержанием коллоидной фракции, предопределяющей его стабильность как коллоидно-дисперсной системы. Такие различия в свойствах ОБР, хранящихся в амбарах, и обуславливают различный подход к транспортировке его на узел подготовки к обработке. Так, подвижная текучая часть раствора может успешно перекачиваться шламовым насосом, а плотный осадок, находящийся на дне амбара, не поддается без разбавления транспортировке таким способом. Поэтому рациональным решением как с позиции возможности транспортировки

ОБР, так и обеспечения однородности ОБР по качеству, что крайне важно для правильной дозировки компонентов отверждающей смеси и последующего процесса твердения, представляется проведение технологических операций по подготовке отходов бурения к их обработке.

Один из вариантов такой подготовки заключается в предварительном перемешивании ОБР с целью возможно более полной его гомогенизации. Для этой цели в практике бурения получил наибольшее распространение метод гидравлического перемешивания содержимого амбара. В этом случае происходит перемешивание различных слоев ОБР и массе одновременно придается необходимая подвижность, предопределяющая возможность ее гидротранспорта. Для подачи ОБР обычно используются буровые и шламовые насосы цементировочных агрегатов. Для транспортировки шламовой массы может предусматриваться использование специальных устройств, например шнекового или ленточного транспортера, в зависимости от принятой системы сбора и хранения шлама. Для реализаций процесса транспортировки БШ необходима разработка таких средств.

Для жидких компонентов отверждающих составов наиболее целесообразным является гидравлический способ подачи, осуществляемый с помощью дозировочных насосов. При ориентации технологии обработки отходов бурения на использование оборудования буровой или цементировочного оборудования выбор режима подачи производится на основании их паспортно-технической характеристики с учетом проектируемой производительности технологического процесса.

Весьма эффективным способом подачи жидких компонентов отверждающих составов на узел смешения является гидровакуумный способ, реализуемый с помощью эжекторных смесителей. Гидровакуумная эжекция при этом генерируется струей рабочей жидкости, в качестве которой целесообразно использовать ОБР, подаваемый на гидровакуумный смеситель с помощью либо бурового (шламового) насоса, либо насоса цементировочного агрегата. Создаваемое в приемной камере гидровакуумного смесителя разрежение вовлекает жидкий агент отверждающего состава в камеру смешения. Степень вовлечения жидкого компонента, т.е. его дозирование, определяется прежде всего режимом прокачки рабочего

агента (раствора) и конструктивными особенностями гидровакуумного смесителя и на практике может быть рассчитана следующим образом:

$$D = Q^a \cdot p^b \cdot d_n^c \cdot d_{oc}^n, \quad (307)$$

где D - степень вовлечения жидкого агента в камеру смешения или его доза; Q - подача насоса, подающего ОБР в гидровакуумный смеситель, м³ /ч; p - давление нагнетания рабочей жидкости (ОБР), МПа; d_n - диаметр насадки перед камерой смешения гидровакуумного смесителя, мм; d_{oc} - диаметр всасывающей линии, мм; a, b, c, n - опытные коэффициенты, учитывающие конструктивные особенности гидровакуумного смесителя.

Важным достоинством такого способа является его незначительная восприимчивость к структурно-механическому фактору жидких сред. Поэтому такой способ транспортировки жидкого агента отверждающих смесей на узел обработки может быть признан весьма практичным и удобным, учитывая, что при этом совмещается узел дозирования и смешения, т.е. упрощается общая технологическая схема обработки.

Многообразие условий строительства скважин предопределяет и разнообразие вариантов технологических схем обезвреживания ОБР и БШ. При этом при выборе схемы обработки указанных отходов обезвреживающими составами руководствуются прежде всего практической целесообразностью и доступностью технических средств, необходимых для реализации такой природоохранной технологии.

В современных условиях представляется оправданной прежде всего ориентация на максимальное использование стандартного оборудования буровой и цементировочной техники.

Основными вариантами технологических схем обработки ОБР и шлама при строительстве скважин с использованием шламовых амбаров являются стационарная и нестационарная схемы обезвреживания.

Одним из необходимых условий успешной реализации технологии обработки отходов с целью их обезвреживания является конструкция шламовых амбаров. Они могут выполняться как одно-, так и двухсекционными. Причем в последнем случае первая секция амбара служит для сброса и накопления ОБР и шлама, а

вторая — для сброса отработанной массы и последующего ее твердения. При использовании односекционного шламового амбара он служит как для накопления ОБР и БШ, так и для отверждения в нем этих отходов. Одним из вариантов в этом случае может быть вариант, когда такой амбар используется для сбора и накопления указанных отходов, а отработанная масса сбрасывается на твердение и последующее захоронение в траншеи, сооружаемые в минеральном грунте на территории буровой, или на специальные площадки для твердения.

Отвержденная масса после окончания строительства скважин сбрасывается в шламовый амбар перед его ликвидацией и засыпается минеральным грунтом по известной технологии.

Учитывая, что шламовая масса при сбросе в амбар седиментирует и значительно уплотняется, создавая определенные трудности для ее извлечения, например гидротранспортом, а также незначительный уровень загрязненности БШ по сравнению с ОБР или буровой сточной водой, представляется целесообразным шлам (осадок амбара) захоронять непосредственно в земляном котловане путем его засыпки отвержденной массой ОБР. При таком подходе не только сохраняется высокая экологичность метода, но и существенно облегчается технология обработки отходов, которые представлены лишь подвижной, легко перемешиваемой массой (ОБР).

С целью создания благоприятных условий для эффективного отбора ОБР из шламового амбара с последующей его обработкой отверждающим или загущающим составом конструкцией накопительных котлованов должно предусматриваться наличие углубления в дне ("карман"). Такая конструкция амбара обеспечивает гарантированное оседание шлама в одном месте котлована, что значительно снижает вероятность формирования шламовых терриконов и меньшего распространения выбуренной породы по всему свободному объему амбара. Рекомендуемый профиль шламовых амбаров показан на рис.47.

Сброс ОБР и шлама в амбар производится непосредственно с узла очистки буровых растворов (вибросито, песко- и илоотделитель, центрифуга). Для организованного сброса бурового раствора из наземной циркуляционной системы в шламовый амбар при замене одного типа раствора на другой и зачистке емкостей, а также

с целью исключения попадания при этом бурового раствора в амбар с БСВ рекомендуется сбросные люки емкостей ЦС обвязывать в единый дренажный сбросной коллектор, выполненный из обсадных труб. Принципиальная схема обвязки емкостей ЦС дренажным коллектором приведена на рис.48.

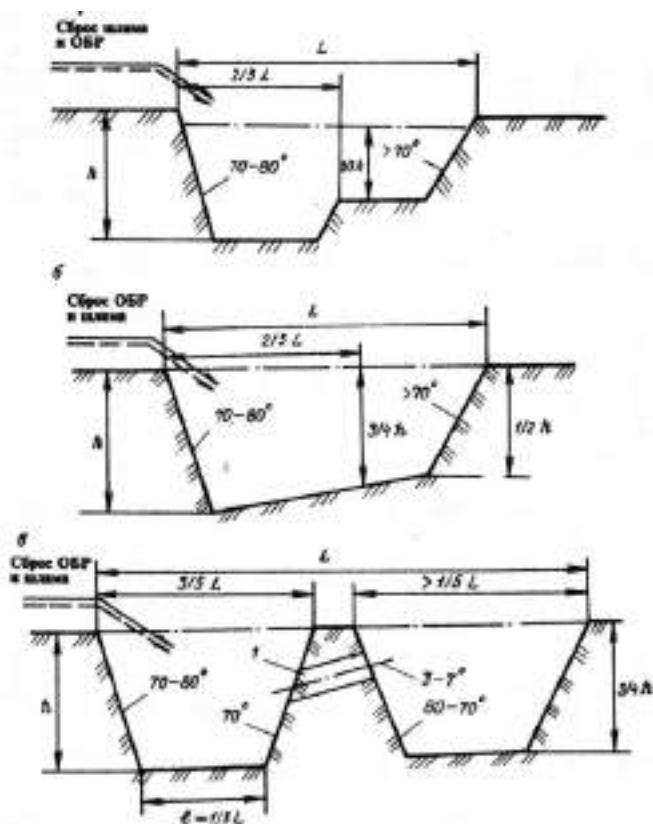


Рис.47. Профили шламового амбара (поперечный разрез):
а - уступом (с "карманом"); *б* - с пологим дном; *в* - двухсекционный с переточной трубой в теле перемычки (1)

При необходимости систематической обработки отходов бурения отверждающими или загущающими составами в процессе бурения используется стационарная технологическая схема обработки. Наиболее рациональным вариантом такой схемы при бурении одиночных скважин является схема, приведенная на рис. 49, в которой задействовано оборудование буровой.

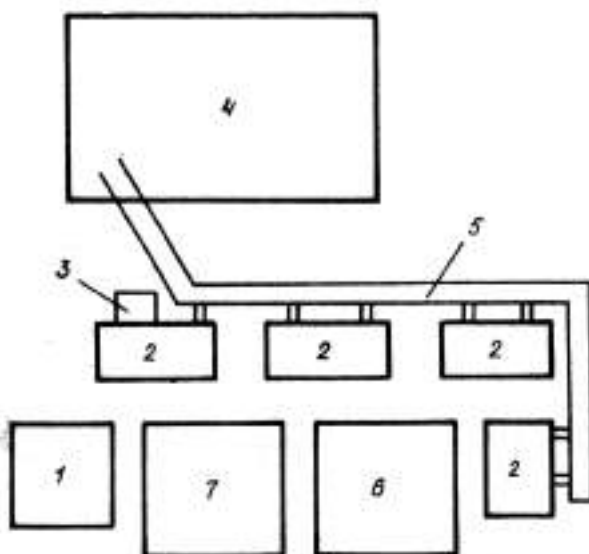


Рис. 48. Принципиальная схема обвязки емкостей циркуляционной системы сбросным дренажным коллектором:
 1-привышечный блок; 2 - емкость ЦС; 3 — узел очистки буровых растворов;
 4 - шламовый амбар; 5 - сбросной дренажный коллектор;
 6- энергоблок; 7 - насосный блок

Узел подачи полужидких отходов бурения в такой схеме включает шламовый насос, устанавливаемый либо непосредственно в шламовом амбаре на специальной металлической ферме, либо на технологической площадке у края амбара. Насос обвязывается технологическими коммуникациями с узлом обработки, представленным эжекторным гидросмесителем. В качестве емкостей для хранения отверждающих составов рекомендуется использовать блок приготовления растворов (БПР). При этом не только облегчается подача и дозирование составов на узел обработки, но и полностью механизмуется загрузка в такие емкости компонентов обезвреживающей смеси. Как вариант возможен ввод компонентов обезвреживающего состава в камеру смешения гидросмесителя за счет эжекции непосредственно из насыпного в бурт материала, складированного у блока обработки.

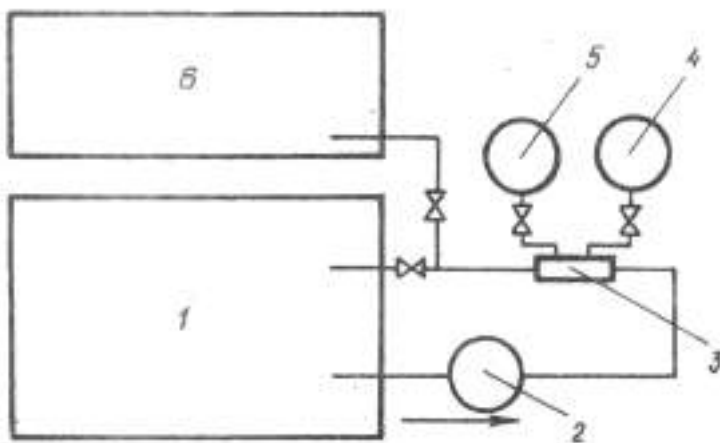


Рис. 49. Принципиальная стационарная технологическая схема обработки ОБР отверждающими и загущающими составами:

- 1- шламовый амбар; 2- насос; 3 - узел обработки ОБР
 2- отверждающими и загущающими составами; 4, 5 – емкости с компонентами
 отверждающих и загущающих составов; б – площадка для твердения

Обработка ОБР и шлама обезвреживающими составами после окончания строительства скважин при ликвидации шламовых амбаров производится с использованием нестационарной технологической схемы (рис.50), в которой все основные технологические операции выполняет стандартное цементировочное оборудование (цементировочные агрегаты и цементно-смесительные машины). Узлом обработки при этом служит стандартный гидросмеситель цементно-смесительной машины. Схема размещения цементировочных агрегатов и смесительных машин у шламовых амбаров в каждом конкретном случае выбирается индивидуально в зависимости от конструкции амбаров и планируемых мест сброса отработанной массы.

Необходимо отметить, что выбор той или иной схемы обработки ОБР и шлама производится в зависимости от природно-климатических особенностей ведения буровых работ, времени года и принятой технологии бурения. Как правило, такие технологические схемы рассчитаны на проведение операций по обработке отходов бурения в теплое время года. Вместе с тем решающее влияние на выбор схемы может оказать принятая технология бурения.

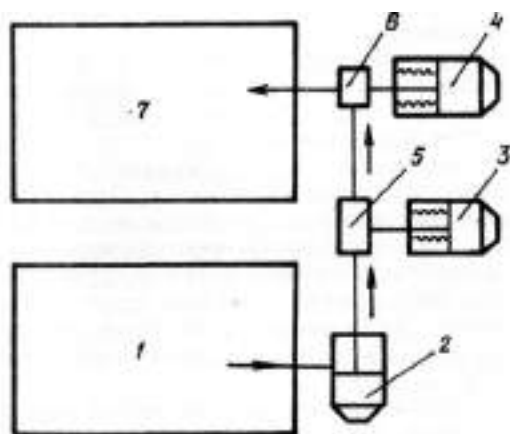


Рис.50. Принципиальная нестационарная технологическая схема обработки ОБР отверждающими и загущающими составами:

1-шламовый амбар; 2- цементировочный агрегат; 3, 4- цементно-смесительная машина типа 2СМН-20; 5, 6 - узлы обработки ОБР составами (гидросмесители); 7 - амбар или площадка для сброса обработанной массы на твердение

Показательным в этом плане могут служить районы Западной Сибири, в которых наиболее оптимальным является комбинированный вариант применения технологических схем обработки ОБР. Так, технология кустового строительства скважин в этом регионе предусматривает бурение под кондуктор на глинистом буровом растворе, а затем под эксплуатационную колонну — на технической воде. Вследствие этого после окончания бурения в первом интервале буровой раствор, находящийся в циркуляции, подлежит сбросу в амбар. В этом случае наиболее целесообразно производить обработку ОБР отверждающими или загущающими составами непосредственно во время его сброса. Причем при таком подходе удастся максимально задействовать как буровое, так и цементировочное оборудование и технику, поскольку, сброс ОБР осуществляется сразу после цементирования кондуктора и цементировочная техника уже выполнила свою основную задачу, но находится на буровой, т.е. в это время совмещаются операции по цементированию скважин и обработке ОБР.

Принципиальная технологическая схема обработки ОБР в процессе бурения приведена на рис.51. Смешение ОБР с компо-

нентами отверждающего или загущающего состава осуществляется в гидросмесителе.

После окончания бурения скважин для обработки содержимого шламовых амбаров рекомендуется использовать нестационарную технологическую схему (см. рис. 51).

При длительном хранении ОБР в шламовом амбаре возможна потеря текучести бурового раствора, затрудняющая его подачу гидротранспортом на узел обработки. Поэтому в технологических схемах обработки отходов бурения предусматриваются технические решения по восстановлению текучести шламовой массы (прежде всего, ОБР). В случае использования стационарной технологии целесообразно использовать как механический, так и гидравлический принцип перемешивания.

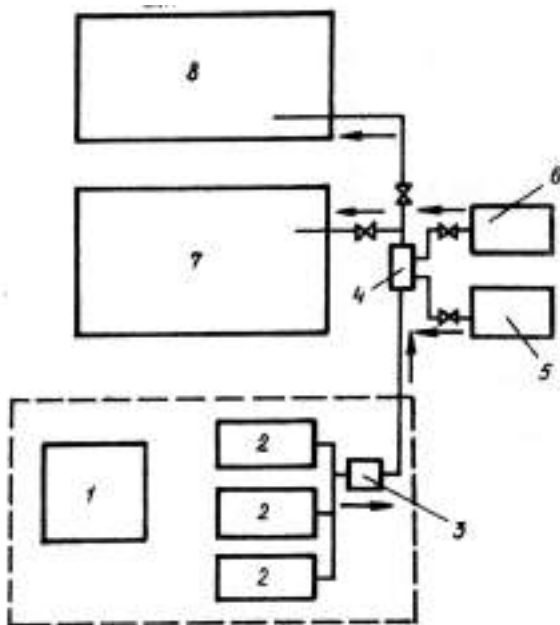


Рис.51. Принципиальная технологическая схема обработки ОБР отверждающими и загущающими составами при кустовом бурении с использованием буровых установок в эшелонированном варианте: 1- буровая площадка; 2- циркуляционная система; 3 - насос; 4- узел обработки ОБР; 5, 6 - емкости с компонентами обезвреживающего состава; 7 - шламовый амбар; 8- площадка для твердения

Производительность процесса обработки полужидких отходов бурения лимитируется производительностью используемого в технологической схеме насоса и дозой вводимого обезвреживающего состава. Дозировка осуществляется с помощью насадок всасывающих линий гидросмесителя. Рецептура обезвреживающего состава выбирается в каждом конкретном случае индивидуально в зависимости от поставленных целей.

Наиболее прогрессивным направлением работ является переход на экологически безопасную ресурсно- и природосберегающую технологию ведения буровых работ, которая реализуется в концепции безамбарного бурения. Она предусматривает использование экологически чистых материалов, минимальную наработку отходов, локализацию организованного их сбора, замкнутое оборотное водоснабжение буровой, вывоз и максимальную утилизацию жидких, полужидких и твердых отходов бурения, их обезвреживание для безопасного сброса в объекты природной среды.

Реализация на практике принципа безамбарного бурения обеспечивается применением специальной техники для сбора отходов бурения, их очистки, утилизации и обезвреживания.

Технические средства для сбора отходов бурения включают: инженерную систему канализации отходов в места их организованного сбора;

систему дренажных коллекторов для сброса жидких отходов бурения из циркуляционной системы в контейнеры или на узел их обработки;

систему контейнерного сброса ОБВ и шлама из-под блока очистки буровых растворов для последующего транспортирования на утилизацию или вывоз на захоронение в согласованные места;

систему временного локального складирования и накопления отходов бурения для последующей их утилизации или обезвреживания.

Технические средства для очистки и утилизации буровых сточных вод включают:

систему подачи БСВ на узел очистки;

водоочистную установку в блочно-модульном исполнении;

установку для доочистки сточных вод.

К техническим средствам для утилизации и обработки ОБР и шлама обезвреживающими составами относится комплекс устройств для обработки ОБР и шлама обезвреживающими составами и транспортирования обезвреженных масс в места их складирования, хранения и последующего захоронения в минеральном грунте на территории буровой или для вывоза за пределы.

Реализация на практике безамбарного бурения не возможна без утилизации образующихся отходов непосредственно в процессе строительства скважин. При этом должна быть предусмотрена система мер, направленных на максимальную утилизацию ОБР и шлама. В этом случае, когда осуществить вывоз в полном объеме не представляется возможным, остатки ОБР и БШ должны быть обезврежены и сброшены на твердение на специальные площадки. После окончания бурения такая масса должна быть смешана с минеральным грунтом и при проведении планировочных работ горно-технической рекультивации буровой площадки равномерно рассредоточена по территории. Необходимым условием при этом является глубокая степень обезвреживания, достигаемая за счет применения отверждающих составов.

Компоновка природоохранного и основного технологического оборудования буровой может быть различна в зависимости от типа установок и особенностей технологии проводки скважин. Наиболее рациональным для бурения единичных скважин и строительства кустовым методом представляется технологическая схема обработки отходов бурения, приведенная на рис.52.

В такой схеме предусмотрена локализация сброса жидких, полужидких и твердых отходов. Для сброса жидких стоков используются шахты, сооружаемые в пониженной части буровой площадки, а для эшелонированных буровых установок - специальные накопительные емкости. В обоих вариантах канализация отходов осуществляется по системе водоотводных каналов, которые технически могут быть выполнены разнообразно.

Сбор выбуренной породы осуществляется в контейнеры, из которых затем масса с помощью крана либо выгружается в автомашины для последующего вывоза, либо подается на отмыку, где происходит отделение шлама от остатков бурового раствора или

химреагентов, а отмытый шлам сбрасывается на площадку для твердения или в специальный шламонакопитель.

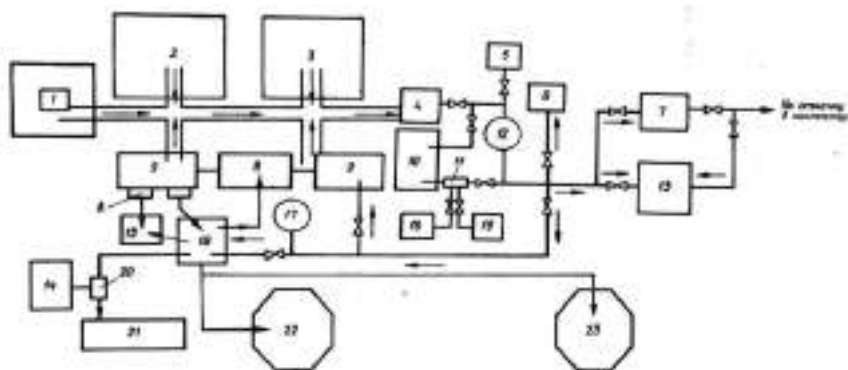


Рис.52. Принципиальная схема обработка отходов при безамбарном бурении:

- 1, 4 - шахты или емкости для сброса БСВ; 2 - насосный блок; 3 - энергоблок; 5 - узел приготовления коагулянта и флокулянта; 6- узел приготовления буровых растворов и химреагентов; 7 - блок доочистки; 8 - узел очистки буровых растворов; 9 - циркуляционная система; 10- емкость для отстоя обработанной воды; 11 - узел обработки БСВ; 12 - насос; 13 - дренажная фильтрующая площадка; 14- емкость с обезвреживающим составом; 15 - контейнер; 16 - установка для отмывки шлама; 17 -водораспределительная емкость; 18, 19 - емкости для коагулянта и флокулянта; 20 - узел обработки ОБР; 21 - площадка для твердения; 22, 23- емкости для сбора ОБР

После окончания строительства скважин такой шлам может вывозиться в места для сброса или захоронения, а также смешиваться с отвержденным раствором или минеральным грунтом с последующей засыпкой слоем плодородной почвы для рекультивации территории буровой. При бурении на утяжеленном растворе шламовая масса должна подаваться на установку для отмыва выбуренной породы от остатков бурового раствора, а жидкая фаза с утяжелителем возвращаться в циркуляционную систему. Отмытый шлам, как и в первом случае, подлежит сбору в контейнер для последующего вывоза на утилизацию, а также может сбрасываться в шламонакопитель и при рекультивации территории захороняться в минеральном грунте.

Технологическая схема обезвреживания шлама предусматривала его отмывку очищенной БСВ и сброс отмыва шлама на

площадку для твердения или в контейнер для вывоза в места утилизации. Попутно на узле отмывки достигались и регенерация утяжелителя из остатков бурового раствора, и его возврат в циркуляционную систему буровой установки.

Остатки ОБР и осадка БСВ обрабатывали обезвреживающими отверждающими составами и сбрасывали на площадку для твердения, где после отверждения такие массы превращались в безвредное состояние, не представляющее опасности для объектов окружающей среды.

Использованный подход показал высокую эффективность и зарекомендовал себя как прогрессивное направление в экологии буровых работ. Основные принципы безамбарного бурения в той или иной степени находят применение в ряде других регионов страны.

Как известно, исключить отрицательные негативные воздействия отходов бурения на природную среду принципиально возможно двумя путями. Первый предусматривает организованный сбор отходов по их видам и вывоз на места утилизации. Второй — очистку и нейтрализацию до экологически безопасного уровня с последующим захоронением безвредной шламовой массы в минеральном грунте непосредственно на территории буровой и разрешенный сброс очищенных сточных вод в объекты природной среды. Первое направление работ практически неосуществимо из-за отсутствия в районах массового бурения мощностей по переработке отходов в качестве добавок к сырьевой смеси в производстве изделий строительной керамики (кирпич, керамзит и т.д.), а также экономической нецелесообразности вследствие значительных транспортных расходов на перевозку отходов в места утилизации. В последнем случае затраты на перевозку могут оказаться сопоставимы с проектной сметой скважины в целом.

17.4. Утилизация нефтешламов

Нефтешламы представляют собой устойчивые нефтяные эмульсии. Основную часть углеводородов нефтешлама составляют тяжелые ароматические и парафинонафтоновые углеводороды (31-83%), смолы (4-10%) и асфальтены (4-14%). Широкий спектр физико-химических свойств нефтешламов, различные условия обра-

зования и хранения обуславливают применение разных технологий по их переработке и утилизации.

Все методы переработки шламов можно разделить на не-деструктивные и деструктивные. Недеструктивные методы:

- контролируемая открытая выгрузка (погрузка); захоронение, требующее тщательного обезвоживания; применение маслянистых шламов в сельском хозяйстве
- на заброшенных землях, после чего время от времени необходимы затраты на аэробную обработку;
- внесение шлама в качестве органического удобрения, допускаемого при выращивании некоторых культур, что обуславливает, как и в некоторых упомянутых выше способах, ограничение концентрации тяжелых металлов и даже полиароматических углеводов.

Деструктивные методы:

- сжигание на месте или вместе с бытовыми отходами, что требует обезвоживания;
- включение в цемент при его производстве влажным путем;
- аэробная обработка, применяемая только в отношении излишков биологического ила в больших количествах.

Применяются следующие методы обезвреживания и переработки нефтяных шламов:

1. Термические - сжигание нефтешламов в печах различных типов; сушка, получение битуминозных остатков; утилизация выделяющегося тепла и газов.
2. Физические (механическая очистка) - обезвоживание, разделение в центробежном поле, вакуумное фильтрование и под давлением, замораживание; возврат нефтепродуктов в производство, сточных вод в оборотную циркуляцию; захоронение твердых остатков в специальных могильниках.
3. Химические - экстрагирование с помощью растворителей; отверждение нефтешламов с применением различных органических (эпоксидные и полистирольные смолы, полиуретаны, негашеная известь) и неорганических (цемент, жидкое стекло, глина) добавок; применение коагулянтов и флокулянтов; использование полученных остатков в других отраслях народного хозяйства; захоронение на специальных полигонах.

4. Физико-химические - применение специально подобранных химических реагентов (растворители, деэмульгаторы, ПАВ и др.), изменяющих физико-химические свойства отходов с последующей обработкой на специальном оборудовании.
5. Биологические - микробиологическое разложение с применением углеродоокисляющих бактерий непосредственно в местах хранения; биотермическое разложение.

Наиболее эффективным, хотя и не всегда экономически рентабельным, считается термический метод обезвреживания шлама. Обработка шлама при больших температурах (до 500°C) позволяет полностью освободиться от CO₂ и органических соединений до образования твердых отходов.

Наибольшее распространение получили следующие методы сжигания нефтешламов: во вращающихся барабанных печах, в печах с кипящим слоем теплоносителя, в объеме топки с использованием распылительных форсунок, в топке с барботажными горелками. Полученный прокаленный остаток представляет собой по химическому составу цементоподобное вещество.

Метод термической обработки с целью обезвреживания шлама находит все более широкое применение за рубежом. В 1995 г. около 85% твердых токсичных отходов на химических заводах фирмы INUON CARBIDE (США) были утилизированы, сожжены или обработаны для уменьшения их объема и токсичности. В Швейцарии, Дании и Японии сжигание отходов является доминирующей технологией (70%).

Технологический процесс фирмы Faster Wheeler Energy Corporated предусматривает обработку шлама в испарителе до полного удаления влаги. При испарении воды взвешенные твердые частицы остаются в нефти. Затем производится сепарация до полного отделения твердого сухого и свободного от нефти продукта. Обработанный таким образом шлам может быть использован в качестве топлива, удобрения, грунта. Подобную технологию использует фирма BP EXPLORATION, где в качестве термического блока использован реактор оригинальной конструкции TORBED (рис.53).

Фирмой West Group Int. разработана двухкамерная печь для прокаливания шлама с целью выжигания углеводородов. Тех-

нологический процесс экономичен, а установка используется как на сухопутных, так и на морских установках.

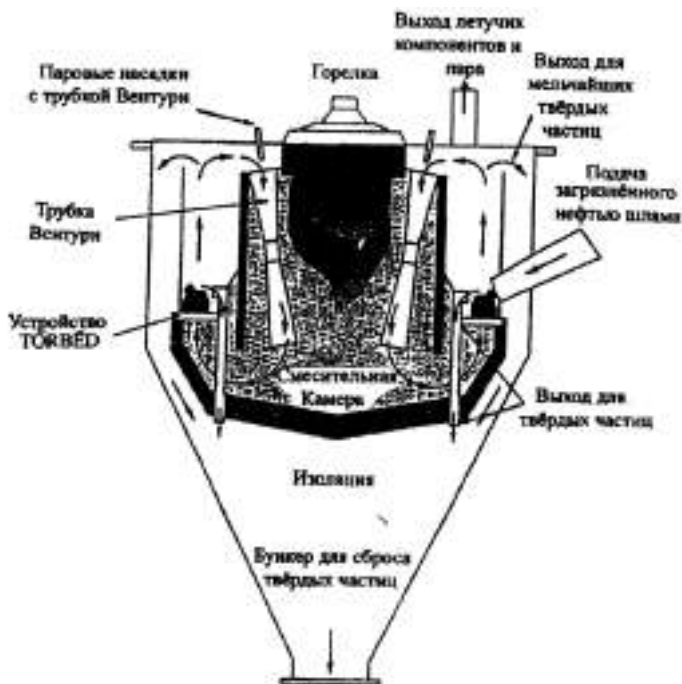


Рис. 53. Схематический разрез испарительного реактора TORBED

Наряду с большими преимуществами метод сжигания нефтешламов имеет ряд недостатков, основными из которых являются сложность утилизации тепловой энергии, громоздкость оборудования, загрязнение атмосферы. Например, нефтешламы НПЗ характеризуются достаточно высоким содержанием нефтепродуктов и устойчивостью эмульсии. Для этих условий из-за высокого процентного содержания воды и токсичности углеводородной части нефтешлама метод нецелесообразен.

Использование термических методов для обезвреживания шламов может быть осложнено следующими факторами:

- высокая обводненность нефтяного шлама, находящегося в шламонакопителях;

- высокое содержание в шламах механических примесей (до 65%), состоящих в основном из песчаных и илистых частиц;
- сложность извлечения шламов из шламонакопителей и транспортировки к шламосжигающей установке;
- сложность осуществления качественного распыла шлама в топке шламосжигающей установки, обусловленная непостоянством его механико-физико-химического состава и высокой вязкостью.

В основе механических процессов очистки нефтешламов лежат перемешивание и физическое разделение. В связи с возрастающей проблемой охраны ОС и дефицитом энергоемкого сырья наиболее перспективным направлением переработки и утилизации амбарных нефтешламов является извлечение из них нефти, воды и твердых остатков с последующим использованием нефти по прямому назначению, воды в системе ППД, а твердых остатков - в химической или дорожно-строительной промышленности в качестве сырья.

При разделении нефтешламов используются центрифугирование, экстракция, гравитационное уплотнение, вакуумфильтрация, фильтрпрессование, замораживание и др.

В настоящее время наметилась четкая тенденция к отдельной переработке и утилизации эмульсионных и донных нефтешламов. Например, нефтешламы и твердые отходы НПЗ проходят соответствующую обработку, а затем утилизируются. Эмульсионные нефтешламы предварительно деэмульгируются на различных аппаратах. Сложность обработки нефтешламов объясняется тем, что шлам представляет собой эмульсию, трудно поддающуюся сепарированию. Он является весьма неоднородным продуктом, состав и свойства которого варьируются в зависимости от места и способа его образования. Кроме того, шлам является высокоэрозивным продуктом, требующим предварительной фильтрации и применения аппаратов из высококачественных сортов металла; необходимо применять оборудование во взрывозащищенном исполнении [184].

Широкое распространение за рубежом по разделению нефтешлама получили фильтры, гидроциклоны, центрифуги и сепараторы. Ведущими фирмами по переработке нефтешламов эти-

ми методами являются ALFA-LAVAL (Швеция), KND HUMBOLDT (Германия), WESTFALIA SEPARATOR (Германия), FLOTTWEG (Германия), ANDRITZ (Австрия), TEKNOFANGHI (Италия). Так, например, установка по переработке нефтешламов по технологии австрийской фирмы Anfritz AG позволяет перерабатывать не только вновь образующиеся шламы, но и накопленные в прежние годы. Очищенные жидкие компоненты поступают для повторного использования.

Процесс переработки нефтешламов затрудняется, если в составе донных отложений преобладают плотные и нелетучие асфальтены. При обычной технологии очистки с помощью механических средств углеводороды извлекаются не полностью, остаются значительные количества эмульгированной нефти, содержащей воду и твердые частицы. Как показали исследования, разделение шламов сепарацией на центрифугах для некоторых видов шламов неэффективно.

Экстракционные (химические) методы, используемые для извлечения нефтяного компонента, основаны на селективной растворимости нефтепродуктов в органических растворителях. В качестве растворителей используются фреоны, гексан, CCl_4 спирты, водные растворы ПАВ и др. В качестве избирательных растворителей ароматических углеводородов применяются диэтиленгликоль, три- и тетраэтиленгликоль, сульфолан смеси N-формилморфолин, диметилсульфоксид, N, N-диметилформамид. Используется и традиционный метод сульфирования.

Различными фирмами создаются установки по утилизации нефтешламов на местах появления отходов. Так, компанией ACS 530 (США) разработана мобильная установка обработки и очистки гряземаслонефтяных отходов MTU 530. Установка смонтирована на базе автомобильной платформы, способна разделять нефтешламы на разные фазы - нефть, вода, твердые вещества - за счет центрифугирования нагретого бурового шлама. Вода пригодна для последующей биологической очистки; отделенная нефть может быть использована в технических целях, обезвоженный осадок - для производства строительных материалов. Производительность установки - $10 \text{ м}^3/\text{ч}$ по исходному нефтешламу (при концентрации нефти до 65%).

Компанией KND Humboldt Wedag AG (Германия) предложена технология разделения нефтешламов на фазы с последующим сжиганием шлама. Установка снабжена устройством для забора нефтешлама, виброситом для отделения основной массы твердых частиц, трехфазной центрифугой, сепаратором для доочистки фугата с центрифуги, печью. Производительность установки - до 15 м³/ч по исходному нефтешламу.

Установка фирмы «Татойлгаз» изготовлена по технологии фирмы «Майкен» (Германия). Технология заключается в нагреве нефтешлама, обработке деэмульгаторами, разрушении эмульсии в деканторе с предварительным отделением воды и механических примесей. Доведение до требуемого качества товарной нефти осуществляется на второй стадии - в испарителе и трехфазном сепараторе.

Известна установка по переработке нефтешламов СЕПС МК-IV «VITOL» (разработчик - Англия, изготовитель - Швейцария).

Нефтешламовые амбары на промыслах (а также на НПЗ) имеют различную конструкцию в зависимости от конкретных условий - это стальные резервуары или земляные амбары, облицованные бутовым камнем, железобетонными плитами или просто бетоном с целью гидроизоляции. Однако чаще всего их размещают в глинистых породах без какой-либо дополнительной облицовки.

Утилизация нефтесодержащих жидкостей, извлеченных из амбаров или прудов-накопителей на промыслах, производится очисткой жидкости от механических примесей и воды гидроциклонами, центрифугами, сепараторами и др. производительностью до 40 м³ в сутки. Очистку эмульсии можно проводить прямой перегонкой (крекингом) с получением неочищенных средних и тяжелых нефтепродуктов (дизтопливо, мазут, топочный продукт). Очищенную жидкость можно использовать также как углеводородный растворитель АСПО в системе подготовки товарной нефти.

Наибольшую трудность представляют сбор, удаление и обработка донных нефтешламов, в которых содержание механических примесей достигает 70% от объема. Трудность сбора нефтешламов заключается в больших геометрических размерах

шламонакопителей, отсутствии удобных подходов (подъездов) к ним, отсутствии надежных заборных устройств.

К донным шламам могут быть применены следующие методы:

- термический - сжигание в печах различного типа и конструкций;
- физический - фильтрование по технологии фирмы Andritz AG (Австрия) на клиновидных фильтр-прессах непрерывного действия;
- химический метод DSR; диспергирование с негашеной известью по технологии фирмы Leo Konsul (Германия) или Fest Alpine (Австрия) с использованием оборудования этих фирм;
- биологический - метод разложения с помощью почвенных бактерий при нанесении и запахивании нефтесодержащих остатков в пахотный слой почвы.

Принимая во внимание, что кроме метода фильтрования донных осадков все остальные методы связаны с большими энергетическими затратами и исключают возможность выделения из них нефти (нефтепродуктов) в свободном виде, методу обработки донных шламов по технологии фирмы Andritz AG, следует уделить особое внимание. При использовании технологии и техники фирмы Andritz AG можно в виде фильтрата выделить из донных осадков нефтешламов основное количество (70% от потенциала) нефти (нефтепродуктов) и воду. В результате после фильтрпресса получается остаток (кек) с незначительным (до 20%) содержанием воды и нефтепродуктов. После подсушивания данного остатка образуется гидрофобный порошкообразный продукт серого цвета, который в дальнейшем может быть использован, например, в качестве наполнителя в дорожном строительстве. Выделенный фильтрат при отстаивании способен расслаиваться на нефть (нефтепродукт) и воду, что позволяет возвращать его на дополнительную очистку в действующую систему подготовки нефти и воды.

Заслуживает внимания трехфазная установка FLOTTWEG для регенерации нефтяного шлама (рис. 54).

В установке забор нефтяного шлама осуществляется с помощью насосов, установленных на обогреваемом понтоне, который

оснащен поверхностной обогревательной установкой размером около 60 м². Погружной насос с пропускной способностью 15 м³/ч закачивает нефтяной шлам в две сборные емкости, снабженные медленно вращающимися мешалками и сменными нагревательными спиралями.

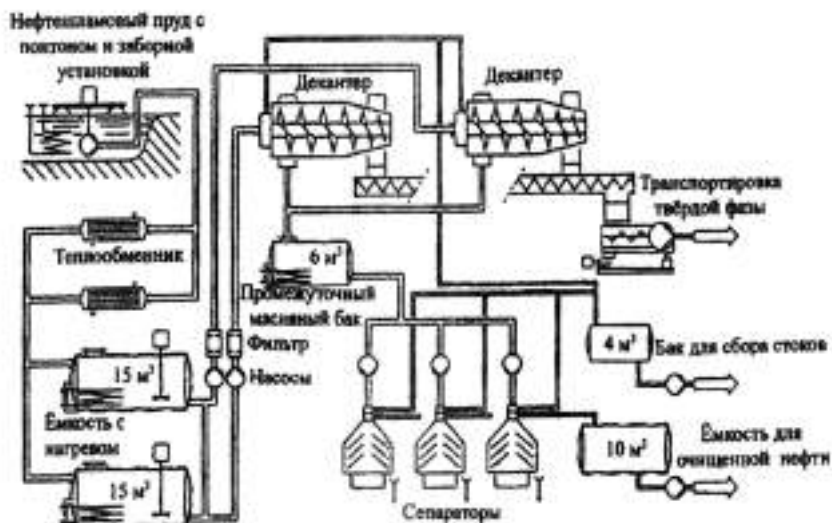


Рис. 54. Технология переработки нефтяного шлама фирмы FLOTTWEG

В этих емкостях нефтяной шлам нагревается до 90°C. Из емкостей нагретый нефтяной шлам с помощью эксцентриковых шнековых насосов закачивается в трехфазный декантер, в котором разделяется на следующие компоненты: твердую фазу, нефтепродукты, сточные воды. После сепараторов нефтепродукты направляются в емкость для «очищенной» нефтяной части и через многоступенчатый шнековый эксцентриковый насос возвращаются на место сбора шламов (например, на НПЗ), добавляются в сырье. Очищенная вода после декантеров собирается в отдельном баке и перекачивается на очистные сооружения. Нефтяные шламы с помощью насоса подаются на заводские установки сжигания или депонируются.

Создание полигонов утилизации нефтешламов позволяет решить следующие задачи, улучшающие экологическую обстановку:

- усовершенствовать систему сбора нефтешламов, тем самым исключить их несанкционированное захоронение и вторичное загрязнение ОС;
- осуществить хранение нефтешламов в специализированном амбаре, что предотвращает фильтрацию загрязняющих веществ (нефти, минерализованной воды) в почву и водоносные горизонты;
- хранить нефтешламы непосредственно в месте их утилизации;
- ликвидировать нефтепромысловые амбары за счет освобождения их от нефтешламов и вернуть занимаемые ими земли в хозяйственный оборот;
- подготавливать нефтешламы (донные илы, нефтезагрязненные грунты) к биологической очистке;
- сократить время биологической очистки нефтешламов.

Нефтяные шламы нефтепереработки по составу чрезвычайно разнообразны и представляют собой сложные системы, состоящие из нефтепродуктов, воды и минеральной части (песок, глина, ил и т.д.), соотношение которых колеблется в очень широких пределах. Состав шламов зависит также от типа и глубины перерабатываемого сырья (нефти), схем переработки, оборудования, типа коагулянта и др.

Существует следующая классификация нефтешламов:

1. Плавающие» масляные шламы после переработки жидких отходов:

- шламы гравитационных сепараторов;
- флотационные шламы;
- излишки биологического ила, если они составляют небольшую фракцию этой категории и содержат немного масел.

2. Тяжелые маслянистые шламы, часто содержащие:

- песок со дна емкостей и резервуаров;
- песок со дна водосборных колодцев и сепараторов;
- осадочные отложения обессоливающих установок.

3. Немаслянистые шламы:

- образовавшиеся при декарбонизации под действием извести или при осветлении подпитывающей воды;
- остатки алкилирования;

- отработанные катализаторы;
- обесцвечивающая глина;
- излишки активного ила в том случае, когда его производство преобладает.

В основном нефтешламы представляют собой тяжелые нефтяные остатки, содержащие в среднем (по массе) 10-56% нефтепродуктов, 30-85% воды, 1,3-46% твердых примесей.

Состав нефтяного шлама, хранящегося в шламонакопителях продолжительное время, отличается от состава свежего. Нефтяной шлам, образующийся в резервуарах для хранения нефти, по составу и свойствам также отличается от нефтяного шлама очистных сооружений.

При хранении нефтяного шлама в шламонакопителях и пополнении их новыми порциями шлама происходит его естественное перемешивание и отстой. При поступлении очередного количества шлама в результате перемешивания нарушается условное равновесие системы, которое постепенно восстанавливается, но степень обводнения осадка возрастает и вследствие этого увеличивается его объем. В то же время в результате продолжительного хранения и протекающих при этом физико-химических процессов, характерных для коллоидных систем, происходит концентрирование осадка.

Накопление ловушечных нефтей происходит в закрытых резервуарах-накопителях, где нет непосредственного контакта с воздухом, отсутствует влияние атмосферных осадков, сроки хранения ограничиваются месяцами и лишь в исключительных случаях несколькими годами, т.е. они не подвержены столь длительному и жесткому «старению», как амбарные эмульсии. В связи с этим, обладая многими характерными общими признаками (повышенное содержание механических примесей органического и неорганического происхождения, парафинов с высокой температурой плавления, высокой вязкостью и плотностью), ловушечные эмульсии в основном менее устойчивы, чем амбарные.

Нефтешламы в амбарах, накопителях и ловушечные нефти в резервуарах независимо от источников формирования с течением времени отстаиваются и разделяются на три слоя:

- верхний слой - малообводненная нефть с невысоким содержанием механических примесей: от 0,5% (для ловушечных

- нефтей) до 1,5% (для амбарных нефтей); плотность этого слоя меньше плотности воды;
- средний слой - мелкодисперсная эмульсия сложного типа с массовым содержанием воды до 70-80% и мехпримесей 1,5-15%. По объему слой небольшой, вода и мехпримеси в нем могут возрастать монотонно сверху вниз, могут размещаться хаотически, а могут распределяться однородно;
 - нижний, природный слой - донный шлам, состоящий из 70% твердой фазы, пропитанной нефтепродуктами (до 5-10%) и водой (до 25%); содержание нефтепродуктов относительно постоянно, количество примесей растет с глубиной.

Во всех вариантах жидкая фаза представляет собой водо-нефтяную эмульсию.

Можно предложить комплексную технологию извлечения, переработки и утилизации нефтешламов, которая практически является универсальной для подавляющего большинства нефтесодержащих шламов:

- извлечение верхнего (нефтяного), среднего (водного) и нижнего (осадочного, грунтового) слоев из шламовых амбаров;
- разделение извлеченных слоев на три фазы: нефтяную, водную и твердую;
- обработка всех трех фаз до кондиций, требуемых потребителем (в случае реализации) или нормами ПДК по содержанию вредных веществ (в случае сброса в водоемы, почвы или захоронения).

В состав комплекса включаются следующие виды стандартного и нестандартного оборудования:

- заборное устройство (типа скиммера), дооборудованное системой подогрева и дезинтеграции вязких и затвердевших нефтепродуктов;
- заборное устройство для извлечения твердого осадка (загрязненного грунта, твердых продуктов и т.п.);
- реакторы-смесители турбулентного или кавитационного типа для обработки извлеченных из шламовых амбаров продуктов и их подготовки к последующему эффективному разделению на три фазы: нефтяную, водную и твердую;

- гравитационные отстойники для разделения на самостоятельные фазы обработанных при определенных условиях (температура, давление, время обработки, гидродинамический режим) и с помощью необходимых реагентов (деэмульгаторы, флокулянты, коагулянты) жидких и содержащих твердую фазу (пульпу) продуктов;
- устройства доочистки полученных продуктов до требуемых норм качества:
 - а) биологические фильтры для доведения содержания нефтепродуктов до требуемой величины (до 0,03 мг/л);
 - б) система фильтров и сепараторов для разделения твердой фазы на органическую и неорганическую составляющие.

Дополнительное оборудование:

- промывочное устройство для очистки грунта от нефтепродуктов;
- полигон (специальная площадка) для обработки грунта биосорбентом и доведения содержания в нем нефтепродукта до требуемых норм.

Данный технологический процесс можно осуществить с помощью разработанной установки в блочно-модульном исполнении (в виде стационарных блоков, увязанных кинематическим способом, или на автоприцепах).

Применение нефтешламов в качестве сырья является одним из рациональных способов его использования, т.к. достигается определенный экологический и экономический эффект. При производстве продукции не требуется специального оборудования и дополнительной энергии.

Нефтесодержащие отходы, ранее имевшие жидкие или текучие органические или вредные водорастворимые вещества, на первом этапе обработки перемешиваются (диспергируются) с активным порошкообразным материалом в такой пропорции, в которой достигается химическая нейтрализация или адсорбционное связывание вредных компонентов.

Среди многочисленных исходных материалов (негашеная известь, гипс, глина, песок и др.) наибольшее предпочтение отдается окиси кальция CaO (негашеной извести). При этом возбуждается экзотермическая реакция гашения извести с образованием трудно растворимого карбоната кальция, который плотной мелко-

кристаллической коркой покрывает остатки жидких нефтепродуктов. Через несколько минут жидкие нефтешламы превращаются в твердые преобразования. Чтобы твердый материал всегда оставался прочным, плохо впитывающим воду, дополнительно вводят в состав некоторое количество гипса, глины, песка. Часто для обезвреживания нефтесодержащих шламов используются препараты, в состав которых входят негашеная известь и отходы других производств.

17.5. Основные направления использования нефтеотходов в качестве вторичного сырья

Нефтяная промышленность является одним из крупных источников загрязнения ОПС. К началу XXI века в России на территории предприятий было размещено $1,14 \cdot 10^6$ т не утилизируемых нефтешламов.

В последнее время не только в научной среде, но и в Правительстве РФ стали понимать: наличие столь огромной массы опасных отходов требует принятия неотложных и технологически эффективных мер для исправления столь негативной экологической ситуации на предприятиях отрасли.

К сожалению, проблема утилизации нефтеотходов решается медленными темпами, по старинке: путем их переработки и обезвреживания методами, требующих, как правило, дополнительных затрат.

В общем случае *мероприятия системы комплексного управления отходами* в иерархическом порядке включают:

- сокращение отходов;
- повторное использование оставшейся части отходов;
- сжигание и захоронение той (экологически опасной) части отходов, которую не удалось переработать.

Из перечисленной триады мер значительно меньшее распространение получили технологии использования нефтеотходов в качестве вторичного материального ресурса.

Вместе с тем, уже накопленный опыт показывает: использование нефтеотходов в качестве сырья является одним из наиболее рациональных способов их утилизации. *С одной стороны* это позволит снизить экологическую нагрузку на ОПС (уменьшением или

ликвидацией объектов размещения нефтеотходов), с *другой* обеспечить более рациональное использование дефицитных и невозобновляемых природных ресурсов заменяя первичное сырье на вторичное.

В настоящем разделе рассмотрены *неполные направления использования нефтеотходов*. Предложена систематизация этих направлений в зависимости от происхождения состава нефтеотхода и его массовой доли в продукте.

Использование нефтешламов в дорожном строительстве. Анализ литературы показал, что одной из областей, где достаточно широко применяются нефтешламы, является дорожное строительство [106].

Одной из наиболее широких областей применения нефтешламов является *дорожное строительство*, где они используются как добавка к связующим материалам; при этом повышается качество асфальтобетонной смеси. Продукт утилизации - минеральный порошок применяется при производстве асфальтобетонных смесей, конструктивных элементов автодорог, площадок для стоянки техники, а также как строительный материал для очистных сооружений.

Нефтешламы используются в составах нефтегрунтов, цементогрунтов, асфальтобетонов, газобетонов, шламобетонов как замена или добавка к органическому связующему, улучшающая качество бетонных смесей за счет *повышения прочности, морозостойкости, водостойчивости, снижения водопоглощения, набухания и слеживаемости*.

Параллельно, применение нефтешламов в дорожном строительстве, как правило, обеспечивает *расширение сырьевой базы грунтов, снижение* энерго - и трудозатрат, уменьшение себестоимости дорожного покрытия и упрощение технологических процессов.

Первое упоминание о возможности укрепления грунтов сырыми нефтями датируется 1915 г. Уже тогда инженер К.П. Некрасов отмечал, что высокосмолистая нефть, как материал «для улучшения проезжаемости дороги имеет неоценимые качества». В 1930 г. в Бакинском районе на Карачухур - Зыхинской дороге был построен участок протяженностью 4,5 км с использованием отходов нефтяных промыслов.

При строительстве дороги Бухара-Гиждуван-Кызыл-Тепе применялась сырая нефть в смеси с битумом в соотношении 3:1 [28]. Со временем, учкизиловская нефть заменила битум, а вскоре вытеснила его полностью при устройстве черных гравийных покрытий.

Еще позже научными исследованиями и опытно-производственными испытаниями было установлено, что сырые маловязкие нефти Тюменской области содержат досрочное количество активных компонентов для сорбционного насыщения грунтов [143, 259]. Результаты исследований по укреплению глинистых грунтов сырой маловязкой нефтью также приводятся во временных указаниях по применению нефтегрунтов [15].

Проведенные исследования по укреплению грунтов, грунто-гравийных и грунтощебеночных материалов *сырыми высокосмолистыми малопарафинистыми нефтями* выявили: необходимость повышения адгезионных и когезионных свойств нефти, играющих важную роль в улучшении физико-механических свойств смесей и ускоряющих формирование нефтеминеральных «дорожных одежд» [186, 187].

Сырая нефть имеет значительно меньшую вязкость, чем битум и поэтому при обработке грунта она хорошо распределяется, пропитывая отдельные агрегаты и перемешиваясь с ними. Поэтому адсорбция активных компонентов грунтом из нефти происходит более интенсивно и полно, чем из битума, даже при меньшем ее содержании и концентрации. В связи с этим при обработке грунтов сырой нефтью обеспечивается высокая гидрофобность, но из-за малой вязкости они имеют невысокую механическую прочность.

Исследованиями также установлено, что для улучшения дорожно-строительных свойств сырой нефти (повышение вязкости нефти и прочности нефтегрунта) необходимы добавки активных веществ в виде извести или цемента. Вязкость нефти повышается также в результате испарения легких фракций под воздействием солнечной радиации.

Еще в 60-70 гг. прошлого века были проведены работы [265] по укреплению одномерных, среднезернистых и барханных песков (ранее считавшимися непригодными для укрепления) битумными эмульсиями и комплексными вяжущими - битумной эмуль-

сией с цементом, в результате было выявлено, что для укрепления песчаных грунтов можно использовать *сырую малловязкую нефть*, улучшенную структурирующими добавками.

Исследованиями также установлено, что для улучшения дорожно-строительных свойств сырой нефти (повышение вязкости нефти и прочности нефтегрунта) необходимы добавки активных веществ в виде извести или цемента. Вязкость нефти повышается также в результате испарения легких фракций под воздействием солнечной радиации.

Еще в 60-70 гг. прошлого века были проведены работы [265] по укреплению одномерных, среднезернистых и барханных песков (ранее считавшимися непригодными для укрепления) битумными эмульсиями и комплексными вяжущими - битумной эмульсией с цементом, в результате было выявлено, что для укрепления песчаных грунтов можно использовать *малловязкую нефть*, улучшенную структурирующими добавками.

В работе [265] приведены результаты исследований по укреплению лесовидных суглинков *высокосмолистой нефтью* с добавкой извести. Добавка извести в количестве 2-3% повышала адсорбционную способность к вяжущему в 1,5-1,7 раза и уменьшала водоадсорбирующую емкость гидрофобизированных грунтов более чем на 70%.

Исследования по применению *сырых маловязких нефтей* Тюменской области в качестве гидрофобизирующей добавки при укреплении грунтов цементом [233, 234] показали, что введение легкой нефти в количестве 2-3% снижает расход цемента примерно на 2%, уменьшает водопоглощение и повышает морозостойкость цементогрунта. При укреплении одномерного песка 8-12% цемента и 2-3% нефти цементогрунт соответствует II-III классам прочности. Изучена также возможность укрепления пылеватых песков в Западной Сибири *сырой маловязкой нефтью*, улучшенной цементом, известью, индено-алкилароматической смолой и концентратами сероорганических соединений [17]. В работе показано, что эффективность метода обеспечивается благодаря технологическому комплексу укрепления грунтов и использованию промышленных методов производства работ, заключающих предварительную заготовку нефтегрунта в штабель.

Нефтегрунт предварительно заготавливается при любой влажности исходных грунтов, в том числе переувлажненных, независимо от погодных условий. Через 1.0-1,5 месяца хранения важность нефтегрунтов в штабеле становится равной 9-10% и в дальнейшем малоизменяется от количества выпадающих осадков. Исследования физико-механических характеристик таких материалов (включая водно-тепловой режим) и влияние технологических процессов на свойства нефтегрунта дали удовлетворительные результаты.

Индустриальные способы производства работ по методу укрепления нефтегрунтов, применяемые в строительстве нефтепромысловых дорог, отражены в работах [100, 132].

В последней четверти прошлого века отраслевыми научными и проектными институтами страны были проведены целенаправленные исследования [5, 14, 187, 229], нефтесодержащих веществ и сырых нефтей с целью их использования для укрепления грунтов. В частности, была доказана возможность закрепления грунтов вяжущими веществами на основе продуктов углубленной нефтепереработки *для строительства линейной части трубопроводов и на площадочных и дорожных покрытиях.*

В России применение нефтегрунтов в дорожном строительстве допускается только по согласованию с органами санитарной инспекции и Минприроды России, при условии соблюдения технологических мероприятий, исключающих растекание и вымывание нефти. Поэтому, к основным факторам, препятствующим широкому внедрению нефтегрунтов в дорожное строительство, относятся не только стратегическая значимость углеводородного сырья, но и, как показывает «практика», - *сложность согласования использования нефтегрунтов с природоохранными органами.* Доводы о том, что по компонентному составу ТГ нефтегрунты идентичны обыкновенным нефтегрунтам, возможность использования которых в дорожном строительстве доказана многочисленными исследованиями и производственным опытом, упомянутыми службами часто игнорируются.

С учетом сказанного выше, приоритетным направлением экологических технологий представляется использование ТГ нефтегрунтов *при строительстве нефтепромысловых дорог и площадок.* Это позволило бы не только утилизировать продукты

аварий на нефтепромыслах, но и обеспечить ускоренное строительство подъездных путей.

Следует учитывать разные точки зрения на пригодность нефтешламов в технологических процессах дорожного строительства. Например, некоторые авторы считают, что хотя нефтяные шламы (в зависимости от времени и условий хранения) по своему внешнему виду и консистенции становятся похожими на жидкие битумы, *значительное различие фракционного и группового состава битумов и нефтешламов не позволяет последние использовать как заменитель битума* [156]. Они указывают на то, что замена жидкого битума на нефтешлам при пропитке нижних слоев дорожного покрытия приведет к значительному ухудшению качества дорожного покрытия вследствие отсутствия сцепления между частицами минеральных материалов (песок, гравий, щебень и т.п.), пропитанных нефтешламом.

Экспериментальные исследования, проведенные специалистами ОАО «Пермавтодор», опровергают последнее утверждение. Были проведены испытания материала полученного *при замене в асфальтобетонной смеси битума (или битума с адгезионной присадкой БП-3) на нефтешлам, образующийся при промысловой подготовке нефти*, представляющий собой водонефтяную, мелкодисперсную и высоковязкую эмульсию. В результате испытаний был получен материал, обладающий более высокими прочностными свойствами (как в сухом, так и в водонасыщенном состоянии) по сравнению с образцами асфальтобетонных смесей, приготовленных на основе битума с добавлением присадки БП-3.

Была исследована также возможность использования этого нефтешлама *для приготовления нефтегрунтовых смесей без использования в их составе цемента или извести*. Результаты исследований показали, что нефтегрунтовая смесь с применением нефтешлама, по сравнению со смесью, изготовленной с нефтью, имеет более высокие значения показателей *физико-химических свойств* [253]:

- механическая прочность - выше в 2,1-2,0 раза;
- водоустойчивость - выше в 2,6-4,1 раза;
- набухание - ниже в 3,0-5,3 раза (при высокой морозостойкости).

Авторы [253] предлагают расширить области применения тяжелых нефтяных остатков нефтепромыслов в дорожном строительстве путем введения активной добавки в асфальтобетонную смесь (повышение прочностных характеристик на 11 %) для устройства:

- покрытий на временных автомобильных дорогах;
- морозозащитных слоев при строительстве твердых дорожных покрытий;
- изолирующих прослоек верхних и нижних оснований под усовершенствованные облегченные и переходные типы покрытий;
- нижних слоев оснований под цементные и асфальтобетонные покрытия.

Теоретически обоснована и практически доказана современная методология применения ТГ нефтегрунтов для укрепления грунтов в площадном строительстве в криолитозоне Западной Сибири [224, 225, 256, 257]. Определены оптимальные составы компонентов смеси, обеспечивающие наивысшие физико-механические показатели нефтегрунтов, например:

- в смеси «нефтегрунт + цемент» содержание нефти составляет 6,0% при добавке цемента - 5,0%;
- в смеси «нефтегрунт + известь» оптимальное содержание нефти - 4,0% при добавке 4% извести.

Введение *неорганических добавок* извести и цемента, приводящее к образованию коагуляционно-кристаллических структур, связывает нефть в системе «грунт + нефть + добавки», увеличивая прочность и долговечность полученного материала. По своим физико-механическим свойствам новые материалы отвечают требованиям ГОСТ 30491-97 и СН 25-74, что позволяет их использовать: *для устройства оснований на дорогах высших категорий, в качестве покрытий на дорогах низших категорий и фундаментов промышленных площадок.*

Судя по работе [225] уже разработанные и апробированные производственные способы и технологии строительства оснований и покрытий из ТГ нефтегрунта *обеспечивают безопасность ОПС.* Сам процесс выполнения этих работ не требует специальной техники и может осуществляться существующими машинами

и механизмами. Подчеркивается *эколого-экономическая эффективность разработанной технологии*, обусловленная:

- утилизацией нефтегрунтов в строительных конструкциях;
- исключением трудоемких операций по очистке грунтов от нефти,
- применением местных строительных материалов (грунты, пропитанные нефтью);
- сокращением транспортных расходов;
- расширением строительного сезона и увеличением темпов строительства.

В тех же целях многими авторами разработаны различные материалы для дорожного строительства. В частности, разработан *состав нефтегрунтовой смеси* [167], исключаящий известь (или цемент), обладающий удовлетворительными физико-механическими характеристиками.

Для улучшения показателей гидроизоляционных свойств (водонасыщения, набухания, водостойкости и слеживаемости холодного песчаного асфальтобетона), для снижения энерго- и трудозатрат на его приготовления, а также для расширения сырьевой базы минеральных компонентов рекомендуется вводить в бетонную смесь нефтешлам нефтеперерабатывающего завода в количестве 1-2%. Добавление не менее 1% нефтешлама от массы сухих компонентов позволяет получить газобетон повышенной водостойкости.

Известен способ приготовления качественной асфальтобетонной смеси [263] путем добавки к битумному связующему нефтешлама с содержанием воды 8-10% (18-20% от массы битума). Разработан *состав шламобетона*, содержащий нефтешлам (продукт очистки сточных вод нефтеперерабатывающего завода) и минеральное, вяжущее в соотношении: органоминеральная смесь – 86,2-87,6% и известь (или цемент) – 12,4-14,8%.

При этом состав нефтешлама включает: не менее 70-75% минеральной составляющей (карботаты кальция и магния, гидроксиды кальция, магния, алюминия и железа); 25-30% органической части (фракции масел, смол, асфальтенов, асфальтогеновые кислоты) и воды (при соотношении органической части и воды 1:2). Шламобетон обладает повышенной водо- и морозоустойчивостью, деформативной способностью, низкой себестоимостью и

простотой изготовления. Для получения качественного шламобетона с низкими энерго и трудозатратами, невысокой себестоимости может быть также использован шлам нефтедобычи.

Шлам нефтедобычи отличается от нефтешлама нефтеперерабатывающего завода более широким диапазоном содержания компонентов: минеральных частиц - 50-75%; сырой нефти - 20-40%; воды - 5 - 10%.

Предлагается использовать нефтешлам для получения грунтобетонной смеси при добавке в грунт извести - 4-5%, нефтешлама - 2-4%, воды - 8-16%. При этом достигается повышение прочности, снижение водопоглощения и уменьшение стоимости дорожного покрытия. Для повышения водостойкости покрытия из асфальтобетонной смеси предлагается состав вяжущего при следующем массовом соотношении компонентов: битум - 3-5%, нефтяной шлам - 1-4%, минеральный материал - остальное.

Известна композиция для устройства дорожного покрытия с массовым содержанием: шлаковая пыль - 20-40%, рядовой шлаковый щебень - 15-20%, грунт - 25-30%, оксид кальция - 2-5%, оксид магния - 1-3%, нефтяной шлам - 2-4%, остальное - вода.

Разработан состав для изготовления дорожного бетона при следующих соотношениях компонентов: портландцемент - 6-14%, наполнитель - 77-79%, нефтешлам - 3-7%, остальное - вода.

Нефтешламы используются также для получения битумных вяжущих материалов методом компаундирования и окисления. При этом получается материал, близкий по показателям к нефтяным дорожным битумам (ГОСТ 22245-90). Асфальтобетоны, приготовленные на смесях гудронов (50-75%) и нефтешламов (25-30%), по физическим показателям соответствует требованиям ГОСТ 9128-97. Углеводородный конденсат (черный соляр) по своему составу подходит к летнему дизельному топливу и может использоваться как топливо или смешиваться с нефтью для дальнейшей переработки.

Использование нефтешламов в строительных материалах. Другой значимой областью использования нефтешлама в качестве сырья является изготовление строительных материалов. О возможности использования нефтешламов в производстве строительных материалов сообщается в источниках [106, 174, 208].

Наиболее широкое применение нефтешламы получили для изготовления гидроизоляционных материалов в качестве органических вяжущих веществ. Битум и нефть, традиционно используемые в качестве гидрофобных компонентов гидроизоляционных материалов, являются целевыми товарными продуктами [152, 238].

Поэтому современное направление исследований в области разработки составов и технологий производства гидроизоляционных материалов привлекательны тем, что они направлены на замену дорогостоящих и дефицитных товарных продуктов нефтеотходами. В качестве примера укажем на способ получения битумов на основе нефтяных отходов. Использование нефтеотходов позволяет не только сократить расход битума или нефти, но и получать материалы, обладающие высокими физико-механическими свойствами, позволяющими применять нефтешлам для приготовления гидроизоляционного материала в качестве мягких кровель, гидроизоляции подвальных помещений или фундаментов.

Исследованиями доказано, что использование нефтешлама позволяет на 25-33% снизить расход дефицитного битума при обеспечении высоких показателей физико-механических свойств. Помимо этого, предлагается использовать нефтешлам нефтеперерабатывающих предприятий без предварительной подготовки и в качестве влагоизолирующего состава. Такой шлам представляет собой готовую нефтеизвестковую эмульсосуспензию, состоящую из органической части (нефтепродукты, присадки и ПАВ) минеральной части (продукты реакции $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 , MnCO_3 , $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) и воды при следующем соотношении компонентов (объем %) органическая часть/минеральная часть/вода - 2,4/1,6/2,0.

Следует отметить, что данный состав небезопасен для ОПС, так как может содержать водорастворимые нефтепродукты, которые при контакте с водой будут поступать в грунтовые воды и загрязнять их. В этом отношении представляет интерес способ обезвреживания нефтеотходов, позволяющий получать продукты в форме блоков, плит, листов с последующим их использованием как конструктивных элементов при строительстве и гидроизоляции полигонов для утилизации нефте- и бытовых отходов. Спо-

соб включает введение в отходы золы уноса 10%-ной водной эмульсии *гидрофобизирующей жидкости 136-41, цемента, нефтесодержащих отходов и воды*. При этом количество нефтеотходов в составе достигает 20,8 - 41,6% по массе.

Нефтешлам может быть применен также в составе сырьевой шихты для производства легкого заполнителя (с насыпной плотностью - 366-390) кг/м и прочностью - 1,24-1,30 МПа. Шихта содержит [185] глину - 50-80% и нефтешлам - 20-50%; причем нефтешлам имеет в составе: *минеральную часть - 55-65%, органическую часть - 20-25%* и воду.

Ряд работ указывает на иное применение нефтешлама, а именно: *для получения керамзита*. При производстве керамзита, для снижения объемной плотности глин и их вспучивания, применяют различные органические добавки, например, *твердую фазу центрифугирования нефтешлама*. Помимо этого, в качестве вспучивающей добавки, при производстве керамзита, используются *масло и нефтешламы машиностроительных и нефтеперерабатывающих предприятий* [264]. Количество нефтешлама составляло 1-6% от массы глины. В результате испытаний был получен керамзит, соответствующий требованиям ТУ 21-1284739-12090. При добавлении нефтешлама в большем количестве (6- 10%) достигается снижение объемной массы керамзита, сохранение высокой прочности, уменьшение расхода топлива [255].

В настоящее время имеется достаточно примеров широкого применения нефтешлама для улучшения характеристик строительных материалов. Так, при изготовлении *минераловатных плит* он обеспечивает *гидрофобность изделий и снижение их объемной массы*. Давно известна возможность применения органической части нефтешлама, освобожденной от крупных частиц механических примесей, *в составе резиновой смеси* [190].

Известна также разработка технологии утилизации нефтеотходов установки «Альфа -Лаваль» с целью использования *нефтешламов в качестве наполнителя и смягчителя в рецептуре резиновых смесей* на основе каучуков СКИ-3 и СКД. Замена в составе смеси 5-10% технического углерода П-324 на 5-10% нефтешлама позволила *увеличить пластичность, прочность при*

растяжении, относительное удлинение при разрыве по сравнению с контрольной пробой. Производственные испытания опытных образцов *резины*, полученной с использованием нефтешлама, показали соответствие ее характеристик требованиям нормативной документации [264].

Исследована возможность утилизации и крупнотоннажного отхода нефтехимии кислого гудрона при получении битума. В ходе исследований был разработан способ получения *дорожного битума* на основе верхнего слоя прудового гудрона, представляющего легкую масляную фракцию кислого нефтепродукта. Технологический процесс переработки включает 2 стадии:

- нейтрализации кислых продуктов гидроксидом кальция с получением сульфата кальция и воды;
- последующее окисление кислородом воздуха.

Параллельно была выявлена возможность переработки по той же технологии нижнего, донного кислого гудрона в пастообразном состоянии с получением конечного продукта - битума [101].

Использование отходов очистки технических масел в геотехнике и гидротехнике. Ф.Г.Габибовым [49, 52] предложено использовать гумбрин для борьбы с силами негативного трения, возникающими в свайных фундаментах при посадке макропористых лессовых грунтов. Гумбрин, является отходом технологии очистки технических масел. То есть, в качестве фильтра для очистки масел используется бентонитовая глина, которая адсорбирует на своей поверхности вредные для технического масла компоненты. После выполнения этих функций, полученный гумбрин выбрасывается в отвалы. Этот отход в больших количествах накапливается в полигонах нефтеперерабатывающих предприятий. Технологии применения гумбрина в качестве смазки свай для снятия сил негативного трения могут быть различными. Первая технология заключается в следующем. Путем бурения изготовляют лидерную скважину на всю глубину просадочной толщи, диаметр которой равен диаметру сваи. После этого литерная скважина заполняется гумбрином, путем его засыпки в скважину. Засыпка производится до полного заполнения скважины гумбрином. После этого свая своим острием устанавливается по центру скважины на засыпанный гумбрин и производится забивка или

задавливание сваи на глубину, превышающую просадочную толщу до частичного ее внедрения в подстилающий твердый грунт. В процессе забивки или задавливания сваи от конического острия, гумбрин радиально оттесняется в стороны, сжимая макропористые стенки скважины. В результате между боковой поверхностью сваи и стенками грунтовой скважины образуется гумбриновая прослойка, имеющая низкую прочность сцепления.

Для упрощения этой технологии при низкой природной влажности лессовых грунтов перед засыпкой гумбрин в лидерную скважину ее заполняют водой для придания грунтовым стенкам скважины степени пластической консистенции.

По второй технологии, нижняя часть сваи имеет диаметр, чуть превышающий диаметр основной части сваи. Лидерную скважину изготавливают диаметром равным основной части сваи. После этого сваю забивают или задавливают в лидерную скважину. В результате после забивки или задавливания сваи грунт в стенках скважины перемещается радиально по бокам и между боковой поверхностью основной части сваи и стенками расширенной скважины образуется свободное пространство, которое сверху заполняется вязко-текучим раствором гумбрин.

Гумбрин обладает свойством даже при полном высыхании, сохраняет очень низкую силу сцепления.

Гумбрин также используется для заполнения утилизированных металлокордных покрышек от большегрузных автомобилей. Эти покрышки с гумбриновым наполнителем используются для формирования сейсмоизолирующего слоя сейсмостойких грунтовых плотин, возводимых в широких и узких створах. Динамическая жесткость сейсмоизолирующего слоя в обеих конструкциях грунтовых плотин на 70% ниже динамической жесткости местного кондиционного грунта, используемого при укладке верхних частей грунтовых плотин. Кроме этого, армированные резиновые оболочки в сейсмоизоляционных слоях указанных грунтовых плотин придают им дополнительные демпфирующие свойства [50, 51, 53].

Использование нефтешлама в нефтяной и газовой промышленности. Здесь нефтешламы могут быть использованы в процессах бурения скважин, проведения изоляционно - восстановительных работ при капитальном ремонте скважин, например, в

качестве смазочной добавки к буровым растворам вместо сырой нефти, а также входит в компоненты буровых растворов и бурении нефтяных и газовых скважин [106].

Применение нефтешлама в составе бурового раствора позволяет получить высшую устойчивость глинистых пород при контакте с фильтратом буровых растворов [209].

Разработан состав для изоляции зон поглощения и притока пластовых вод в скважину с использованием нефтешлама-кека (отхода процесса подготовки нефти), сгущенного на ленточных пресс-фильтрах. Состав включает:

- нефтешлам-кек - 25-50%;
- неионогенное поверхностно-активное вещество - 7,5-25%;
- органический растворитель - остальное.

Такой состав создает седиментационно-устойчивую тонкодисперсную эмульсионно-суспензионную систему, как в пресной, так и минерализованной воде, обладающую эффектом гидроизоляции наиболее проницаемых участков.

Использование нефтешламов в топливной промышленности в качестве сырья для получения топлива в виде мазутов или производства брикетированных топливных материалов [106]. Из отечественных наибольшее распространение получила технология переработки углеводородного слоя нефтешламонакопителей *методом компаундирования с тяжелыми углеводородными фракциями с получением котельного топлива и компонента товарной нефти*. Она позволяет получать стабильные топливные композиции с частицами водной фазы и механических примесей, равномерно диспергированных в нефтепродукте. Оптимальное соотношение смеси «нефтешлам - товарная нефть»: от 1/6 до 1/10. Использование такой технологии доводит объем вторичного использования нефтешламов - до $15 \cdot 10^3$ т/год, обеспечивая высокий экологический и экономический эффект.

Достоинством этого метода является *отсутствие вторичных отходов* и возможность использования несложного и недорогого отечественного оборудования [209]. К недостаткам следует отнести невозможность утилизации таким способом всех слоев амбара, в частности донного осадка и загрязненного нефтепродуктами грунта.

Компаудированием мазута, ректификации смеси ловушечной нефти и нефтешлама после 2-ступенчатого обезвоживания, а также смеси ловушечной нефти и нефтешлама после 3-ступенчатого обезвоживания получают *судовое высоковязкое топливо*. В составе топлива массовая доля мазута составляет 50-75%, а смесей ловушечной нефти с нефтешламом - 25-50%.

На ПО «Салаватнефтеоргсинтез» верхний слой нефтешламов (представляющий собой устойчивую эмульсию с содержанием нефтепродуктов 45-90%) было рекомендовано использовать в качестве среднекалорийного топлива в производстве керамзитового гравия или как топливо в котельных [80].

Помимо этого нефтяные шламы можно применять в качестве добавки к товарному мазуту [23], в том числе и с некоторым количеством механических примесей.

Другое перспективное направление использования нефтеотходов в топливной промышленности - это получение твердого углеводорода в виде брикетированного топлива [167].

Согласно данным, состав брикетированного топлива следующий:

- торф (с влагосодержанием - 40-50%) - 20-75%;
- древесные отходы - 10-65%;
- сланцы - 10 - 65%;
- отходы нефтеперерабатывающего производства - 5-15%.

Помимо этого для получения топлива используются жидкие отходы нефтеперерабатывающего производства, полученные в результате очистки технологических аппаратов. В состав таких отходов входят:

- нефтепродукты - 60-90%;
- механические примеси - 5-10%;
- вода - 10-20%.

Жидкие отходы имеют роль связующего компонента, а также повышают теплотехнические характеристики брикетов. Теплотворная способность брикетированного топлива не превышает 4300 ккал/кг.

Близкие теплотехнические характеристики брикетированного топлива достигаются составом, в котором вместо сланцев используется навоз, при том же количестве отходов переработки нефти или отработанных масел автопредприятий (5-15%) [244].

Более высокая теплотворная способность топливных брикетов от 4760 до 6286 ккал/кг обеспечивается увеличением содержанием в топливе жидких отходов нефтепереработки до 15-20%.

Заметим, что аналог подобного состава топлива уже был известен давно [234]. Кроме нефтешлама в состав топлива могут входить: технический углерод - 10-20% и древесные отходы. Высококачественное брикетирование также может быть получено путем применения измельченного углеродистого материала (угля, кокса, сажи и т.д.) в композиции с органическими связующими - отходами производства нефтяных масел (с содержанием воды 7-30%). Массовое соотношение углеродистого материала к отходам: от 10/1 до 1/2 [23].

Такое топливо обладает достаточно высокими эксплуатационными характеристиками:

- механической прочностью на сжатие - 7,0- 3,5 кг/см²;
- прочностью на сбрасывание - 70,9%;
- достижению высшей теплотворной способности - 8180 ккал/кг.

По своим характеристикам такое твёрдое топливо сопоставимо с топливными брикетами на основе битумного связующего, но отличается повышенным (в 1,1 - 8,3 раза) расходом нефтеотходов.

Для увеличения механической прочности и термической устойчивости предложено в состав брикетированного топлива с углем добавлять отходы производства нефтяных масел, нейтрализованные кальцийсодержащим материалом (с зольностью - 26-28 %) в количестве - 14,4-22,0 %. Полученные брикеты имеют высокую теплоту сгорания - 8224 ккал/кг при использовании антрацита и 7914 ккал/кг при применении угольного концентрата [142]. С экологической точки зрения недостатками такого вида топлива является:

- высокая зольность - 26 - 28%;
- высокое содержание в продуктах горения диоксида серы (6,4%) и сероводорода (0,8%).

Еще одним возможным направлением использования верхней, плавающей части и донного осадка нефтешламов [156], является сырьё для пирометаллургии. Это связано с наличием в них таких элементов, как ванадий, никель, литий, стронций, бор, гер-

маний, скандий и др. в количествах, зачастую превышающих концентрации содержания их в рудах [151].

Добавление нефтешлама в состав смесей позволяет получать качественную продукцию, удовлетворяющую требованиям нормативных документов, а также улучшать некоторые физико-механические их характеристики (табл. 52).

По массовой доле использования нефтешлама в продукте выделяются:

- производство шламобетона - до 87%;
- применение в качестве гидроизолирующего состава - 100%;
- производство битума из кислых гудронов - 100%.

Минимальное количество нефтешлама (1-2%) используется в дорожном строительстве при получении асфальто- и газобетона.

Выбор области применения нефтешлама определяется:

- технологическими, техническими, техническими и санитарно-гигиеническими требованиями изготавливаемой продукции;
- эксплуатационными требованиями к сырью.

Пригодность нефтеотходов в качестве ТГ сырья должна определяться их происхождением, составом и свойствами. Физико-химические свойства нефтешламов зависят, как правило, от факторов:

- фракционного и группового состава органической составляющей;
- соотношения в отходе органики, механических примесей, воды и других компонентов.

В табл. 53 представлены результаты анализа литературных источников, систематизированных по областям применения нефтеотходов (в зависимости от происхождения и состава нефтешламов).

Анализ данных табл. 53 свидетельствует о том, что для дорожного строительства и производства керамических материалов могут использоваться нефтешламы, образующиеся как в процессах добычи, так и переработки нефти. В составе асфальтобетонных смесей нефтешлам служит добавкой к битумному связующему и состоит из нефтепродуктов, адсорбированных на поверхности частиц механических примесей. Поэтому состав

нефтешламов, применяемых в дорожном строительстве, отличается:

Таблица 52

Характеристики основных направлений использования нефтеотходов в качестве вторичного сырья

Отрасль промышленности	Вид использования	Количество нефтешла-ма, масс. %	Происхождение нефтешлама	Технический результат применения
{1} Дорожное строительство	1.1. Асфальтобетон	1-2	Нефтешлам НПЗ, нефтедобычи	Повышение механической прочности, водостойкости, морозостойкости. Понижение набухания и слеживаемости
	1.2. Газобетон	1	Нефтешлам	
	1.3. Шламобетон	86-87	Нефтешлам НПЗ, шлам нефтедобычи	
	1.4. Нефтегрунт	95-96	Техногенный нефтегрунт	
{2} Строительные материалы	2.1. Гидроизоляционный материал для мягкой кровли		Нефтешлам	Снижение температуры и времени перемешивания смеси
	2.2. Кровельная и гидроизоляционная мастика	30-50	Нефтешлам от регенерации отработанных масел	Снижение расхода битума
	2.3. Гидроизолирующий состав	100	Нефтешлам НПЗ	Отсутствие предварительной подготовки отхода
	2.4. Легкий заполнитель	20-50	Нефтешлам	Уменьшение насыпной плотности
	2.5. Керамзит	6-10	Нефтешлам	Снижение объемной массы и расхода топлива
		1-6	Нефтешлам НПЗ	
	2.6. Кирпич	10-12	Нефтешлам	Увеличение механической прочности, морозостойкости, пористости
	2.7. Резиновая смесь	5-10	Нефтешлам НПЗ	Увеличение пластичности, прочности, относительного удлинения
2.8. Битум	100	Кислый гудрон	Расширение сырьевой базы	
{3} Нефтяная и газовая промышленность	3.1. Изоляционный состав, буровой раствор	25-50	Нефтешлам как отход от процесса подготовки нефти	Повышение гидроизоляции
{4} Топливная индустрия	4.1. Котельное топливо	9-14	Верхняя часть нефтешламового амбара	Снижение потребления Товарной нефти
	4.2. Судовое топливо	25-50	Смесь ловушечной нефти и нефтешлама после 2-ой и 3-ей ступеней обезвоживания	Снижение расхода товарного мазута
	4.3. Брикетированное топливо	5-20	Жидкие нефте- отходы НПЗ	Повышение тепло-творной способности, механической прочности, термоустойчивости
9-67		Отходы производства нефтяных масел		

- значимым количеством минеральных примесей - 50-87%;
- относительно малым содержанием органической части - в среднем 15%;
- невысокой влажностью - 5-20%.

Специфика нефтешламов, применяемых в отрасли строительных материалов, определяется видом выпускаемой продукции (кирпич, керамзит, заполнители, резиновые смеси) и ролью нефтешламов в технологическом процессе (выгорающая добавка или смягчитель).

Таблица 53

Области применения нефтеотходов в зависимости от природы происхождения и состава нефтешлама

Область применения	Вид нефтеотхода	Состав нефтеотхода, %		
		Органическая часть	Минеральная часть	Вода
<i>Дорожное строительство</i>	Нефтешлам НПЗ	8-10	70-75	17-20
	Шлам нефтедобычи	20-40	50-75	5-10
	Шлам нефтедобычи	6-7	84-87	7-9
	Среднее значение	15,7	73,0	11,3
<i>Строительные материалы (керамзит, кирпич, заполнитель, резиновая смесь)</i>	Нефтешлам сгущенный	20-25	55-65	10-25
	Масло- и нефтешлам НПЗ	13-28	59-77	10-22
	Нефтешлам с установки "Альфа-Лаваль"	13-18	59-77	11-22
	Среднее значение	19,0	65,0	16,0
<i>Гидроизоляционные материалы</i>	Нефтешлам НПЗ	40	27	33
	Шлам от регенерации отработанных масел	65	20	15
	Среднее значение	52,5	23,5	24,0
<i>Производство битума</i>	Верхний слой накопителя кислого гудрона	9-15	65-78	11-26
	Донный кислый гудрон	20-26	54-69	18-20
	Среднее значение	17,5	63,7	18,8
<i>Топливная индустрия</i>	Жидкие отходы НПЗ	60-90	5-10	10-20
	Отходы производства нефтяных масел	77-90	10-14	4-7
	Среднее значение	80	10	10

Усредненные показатели составов нефтешламов характеризуются:

- незначительной долей органических соединений - 19% и воды - 16%;
- большим количеством механических примесей - 65%.

При изготовлении гидроизоляционных материалов также используются нефтешламы различного происхождения: отходы

НПЗ, шламы от регенерации отработанных масел. Отличительной особенностью применяемых в отрасли нефтешламов является:

- значительное содержание нефтепродуктов - от 40 до 65%;
- относительно низкое количество механических примесей - в среднем 23% и воды - 24%.

Использование в составах гидроизоляционных смесей нефтеотходов с высоким содержанием органики обусловлено тем, что они служат не добавкой, а заменой органических связующих компонентов. Поэтому состав и свойства нефтеотходов должны строго соответствовать требованиям, предъявляемым к связующим компонентам.

Использование нефтеотходов в топливной индустрии в качестве добавки или связующих к другим компонентам топлива не должно снижать теплотворную способность топлива и(или) повышать его зольность. Поэтому состав используемых в отрасли нефтеотходов должен отвечать следующим требованиям:

- высоким содержанием органической составляющей - 60-90%;
- низкой влажностью в среднем 10%;
- незначительным количеством механических примесей-5-14%.

На основе анализа данных табл. 53 можно сделать вывод о том, что в зависимости от увеличения содержания органической части в составе нефтеотходов, рассмотренные области применения их можно выстроить в следующий иерархический ряд: дорожное строительство → производство битума → строительные материалы → гидроизоляционные материалы → топливная индустрия.

Главным недостатком нефтеотходов как ТГ сырья, является нестабильность во времени, а также неоднородность состава, обусловленные условиями их образования и хранения.

Состав и свойства нефтеотходов прямо зависят от технологического процесса и применяемого оборудования при добыче, подготовке и переработке нефти. Понятно, что условия и продолжительность хранения в значительной степени влияют на структуру нефтеотходов.

Сложившаяся практика обращения с нефтеотходами ограничивается сбором всех видов отходов, независимо от агрегатного состояния, состава, свойств и совместным размещением на временных объектах. При длительном пребывании в открытых амба-

рах - накопителях происходит расслоение шламов на 3 качественно различных слоя:

- *верхний* - устойчивая эмульсия;
- *средний* - вода;
- *нижний* - механические примеси с необратимо адсорбированными нефтепродуктами.

Помимо расслаивания, под воздействием атмосферных осадков и различных физико-химических процессов, происходят необратимые изменения структуры нефтешлама.

Существующие технологии утилизации нефтеотходов, в основном, направлены на переработку или обезвреживание накопленных нефтешламов за длительное время эксплуатации нефтепромыслов и нефтеперерабатывающих предприятий на объектах временного размещения. При утилизации отходов из нефтешламовых амбаров необходимо разделение массы отходов на потоки с применением различных технологических методов для каждого вида отходов. Все это затрудняет использование нефтешламов без предварительной подготовки в качестве вторичного сырья и усложняет технологию их переработки.

Следовательно, для повышения эффективности системы обращения с нефтеотходами *необходимы отдельный сбор, складирование, хранение и утилизация качественно отличающихся потоков.*

Формирование потоков нефтеотходов с заданными свойствами, отвечающими целям рециклинга - наиболее эффективное мероприятие в системе управления нефтеотходами. Практическая реализация технических решений по использованию нефтеотходов позволит решить две важные *инженерно-экологические задачи:*

- снизить экологическую нагрузку на ОПС за счет уменьшения (или ликвидации) объектов размещения нефтеотходов;
- обеспечить более рациональное использование невозобновляемых природных ресурсов, используя для этого многочисленные технологии замены первичного сырья на вторичное, получаемого из нефтеотходов.

Добавление нефтеотходов в состав материалов позволяет улучшить их некоторые физико-механические характеристики и получить продукты, обладающие высокими потребительскими

свойствами, удовлетворяющими требованиям нормативных документов.

Сравнительная оценка областей применения нефтеотходов в зависимости от доли нефтешламов в продукте показала, что эта доля существенно меняется (от 1 до 100%) и зависит от вида выпускаемой продукции.

К наиболее емким производствам, если исходить из относительного количества использования нефтеотходов в конечном продукте, относятся те, что связаны с получением: нефтегрунтов, шлакобетона, гидроизоляционных материалов и топливного сырья.

Установлено, что основным критерием пригодности нефтеотходов для различных отраслей промышленности в качестве ТГ сырья является состав отходов, обусловленный их происхождением. Наиболее изучены пути утилизации нефтешламов от процессов нефтепереработки, в значительно меньшей степени — от нефтепромыслов. Рассмотренные направления утилизации по возрастанию органической части в составе нефтеотходов можно расположить в следующий иерархический ряд:

- дорожное строительство;
- производство битума;
- строительные материалы (керамзит, кирпич, заполнители, резины);
- гидроизоляционные материалы;
- топливная индустрия.

Предложенная систематизация направлений утилизации отходов на предприятиях нефтяной промышленности (в зависимости от происхождения, состава нефтешламов и его доли в продукте) является основой для выбора конкретной области применения различных видов нефтеотходов.

ГЛАВА XVIII. СИСТЕМНЫЙ АНАЛИЗ СОВРЕМЕННЫХ ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ И ИННОВАЦИЙ ПО ОЧИСТКЕ ПОЧВ, ГРУНТОВ, ГРУНТОВЫХ ВОД И РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ В НЕФТЯНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

18.1 Системный анализ инноваций по очистке почвогрунтов от нефти и нефтепродуктов и рекультивации земель, основанных на физических методах

Д.А. Горюновым, Т.А. Хасановым и др. в Киргизской Республике разработан способ очистки грунта от нефтепродуктов и устройство для его осуществления [71]. Существующие метод и устройство [114] для очистки грунта от нефти и нефтепродуктов не позволяли очищать замазученный грунт.

Разработанное устройство для очистки грунта от нефтепродуктов (рис.55) состоит из рамы 1, емкости 2, топки (газовой горелки) 3, бункера 4, мешалки 5, емкости 6 подогрева резервной воды, перепускного трубопровода 7 горячей воды с электропроводной задвижкой 8, отгрузочного транспортеры 9, нефтеотборных трубопроводов 10, емкости 11 сбора нефти (нефтепродуктов), насоса 12 откачки нефти, трубопроводов 13 промывки раствора горячей водой, насоса 14 промывки раствора, шибера 15. На раме 16 смонтирован загрузочный транспортер 17, который располагается над тонкой печи 18 подогрева грунта.

Способ очистки замазученного грунта с помощью указанного устройства осуществляется следующим образом.

Емкости 2 и 6 разделены, в них заливается вода, включается топка 3, и вода разогревается до 70-90°C. В осенне-зимнее время заливается водой и разжигается печь 18 подогрева грунта. С помощью ковшового экскаватора снимается слой замазученного грунта, грузится на самосвал и подвозится к загрузочному транспортеру 17. Включается в работу мешалка 5 и насос 14 системы промывки раствора, который подает горячую промывочную воду из емкости 6 через отверстия трубопроводов 13 в емкость 2. После этого замазученный грунт из кузова самосвала порциями по 2-2,5 т сгружается на загрузочный транспортер 17, который подается в горячую воду в бункер 4, расположенный в емкости 2, на лопасти

мешалки 5. Производят интенсивное перемешивание, растворение комков замазученного грунта и промывку раствора струями горячей воды из отверстий трубопровода 13 в течение 1-2 минут. Затем процесс перемешивания и промывки раствора останавливают и дают 5-7 минут для отстоя раствора при остановленном грузочном транспортёре 17 и закрытом шибере 15 (рис. 55, б). При этом в растворе происходит разделение песка и нефти (нефтепродукта), более легкая по удельному весу нефть всплывает на поверхность раствора и через щели в корпусе бункера 4 (не показаны) попадает в два трубопровода 10 (рис. 55, б), откуда стекает самотеком в емкость 11 сбора нефти и откачивается насосом 12, через счетчик в систему сбора и подготовки нефти. Более тяжелый по удельному весу очищенный песок оседает на дно бункера 4, на закрытый шибер 15, который после накопления чистого песка открывается гидроприводом (не показан). Транспортёр 9, при включении в работу выносит влажный чистый песок и отгружает его в кузов самосвала для вывоза на то место, откуда был снят замазученный грунт. Далее после подсыхания грунта он разравнивается на поверхности ковшом экскаватора. Потеря воды из емкости 2 компенсируется подачей горячей воды из емкости 6 через трубопровод 7 открытием электроприводной задвижки 8. А потери тепла в емкостях 2 и 6 постоянно компенсируются подогревом от топки 3. В осенне-зимнее время емкость 2 накрывается съёмной крышкой (не показана).

Д.И. Фозекош, В.С. Михайлов и Ю.В. Масленников разработали способ очистки почвы от нефтяных загрязнений и систему (устройство) для его осуществления [240]. По этому способу воду для промывки загрязнённой почвы подают под давлением в подпочвенный слой, а образующуюся нефтеводную смесь удаляют путем отсасывания ее в направлении, обратной подаче воды.

Устройство для очистки почвы от нефтяных загрязнений 1 состоит от нефтесборщика 2, жестко закрепленного на стреле манипулятора 3 машины и для сбора нефтяных загрязнений. Нефтесборщик (рис. 56, б) содержит кожух 5, коллектор 6, подводящий чистую воду из емкости 7 к напорным трубам-штырям 8. За счет вакуума, создаваемого в трубах-штырях 9, растворенная подаваемой водой нефть, отсасывается в вакуумный сборник 10. Чистая

вода к нефтесборщику подается по шлангу 11, а водонефтяная эмульсия отсасывается по шлангу 12.

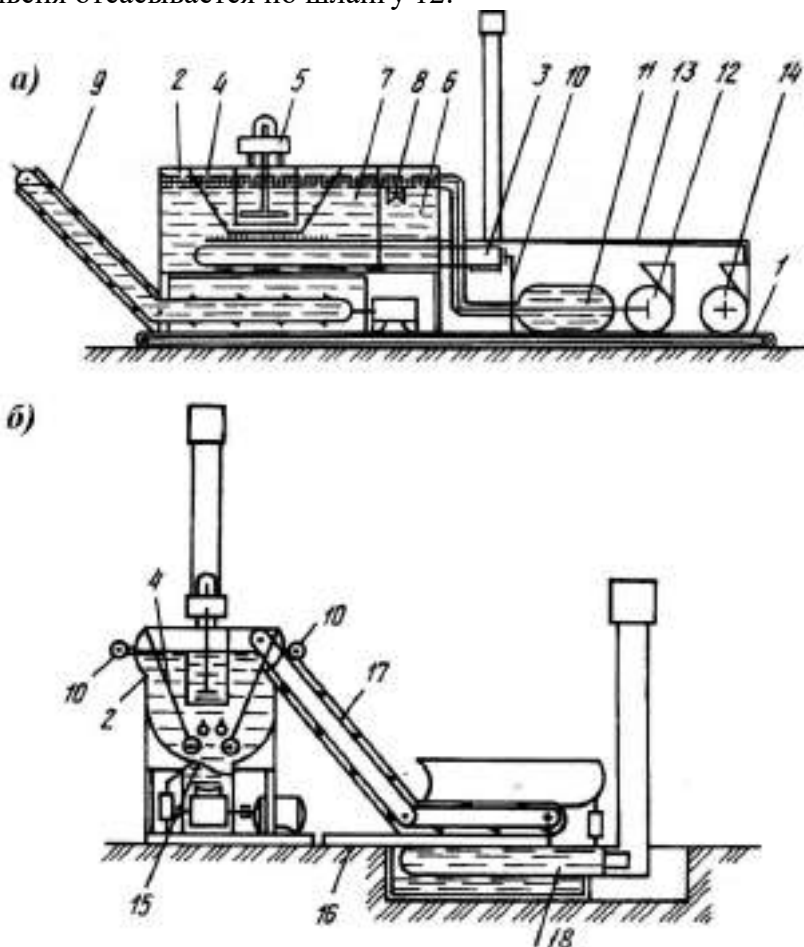


Рис.55. Устройство для очистки загрязненных грунтов от нефтепродуктов (патент №2027825):
а) продольный разрез; б) поперечный разрез

Подачу воды в загрязненный нефтью слой почвы и удаление смеси осуществляют одновременно.

На рис. 56 показана схема и устройство для очистки почвы от нефтяных загрязнений по патенту РФ №2061144.

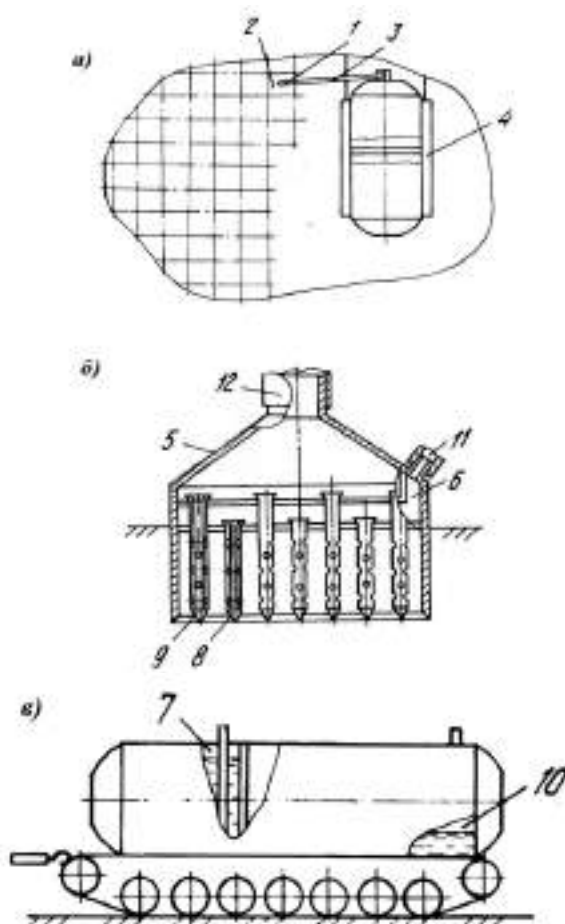


Рис.56. Система очистки почвы от нефтяных загрязнений (патент РФ № 2061144): а) схема очистки участка почвы от нефтяных загрязнений; б) продольное сечение нефтесборщика; в) машина для сбора нефтяных загрязнений

Очистка почвы от нефтяных загрязнений на заболоченных участках производится в следующей последовательности.

Машина 4 для сбора нефтяных загрязнений въезжает на очищаемый от нефтяных загрязнений участок. Рабочий, производящий очистку, устанавливает нефтесборщик 2 на загрязненный нефтью участок. С помощью манипулятора 3 кожух 5 вместе с трубами-штырями 8 и 9 вдавливается в слой загрязненной почвы. В коллектор 6 подается чистая вода, которая затем поступает в трубки-штыри 8, через отверстия которых струями подается в

почву, растворяет нефть на всю глубину слоя от трубок-штырей 8 до трубок-штырей 9. Нефтеводная эмульсия отсасывается в вакуумный сборник 10. Затем нефтесборщик 2 извлекается из очищенного квадрата участка почвы и переносится на рядом расположенный загрязненный квадрат участка почвы. Аналогично производится очистка от нефтяных загрязнений других квадратов загрязненного участка почвы. После заполнения емкости машина 4 отвозит накопленную водно-нефтяную эмульсию на технологический комплекс для утилизации.

А.М. Сафаров, Г.Ф. Шайдулина, Г.Г. Митусова и А.Р. Мутамдинова разработали способ очистки нефтезагрязненного грунта [196]. При реализации этого способа сооружают сетку нагнетательных скважин. Нагнетательные скважины выполняют глубиной ниже залегания загрязненного грунта. Сооружают сетку откачивающих скважин, которые располагают в шахматном порядке относительно нагнетательных скважин. Подают через нагнетательные скважины жидкость для очистки и диоксид углерода. Откачивают и разделяют водонефтяную эмульсию. Затем возвращают условно очищенную воду в технологический цикл. В качестве жидкости для очистки используют карбонизированную воду.

При контакте карбонизированной воды с нефтеуглеродами молекулы CO_2 диффундируют, разрыхляя пленки тяжелых углеводородов на поверхности частиц грунта, делают их подвижными, что приводит к более эффективной очистке грунтов. Воду после промывки грунтов через откачивающие скважины откачивают на поверхность и подают в сепаратор. Углекислый газ возвращают в блок подготовки воды.

Водонефтяную эмульсию направляют в систему прудов-отстойников, откуда, после отделения пленочных и эмульсированных нефтепродуктов и механической взвеси, условно очищенную воду возвращают в технологический цикл. Для ускорения разделения эмульсии в первый отстойник через распределительные решетки подают углекислый газ. Углекислый газ, присутствующий в промывных водах, способствует лучшему разделению водонефтяной эмульсии, выполняя роль флотатора для углеводородных частиц.

Оценку эффективности применения карбонизированной воды и углекислого газа для извлечения нефтепродуктов из нефтеза-

грязненных грунтов проводили по результатам выделения свободных нефтеуглеводородов из порового пространства грунта и доотмыва от нефтепродуктов, сорбированных дисперсной фракцией грунта. Установлено, что использование карбонизированной воды увеличивает эффективность доотмыва нефтеуглеводородов, образующих пленку на поверхности твердых частиц грунта на 7-10%, по сравнению с приходной водой. Установлено, что пропускание углекислого газа через водонефтяную эмульсию, получаемую в результате промывки грунта, в 60 раз увеличивает скорость ее расщепления.

Устройство для очистки грунтов и почв от нефти и нефтепродуктов, предложенное А.В. Аевым, С.В. Воронковой и В.О. Рожковым [4] состоит (рис. 57) из приемной емкости 1 для размещения поступающего загрязненного грунта и почвы подогретой водой и получения разжиженной массы; насоса-перемешивателя 2 приемной емкости; центробежного шламового насоса 3 приемной емкости, оснащенного приемной корзиной для крупных включений; эжектора-гидросмесителя 5, выполненного с возможностью смешивания разжиженной массы с горячей водой в турбулентном режиме; трубопровода 6 подачи разжиженной массы в эжектор-гидросмеситель из приемной емкости для размешивания; многофункциональной емкости 7 для разделения жидкости на воду и нефтепродукты; входного центробежного шламового насоса 8; трубопровода 9 для подачи воды из многофункциональной емкости в центробежный шламовый насос; трубопровода 10 подачи воды из центробежного шламового насоса в эжектор-гидросмеситель; выходного центробежного шламового насоса 11; трубопровода 12 подачи воды из эжектора-гидросмесителя в выходной центробежный шламовый насос; трубопровода 13 подачи разжиженной массы от выходного центробежного шламового насоса в гидроциклон; гидроциклона 14, выполненного с возможностью разделения разжиженной массы на твердую и жидкую фазы; вибросита 15, выполненного с возможностью отбора остатков жидкости из твердой фазы и отделения твердой фазы, соединенного с выходным патрубком гидроциклона лотком подачи твердой фазы из гидроциклона; трубопровода 16 подачи жидкой фазы из гидроциклона в многофункциональную емкость; трубопровода 17 подачи остатков жидкости от вибросита в многофункциональную

емкость; трубопровода 18 подачи жидкости из многофункциональной емкости в приемную емкость через входной центробежный шламовый насос.

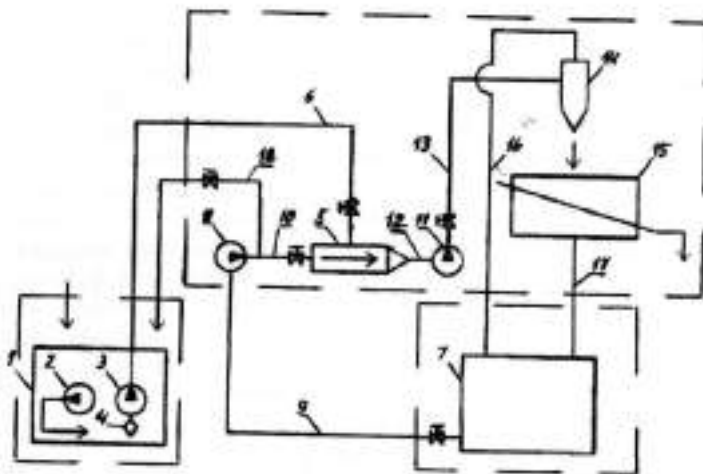


Рис. 57. Функциональная схема устройства для очистки грунтов и почв от нефти и нефтепродуктов (патент РФ №2593386)

Данное устройство для очистки грунтов и почв от нефти и нефтепродуктов следующим образом.

На стадии предварительной подготовки очищаемый материал загружают в приемную емкость 1 для размешивания поступающего загрязненного грунта с подогретой до 30-80°C водой центробежным шламовым насосом 2. Крупные механические примеси, которые не возможно размыть, омываются снаружи потоками жидкости и задерживаются в приемной емкости корзиной 4 для защиты последующего оборудования от крупных включений, которая оснащена шламовым насосом 3, который подает с помощью трубопровода 6 разжиженную массу с включениями менее 6 мм в эжектор-гидросмеситель 5.

На стадии очистки, одновременно с подачей разжиженной массы шламовым насосом 3 в эжектор-гидросмеситель 5, вода из многофункциональной емкости 7 подается входным центробежным шламовым насосом по трубопроводу 9 в эжектор-гидросмеситель 5, где происходит отмыв твердых частичек разжиженной массы в турбулентном потоке жидкости.

Из эжектора-гидросмесителя 5 разжиженная масса с помощью выходного центробежного насоса 11 попадает в гидроциклон 14, в котором происходит процесс разделения жидкой и твердой фаз. Из исходящей из гидроциклона 14 твердой фазы на вибросите 15 удаляются остатки жидкой фазы.

Отделенная жидкая фаза, смешенная с нефтепродуктами, поступает через трубопроводы 16 и 17 в многофункциональную емкость 7, где происходит разделение воды от нефтепродуктов. Полученная очищенная вода затем возвращается в цикл очистки, а нефтепродукты отгружаются.

С.Я. Трофимов разработал способ очистки заболоченных почв от нефтяных загрязнений [232]. Указанный способ осуществляется следующим образом.

Сначала определяют место заболоченной почвы, загрязненной нефтью, локализуют участок для очистки путем установки водопроницаемой рамы с последующим ее заглублением и заполняют замкнутое пространство водой. Затем осуществляют механическое удаление загрязнений, причем проводят его одновременно с заполнением водой огороженного пространства сразу после всплытия загрязнений на поверхность воды с помощью приспособлений для сбора нефтепродуктов. Заполнение водой осуществляется путем подачи воды струей под повышенным давлением. Воду для струйной подачи подогревают до 30-40°C.

После удаления нефтяных загрязнений ограждение переносится на соседний участок со смежной стороной и процедура повторяется.

Данный способ может эффективно применяться на болотных почвах с высоким уровнем грунтовых вод, что характерно для большей части Западной Сибири и Севера Европейской части России.

Интересные способы очистки заболоченных участков от нефти и нефтепродуктов предложены в МЧС России, автором которых является А.Б. Курченко [137, 138].

По первому из этих способов [137] заболоченную площадь, залитую нефтью при аварии (рис. 58, а), разбивают на секции 1 с помощью песчаных дамб 2. Длину и ширину секции определяют удобством выполнения последующих работ.

Вдоль дамб 2 роют траншеи 3 глубиной 1 м и более для сбора нефти и нефтяного шлама. Первый этап очистки от основных компонентов нефти осуществляется предпочтительно в летний период. По обеим сторонам секции 1 на дамбах 2 находятся два тяговых механизма 4 – тракторы с установленными на них лебедками 5, которые через тросовое сцепное устройство 6 соединяются с плавучим скребком 7. Скребок 7 выполнен в виде трубы или соединения труб с герметично закрытыми концами. Заглубление скребка 7 в нефтяной слой осуществляют путем увеличения его веса заполнением объема жидкостью или сыпучим материалом через заглушку 8. При помощи лебедок 5 скребок 7 перемещают от одной траншеи к другой. Захваченная скребком 7 нефть транспортируется в траншею 3. Затем оба тяговых механизма 4 передвигаются по дамбам 2 в одну и ту же сторону на расстояние, равное примерно половине длины скребка 7, и процесс повторяется.

Очистка участка 1 производится до тех пор, пока с поверхности не будет удалена вся нефть, которая может быть собрана скребком 7. Из траншеи 2 собранную нефть перевозят в котлован временного хранения для последующей переработки. После окончания первого этапа на поверхности болота остаются остатки нефти и загрязненные растительные остатки.

В течение этого же летне-осеннего периода проводят второй этап очистки болота от остаточных компонентов нефти. Для этого участок 1 омывают водой под давлением из мобильных высокопроизводительных насосов, создавая поток по направлению к траншее 3. Смытые остаточные нефтяные загрязнения с водным потоком транспортируются в траншею 3, откуда выводятся в места временной хранения для последующего разделения нефти и воды и переработки нефтяного шлама. В случае необходимости поперек участка могут быть установлены боковые ограждения для создания водного потока большой мощности.

В зимний период болото промерзает на глубину несколько десятков сантиметров, а загрязненная нефтью почва остается незамороженной, оставшаяся на поверхности нефть становится густой. Третий этап очистки осуществляется в начале зимы или весной после стаивания снега.

Технологическая схема третьего этапа окончательной очистки участка от загрязненных растительных остатков и почвенно-

растительного слоя аналогична схеме очистки от основных нефтяных компонентов отличается тем, что вместо плавучего скребка 7 (рис. 58,а) используют нож-скребок.

Нож-скребок (рис. 58,б) установлен на полозья 9, рабочий орган выполнен в виде двух скрепленных между собой ножей 10. По обеим сторонам рабочего органа для удержания шлама при транспортировке выполнены ограждения 11.

При помощи лебедок нож-скребок перемещают от одной траншеи к другой. Очистку ведут до полного удаления загрязненного почвенно-растительного слоя. Собранный нефтяной шлам вывозят для последующей переработки.

Для удаления загрязненного слоя при сильно замерзшем болоте (глубина промерзания 70-90 см) окончательную очистку можно производить болотным бульдозером с низким удельным давлением на поверхность участка.

По второму способу очистки уже топких болот и заболоченных участков от нефти и нефтепродуктов [138], очистку осуществляют в зимний период при замерзшем болоте.

Указанная технология применяется в основном на топких болотах, куда специальная техника пройти не может. Предварительно дожидаются проморозки болота при отрицательных температурах на глубину ниже уровня загрязнения путем периодической очистки его от снега. Удаление загрязненного почвенно-растительного слоя осуществляют путем выпиливания фрагментов содержащих замазученый поверхностный слой и нижележащий незагрязненный слой земли, с последующим вывозом отпиленных фрагментов к месту переработки.

Таким образом, указанный способ позволяет полностью очистить заболоченный участок от нефти. Очистка заболоченного участка в зимний период до весеннего паводка позволяет исключить попадание нефтяного загрязнения в водные объекты. Кроме того, длительный зимний период на крайнем Севере России позволяет осуществлять эффективную очистку больших площадей.

В настоящее время весьма актуальной является проблема защиты территорий нефтеобъектов от загрязнений при аварийном разливе нефти. Как известно нефтеобъекты, обеспечивают развозку, разработку, транспортировку и использование нефти в различных отраслях промышленности.

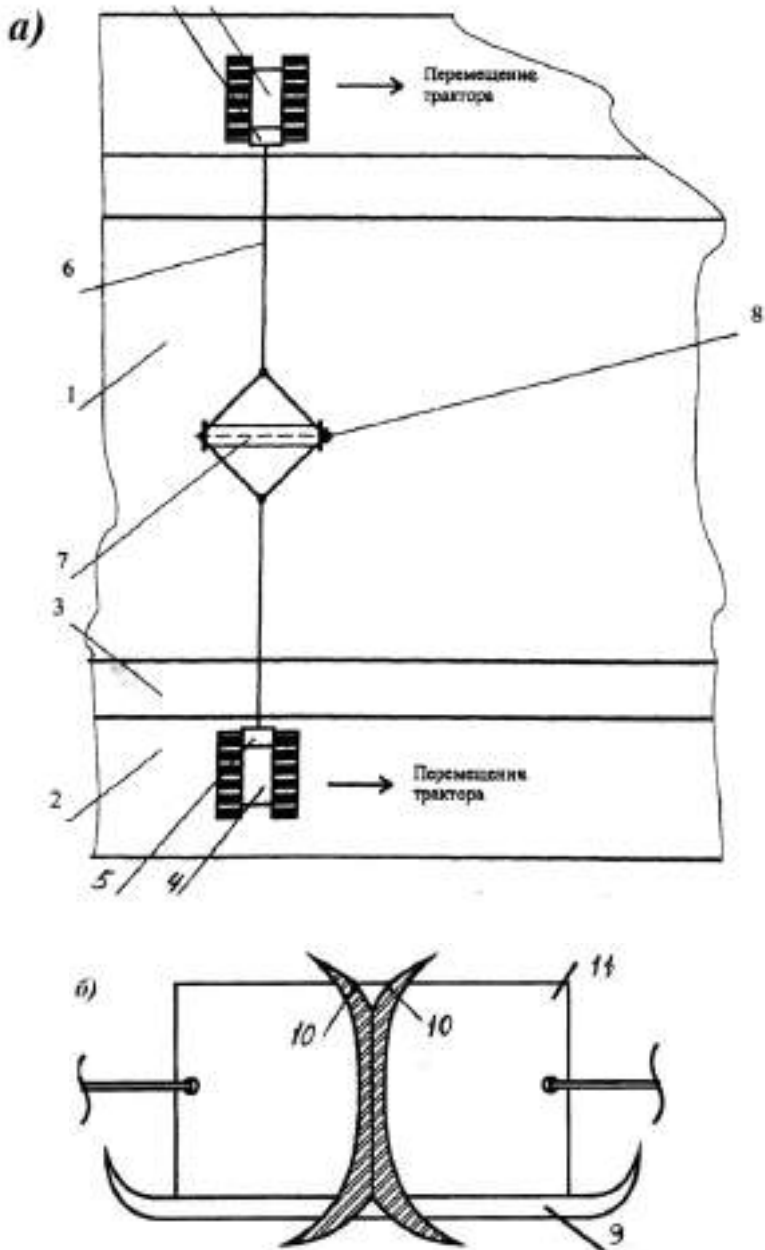


Рис.58. Способ очистки участка болота от нефти и нефтепродуктов (патент РФ №2217551) а) схема очистки заболоченного участка; б) нож-скребок (продольный разрез)

В стандартных нефтеобъектах (нефтебазах), включающих расположенные в пределах одной огражденной территории сооружения и установки для работы с нефтью, защита от разливов нефти осуществляется аварийной емкостью, образованную ограждающим сооружением [202].

Защитная система стандартных нефтеобъектов имеет заметные недостатки:

- аварийную емкость чаще всего образуют грунтовыми защитными сооружениями (дамбами), которые из-за проницаемости их тела и основания не могут надежно предотвратить загрязнение прилегающих к нефтеобъекту грунтовых участков при аварийном разливе нефти и нефтепродуктов [221];

- разлитая нефть (нефтепродукт) в объеме, существенно меньше расчетного, растекаясь вовлекает в работу и загрязняет грунт практически на всей площади аварийной емкости, что обуславливает большой объем работ по очистке грунтовых участков внутри нефтеобъекта при ликвидации последствий аварийного разлива нефти и нефтепродуктов;

- нефтеобъект чаще всего включает сооружения улавливания и утилизации нефти (нефтеловушки, пруды отстойники, резервуары сбора утечек и другие), которые сами часто являются источниками загрязнения прилегающих к ним грунтовых участков.

В.П. Ягин, В.М. Руднов, В.А. Вайкум и Е.П. Черепанов предложили нефтеобъект с повышенной надежностью предотвращения загрязнения прилегающих грунтовых участков и меньшим объемом работ по очистке от загрязнений грунтовых участков, находящихся в пределах территории нефтеобъекта [261].

Нефтеобъект содержит расположенные в пределах одной огражденной территории сооружения и установки основной операции с нефтью или нефтепродуктами, аварийную емкость, образованную ограждающим сооружением, канаву, выполненную по периметру территории между ее ограждением и аварийной емкостью, вплотную примыкающую по длине к огражденному сооружению аварийной емкости и гидравлически сообщенную с водоносным слоем в основании, и средство для подачи воды в канаву. Откосы канавы образованы, по меньшей мере, со стороны аварийной емкости верхней частью ее ограждающего сооружения, а с другой стороны - верхней частью насыпи, преимущественно до-

рожной. Аварийная емкость по длине разделена перегородками на секции, а канава на участки, причем отметка гребня перегородки ниже отметки гребня ограждающего сооружения, образующего прилегающие к ней секции, а длина участка канавы равна длине соответствующей ей секции аварийной емкости. Аварийная емкость в плане имеет вытянутую вдоль ограждения форму, а в пределах ее секции могут быть расположены сооружения улавливания и утилизации нефти или нефтепродукта.

Рассмотрим работу нефтеобъекта в трех вариантах.

По первому варианту рассматривается нефтеобъект в виде кустовой площадки (рис. 59), расположенной на заболоченной территории. Нефтеобъект включает скважины 1, пробуренные и обустроенные для извлечения нефти из разрабатываемой залежи, и скважину 2, пробуренную для водоснабжения. Центральная часть территории кустовой площадки покрыта подушкой 3, отсыпанной из качественного грунта толщиной 1-2 м, а вся территория кустовой площадки ограждена дорожной насыпью 4, вдоль которой со стороны кустовой площадки выполнен земляной вал 5, который расположен в непосредственной близости к дорожной насыпи 4 и образует с ней канаву 6, а по отношению к подушке 3 он расположен на расстоянии и образует с ней аварийную емкость 7. При этом вал 5 по отношению к аварийной емкости является ограждающим сооружением, а дорожная насыпь 4 по отношению к нефтеобъекту в целом-ограждением.

Откосы канавы 6 образованы со стороны аварийной емкости 7 валом 5, а с другой стороны - дорожной насыпью 4, при этом гребни вала 5 и дорожной насыпи 4 превышают расчетный уровень жидкости 8 в аварийной емкости 7 на заданную величину «а». Полость канавы 6, естественным или искусственным путем (весной), гидравлически сообщена с подстилающим водоносным слоем 9, находящимся круглогодично в талом состоянии.

Перегородки (проездами) 10 по длине разделены аварийная емкость 7 на секции, а канава 6 – на участки, при этом гребни перегородок 10 ниже гребня вала 5. В одной из секций аварийной емкости 7 расположен полигон 11 для отходов (сооружения полигона на чертеже не показаны). Дополнительно на рис. 59, б позицией 12 обозначен уровень воды в канаве 6.

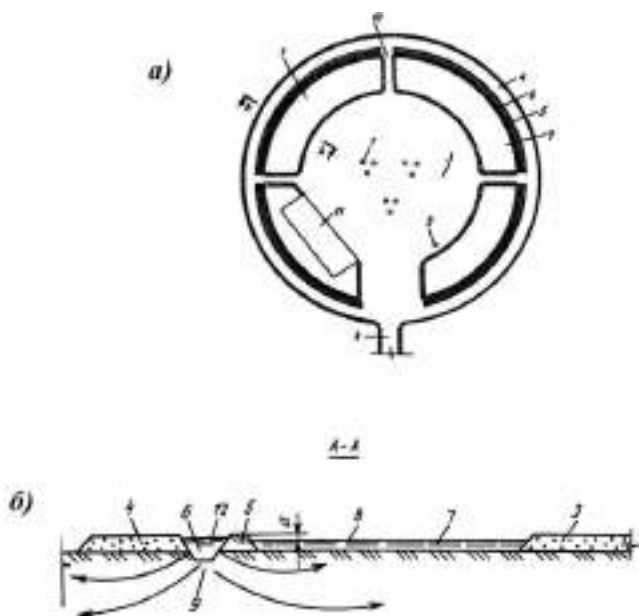


Рис. 59. Нефтеобъект в виде кустовой площадки (патент РФ№2291933):
 а) план нефтеобъекта; б) разрез А-А

Бурение скважин 1, их освоение и эксплуатация осуществляются после создания подушки 3, емкости 7, канавы 6 и сооружений полигона 11, предназначенного для размещения, переработки и обезреживания бурового шлама, твердых нефтесодержащих отходов, нефтесодержащего снега, жидких нефтеотходов и бытовых отходов. В случае аварии нефть направляется в одну из секций аварийной емкости 7, при этом, если разлитая нефть не вмещается в одной секции, то после ее наполнения нефть через гребень перегородки 10 перетекает в рядом расположенную секцию. В соответствии с планом ликвидации последствий из скважины 2 подается вода в соответствующий участок канавы 6 с интенсивностью, обеспечивающей, по меньшей мере, равенство уровней воды 12 в канаве 6 и уровня нефти в соответствующей секции аварийной емкости 7. После чего канава 6 работает как гидравлическая завеса, предотвращающая проникновение через нее жидкой фазы, что повышает надежность предотвращения загрязнения прилегающих к кустовой площадке грунтовых участков.

Уровень воды 12 в канаве поддерживается и после удаления из аварийной емкости пролитой нефти. В этом случае естественным путем происходит напорная фильтрация воды из канавы 6 в водоносный слой 9, а из него в загрязненную аварийную емкость 7, что обеспечивает плавное без перемешивания вытеснение (вымывание) нефти из грунта в аварийную емкость 7, из которой скопившуюся водонефтяную смесь собирают и направляют в предварительно изготовленные емкости для разделения ее на нефть и воду.

Такая гидравлическая завеса может быть периодически задействована не на всей длине канавы, а только на участке расположения полигона 11, что предотвращает распространение утечек с полигона 11 за пределы кустовой площадки при малом количестве воды, подаваемой в канаву. Контроль состояния грунтовых вод вокруг кустовой площадки осуществляется посредством наблюдательных скважин (не показаны).

По второму варианту рассматривается нефтеобъект в виде магистрального нефтепровода, коридорно продолженного по заболоченному лугу с редколесьем (рис. 60). Он включает нефтепровод 13, засыпанный в траншею 14, и расположенные параллельно ему с разных сторон насыпи: дорожную 15 и вспомогательную 16, по которой также возможен проезд транспорта. Со стороны нефтепровода 13 вдоль дорожной насыпи 15 и в непосредственной близости от нее выполнен вал 17, который вместе с дорожной насыпью образует канаву 18. Аналогично вдоль вспомогательной насыпи 16 выполнен вал 19, который образует с ней канаву 20. Валу 17 и 19 образуют вытянутую в плане аварийную емкость 21 и по отношению к ней являются ограждающими сооружениями. Насыпи дорожная 15 и вспомогательная 16 по отношению к нефтепроводу являются ограждением. Гребни насыпей 15 и 16 и валов 17 и 19 превышают расчетный уровень жидкости 8 в аварийной емкости 21 на заданную величину «а». При этом полости канав 18 и 20, естественным или искусственным (весной) путем, сообщены с подстилающим водоносным слоем 9, находящимся круглогодично в талом состоянии.

На присыпках 22, примыкающих к дорожной насыпи 15 с противоположной нефтепроводу 13 стороны, расположены опоры 23 линии электропередачи. Все сооружения нефтеобъекта кори-

дорно расположены в полосе отвода земли шириной В. Дополнительно у дорожной насыпи 15 на расстоянии 10-20 км друг от друга расположены склады грунта (на чертеже не показаны).

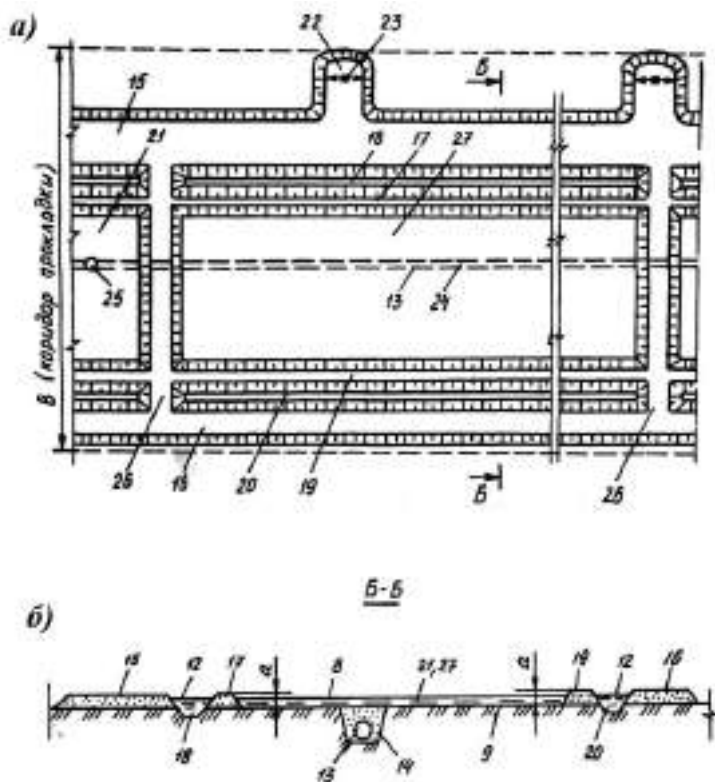


Рис. 60. Нефтеобъект в виде магистрального трубопровода (патент РФ №2291933): а) план; б) разрез Б-Б

В случае разрыва нефтепровода 13 из места аварии 24 в аварийную емкость 21 происходит излив значительного количества нефти. В СНГ ежегодно происходит более полутысячи крупных разрывов нефтепроводов, при этом потери достигают 7-20% добываемой нефти [146] .

В таком случае в двух ближайших колодцах 25 нефтепровод 13 перекрывается, а его участок опорожняется. Одновременно с этим растекание пролитой нефти вдоль аварийной емкости 21 ограничивают двумя перегородками, которые выполняются в виде переездов 26 из ранее заскладированного грунта и которые обра-

зуют рабочую секцию 27 аварийной емкости 21. После этого из водоисточника известными средствами, например, водовозными машинами, на участки каналов 18 и 20, расположенных между переездами 26, подается вода с интенсивностью, обеспечивающей, по меньшей мере, равенство уровней 12 в каналах 18 и 20 и уровня нефти в рабочей секции 27. Это обеспечивает создание гидравлической завесы, предотвращающей загрязнение прилегающих к рабочей секции 2, грунтовых участков. В дальнейшем нефть из рабочей секции 27 удаляют, а уровень воды в каналах 18 и 20 продолжают поддерживать. Последнее обеспечивает вымывание нефти из грунта в рабочую секцию 27, из которой скопившуюся водонефтяную смесь собирают и направляют ее на переработку.

По третьему варианту рассматривается нефтеобъект в виде нефтебазы, расположенной на слабонаклонной территории (рис. 61) и включающей группы наземных резервуаров 28, автомобильные дороги 29, водоемы 30 и резервуары 31 для воды, нефтеловушку 32, аварийную емкость 33 и ограждение территории нефтебазы.

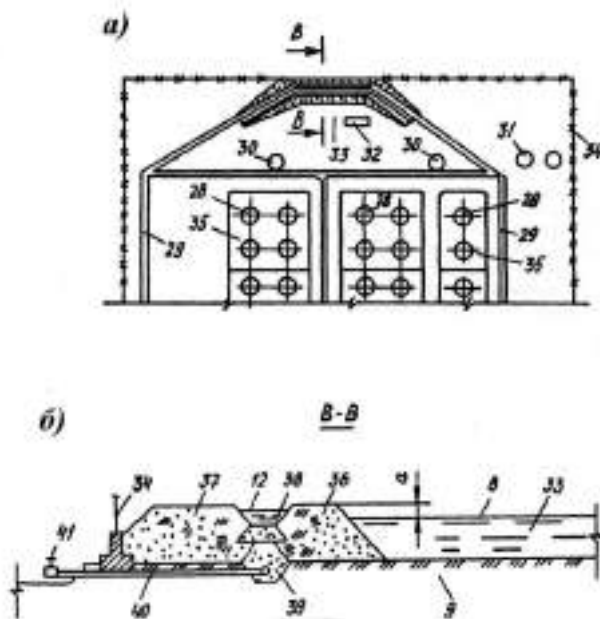


Рис. 61. Нефтеобъект в виде нефтебазы, расположенной на слабонаклонной территории (патент РФ № 2291933):

а) план низинной части территории; *б)* разрез В-В

Каждая группа резервуаров 28 имеет в основании грунтовую подушку 35. Аварийная емкость 33 расположена в понижении рельефа и образована грунтовым валом 36 и дорожной насыпью 37, примыкающей к ограждению 34.

Верхние части вала 36 и дорожной насыпи 37 образуют откосы расположенной между ними канавы 38. В основании канавы 38 выполнена фильтрующая засыпка 39, обеспечивающая гидравлическое сообщение полости канавы 38 с водоносным слоем 9. Засыпка 39 снабжена водоотводящей трубой 40 с задвижкой 41. Это необходимо для обезвоживания засыпки 39 и сохранения, таким образом, ее водопроницаемости в зимнее и весеннее время. Другие сооружения и установки нефтебазы на рис. 61 не показаны.

Канавы 38 работают аналогично канавам 6 (рис. 59) и 18 (рис. 60), описанным в первом и втором вариантах нефтеобъекта. Заполненная при необходимости водой канавы 38 создают гидравлическую завесу, предотвращающую загрязнение прилегающей к аварийной емкости 33 грунтовых участков и обеспечивающую промывку загрязненной нефтью (нефтепродуктом) грунта в аварийной емкости 33. Промывка грунта необходима для предотвращения распространения загрязнения за пределы нефтебазы при отсутствии воды в канаве, заполняемой водой только при аварийном попадании нефти в емкость 33.

Аналогично первому и второму вариантам аварийная емкость 33 по длине может быть разделена перегородками на секции, а канавы на участки (на рис. 61, *a* перегородки не показаны).

Описанная комплексная техническая разработка позволяет более полно удовлетворить непрерывно возрастающие требования промышленной экологии на всех этапах использования нефти и нефтепродуктов.

При эксплуатации портовых гидротехнических сооружений появляется необходимость очистки грунтов на территории акватории порта от нефтепродуктов, попадающих в грунтовый массив из-за протечек нефтеподающих трубопроводов и локальных разливов нефтепродуктов при погрузке судов.

Известные технологии очистки грунтов портовых акваторий от нефти и нефтепродуктов, разработанные в конце прошлого века не обеспечивают необходимой степени очистки грунтов, поскольку с помощью вертикальных скважин, оборудованных насосами,

осуществляется сбор и отвод только растворенных в воде нефтепродуктов, а также свободных нефтепродуктов, при этом в массиве грунта остаются миграционно инертные и достаточно надежно удерживаемые грунтом асфальтно-смолистые фракции.

И.О. Алексеев [8] предложил новый способ очистки грунта портовых гидротехнических сооружений от нефтепродуктов, попадающих в период эксплуатации в грунтовый массив. При очистке от нефтепродуктов грунта портовых гидротехнических сооружений, имеющих шпунтовую стенку, путем сбора и отвода нефтепродуктов с помощью вертикальных скважин, оборудованных насосами, вертикальные скважины размещают по крайней мере в прикордонной зоне гидротехнического сооружения с шагом в ряду, величина которого составляет 17-26 диаметров вертикальной скважины. В эту зону подают острый пар посредством горизонтально или наклонно размещенных дренажно-паровых игл, установленных ниже уровня водоносного слоя через отверстия в шпунтовой стенке гидротехнического сооружения с использованием герметично соединенной с ней камеры.

Вышеуказанный способ очистки от нефтепродуктов грунта портовых гидротехнических сооружений на практике осуществляется следующим образом.

Загрязненный из-за протечек нефтеподающих трубопроводов и локальных разливов нефтепродуктов при погрузке судов и подлежащий очистке грунтовый массив портового гидротехнического сооружения разбивается на участки (рис. 62).

Размеры каждого участка по длине определяются длиной, используемой при проведении очистных работ, герметично соединенной со шпунтовой стеной 1 гидротехнического сооружения камеры 2 (гермокамеры). Так, например, при длине гермокамеры 13,02 м длина участка составляет 8-12 м. Ширина каждого участка зависит от конструктивных особенностей верхнего строения гидротехнического сооружения. В качестве гермокамеры 2 используется устройство для ремонта подводных частей гидротехнического сооружения, представляющее собой рабочую камеру в виде сборного секционного каркаса с несущей рабочей площадкой и с креплениями в виде кронштейнов. В рабочей камере имеется приспособление для отвода воды. Крепление устройства к шпунтовой стенке гидротехнического сооружения осуществляется посред-

ством рамы-шаблона, закрепляемой болтам к шпунтовой стенке и стойками к верхнему строению гидротехнического сооружения. Сборный секционный каркас помимо рабочей камеры снабжен еще двумя имеющими патрубки отсеками, заполняемыми водой для увеличения прижатия устройства к раме-шаблону.

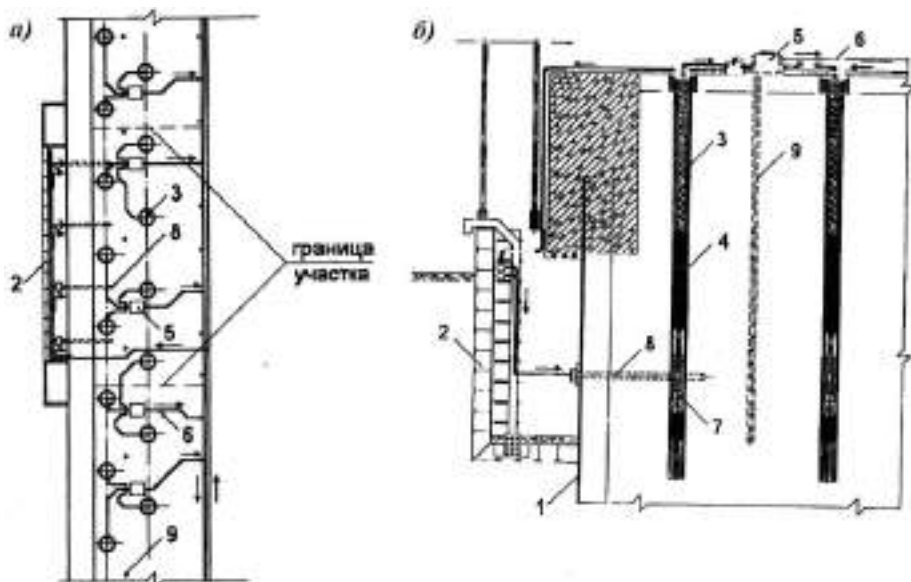


Рис.62. Технологическая схема очистки от нефтепродуктов грунта портового гидротехнического сооружения (патент РФ №2137881):

а) вид в плане; б) поперечный разрез

На каждом подлежащем очистке участке производится бурение вертикальных скважин 3 с установкой обсадных перфорированных труб, снабженных сетчатым фильтром 4. Количество вертикальных скважин 3 на одном участке зависит от диаметра скважин, шага их размещения в ряду, количества рядов, а также длины участка. Так, например, при диаметре скважин 16 см, шаге их размещения в ряду 3,36 м, при размещении скважин в два ряда в шахматном порядке и длине участка 11 м количество скважин составляет 7 штук. Вертикальные скважины 3 оборудуются центробежными насосами 5 из расчета один насос на три-четыре скважины. Центробежные насосы 5 с помощью напорных рукавов 6 соединяются со сливным коллектором. Всасывающие клапаны 7 центро-

бежных насосов 5 устанавливаются в скважинах 3 на отметке минус 1,5-2,0 м.

Для установки дренажно-паровых игл 8, осуществляющих подачу острого пара в грунтовой массив ниже уровня водоносного слоя, к шпунтовой стенке гидротехнического сооружения крепится гермокамера 2. После установки гермокамеры 2 в шпунтовой стенке 1 гидротехнического сооружения из гермокамеры 2 производится сверление отверстий диаметром 83-89 мм с помощью сверлильной машины и последующая установка в эти отверстия в грунтовой массив дренажно-паровых игл 8. Отверстия в шпунтовой стенке 1 в местах установки дренажно-паровых игл оборудуются сальниками. Установка в грунтовой массив дренажно-паровых игл осуществляется забивкой вручную или с использованием пневмоперфоратора. Длина дренажно-паровой иглы составляет 1,5 м, а диаметр 48-50 мм. Количество дренажно-паровых игл на одном участке гидротехнического сооружения составляет три-четыре штуки. Дренажно-паровые иглы устанавливаются в грунтовой массив ниже уровня водоносного слоя на 1,0-1,5 м.

После завершения очистных работ на одном участке гидротехнического сооружения производится расстыковка гермокамеры со шпунтовой стенкой и перестановка ее на новый участок подлежащий очистке.

Процесс очистки нефтезагрязненного грунта осуществляется путем отвода нефтепродуктов в составе водной фазы, поступающей при прогреве нефтезагрязненного грунта острым паром. Отвод водной фазы производится путем откачки последней из вертикальных скважин, устроенных в грунтовой массиве, с помощью центробежных насосов. Откачка загрязненной воды производится в сливной коллектор, далее в емкость-накопитель, а затем через расходомер с помощью перекачивающего насоса в систему ливневой канализации.

Прогрев нефтезагрязненного грунтового массива и разжижение содержащихся в нем нефтепродуктов осуществляется подачей острого пара 130-140°C и давлением 1-2 атм в толщину грунтового массива через дренажно-паровые иглы 8.

Для интенсификации процесса прогрева острым паром нефтезагрязненного грунтового массива и разжижением содержащихся в нем нефтепродуктов в зону размещения вертикальных

скважин осуществляется дополнительная подача острого пара через вертикально установленные в грунтовый массив перфорированные паровые иглы 9. Это позволяет в сочетании с подачей острого пара через горизонтально размещенные дренажно-паровые иглы 8 значительно сократить время, необходимое для прогрева очищаемого нефтезагрязненного грунтового массива и разжижения содержащихся в нем нефтепродуктов.

Для увеличения прогреваемого острым паром объема грунтового массива и обеспечения разжижения содержащихся в грунтовом массиве нефтепродуктов в значительно большем его объеме после подачи острого пара через дренажно-паровые иглы 8 или паровые иглы 9 осуществляется подача в них сжатого воздуха под давлением 2-3 атм, либо осуществляется чередование подачи острого пара через дренажно-паровые иглы 8 или паровые иглы 9 с подачей в них сжатого воздуха.

С целью интенсификации процесса очистки например, при очистке сильно загрязненных нефтепродуктами грунтов, проводят очистку грунта от нефтепродуктов с использованием химического моющего средства на основе полиакриламидов, подаваемого через дренажно-паровые иглы 8, чередуя его подачу с подачей в них острого пара. Возможна также подача химического моющего средства через вертикально установленные перфорированные паровые иглы. В качестве такого химического моющего средства возможно, например, использование средства УБОН (универсальный безотходный отмыватель нефтепродуктов) на основе натриевой соли полиакриловой кислоты.

После отвода нефтепродуктов центробежными насосами из вертикальных скважин возможно проведение дополнительно сбора пленочных нефтепродуктов с водной поверхности в вертикальных скважинах, при этом сбор нефтепродуктов осуществляют сорбцией. Это обеспечивает достижение заданных (допустимых) значений остаточной концентрации нефтепродуктов в обрабатываемом грунтовом массиве.

Удаление пленочных нефтепродуктов с водной поверхности в вертикальных скважинах осуществляется плоскими матами из сорбирующего материала, с последующим их подъемом и отжимом в накопительную емкость.

Сбор пленочных нефтепродуктов с водяной поверхности в вертикальных скважинах может также производиться при помощи зондов, погружаемых в обсадные перфорированные трубы вертикальных скважин. При изменении уровня воды в за шпунтовом пространстве в связи с колебанием уровня акватории порта происходит перемещение слоя загрязненной нефтепродуктами воды вдоль вертикальной оси обсадной перфорированной трубы и абсорбирование нефтепродуктов препаратом, находящимся внутри корпуса зонда. В качестве такого препарата используется «Биосорбент -А», содержащий насыщенный микроорганизмами абсорбент и являющийся эффективным средством очистки от нефтезагрязнений. Эффективными и безвредными абсорбентами из природных ископаемых являются алюмосиликаты, например, вспененный вермикулит. В качестве биопродукта используются микроорганизмы, живущие в море и обеспечивающие в естественных условиях самоочищение воды при незначительных загрязнениях. По мере обработки биозонд поднимается из скважины. Насыщенный нефтепродуктом препарат извлекается и утилизируется, а корпус зонда наполняется свежей порцией «Биосорбента-А» и снова погружается в скважину. Процесс очистки повторяется до достижения необходимой концентрации нефтепродуктов.

Песок, гравий, щебень и дисперсный грунт являются основой дорожного покрытия территорий предприятий, автодорог, железнодорожного полотна и насыпей. Указанные материалы загрязняются при транспортировке, хранении нефти и нефтепродуктов, а также при аварийных ситуациях, т.е. разливах нефти и нефтепродуктов в местах их добычи переработки или при их транспортировке.

Очистка материала основы дорожного покрытия (МОДП) является актуальной задачей как с точки зрения экологии, так и с целью использования ценного нефтяного сырья. Решение этой задачи довольно трудоемко, т.к. с течением времени загрязнения превращаются в плотную битумоподобную массу.

А.А. Евдокимов, В.М. Смолянов, А.В. Журавлев и Д.В. Новосельцев разработали новый способ очистки материала основы дорожного покрытия от нефти и нефтепродуктов и устройство для его реализации [87].

Этот способ очистки МОДП от нефти и нефтепродуктов включает сбор загрязненного материала путем засасывания его воздухом, загрузку его в промывочную емкость, отмывку моющим раствором, содержащим поверхностно-активные вещества, удаление нефтесодержащей эмульсии и загрязненного моющего раствора с последующей их очисткой путем разделения фаз. Далее производится удаление шлама и выгрузка из емкости отмытого материала с использованием его по назначению. Перед сбором загрязненного материала осуществляют предварительную очистку его от мусора, обладающего парусностью. На отмывку одновременно с моющим раствором подают сжатый воздух в противоток загружаемому материалу, причем часть сжатого воздуха подают в верхнюю часть промывочной емкости вдоль поверхности жидкости. Нефтесодержащую эмульсию перед очисткой фильтруют, очистку и фазовое разделение образующихся стоков осуществляют в многосекционной установке, причем шлам после удаления из нее подвергает дополнительному фазовому разделению с последующим направлением выделенной жидкой фазы в установку на повторную очистку.

В качестве моющего раствора применяют 2-4% раствора технического моющего средства, содержащего неионогенные поверхностно-активные вещества и активную составляющую при температуре 40-55°C. В качестве активной составляющей применяют кальцинированную соду или состав с частичной заменой ее на натриевые соли фосфорной кислоты.

Загрязненный моющий раствор перед поступлением на очистку пропускают через дополнительный фильтр.

Очистку от мусора и сбор загрязненного материала основы дорожного покрытия осуществляют одним и тем же аппаратом посредством изменения силы тяги. Выделившиеся в сепараторе нефтепродукты нагревают в сборнике перед их транспортировкой. Концентрацию и (или) состав моющего раствора поддерживают путем периодической добавки сухого моющего средства и свежей воды. Дополнительное разделение удаленного шлама осуществляют путем его отстоя или фильтрования.

Конструкция устройства практически реализующего вышеизложенный способ приведена на рис. 63.

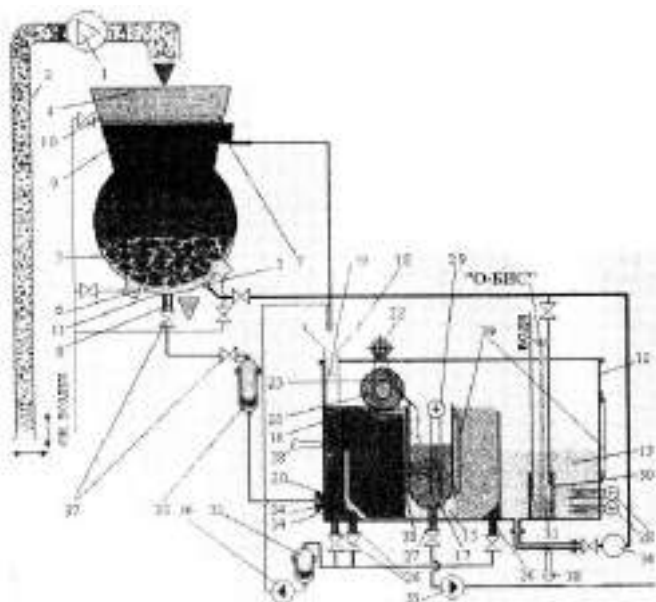


Рис. 63. Устройство для очистки от нефти и нефтепродуктов основы материала дорожного покрытия (патент РФ №2219304)

Устройство включает узел сбора загрязненного МОПД, включающий вентилятор 1 со шлангом 2 (стрелками показана возможность горизонтального и вертикального перемещения его), промывочную емкость 3 с загрузочной воронкой 4, патрубки ввода моющего раствора 5, сжатого воздуха 6, вывода нефтесодержащей эмульсии 7 и загрязненного моющего раствора 8, воздушный коллектор 9 со штуцером 10 для ввода сжатого воздуха, откидное днище 11 для выгрузки отмытого МОПД, установку очистки и фазового разделения потоков 12 нефтесодержащей эмульсии и загрязненного моющего раствора.

Установка для очистки и фазового разделения нефтесодержащих стоков состоит из следующих секций: чистого моющего раствора 13, камеры гашения 14, двухсекционного сепаратора 15 с насадкой 16, сборника очищенного нефтепродукта 17, на входе камеры гашения установлена воронка 18, а внутри ее – сетка 19. В первой секции сепаратора 20 установлен нефтежироловитель 21 с приводом 22 и подвижными дисками 23. Установка снабжена входным патрубком 24 и выходными патрубками 25 (чистого моющего раствора), 26 (шлама) и 27 (нефтепродуктов). В сборниках

моющего раствора и нефтепродуктов установлены нагреватели 28, 29, а внутри сборника моющего раствора -цилиндр 30, образующий стакан 31.

Устройство также содержит отстойник 32 и фильтр 33, насосы 34, 35 и 36, запорную арматура 37 (вентилей, трубопроводы). На рис. 63 показаны места замера температур (термометры 38), а также линии подачи сжатого воздуха, свежей воды и сухого технического моющего средства (ТМС) «О-БИС». Указатели уровня 39 установлены во второй секции сепаратора и в сборнике очищенного моющего средства.

Указанное устройство, реализующее рассматриваемый способ работает следующим образом.

Платформу, на которой смонтировано устройство, останавливают перед участком, который необходимо очистить от нефти и нефтепродуктов. Естественно, что на железнодорожном полотне имеется мусор. Чтобы его не отмывать вместе с основным материалом, вентилятор 1 включают на мощность, достаточную для его сбора посредством гибкого шланга 2. Собранный мусор собирают в специальную емкость (на рис. 63 не показана), прессуют и отправляют на дальнейшую переработку. Возможно сжигание собранного мусора на месте сбора. После окончания сбора мусора, обладающего парусностью, увеличивают мощность вентилятора 1 и собирают основное покрытие полотна или насыпи. Щебень, гравий, песок и частицы грунта загружаются в промывочную емкость 3 через загрузочную воронку 4. Эта форма загрузочного узла является наиболее удобной и позволяет загрузить в емкость разлетающийся материал. Одновременно через патрубок 5 противотоком снизу подают 3%-ый моющий раствор ТМС («О-БИС»), состоящий из следующих компонентов: неионогенное ПАВ-3%; кальцинированная сода – 97%, а через патрубки 6 – сжатый воздух. Моющий раствор подают в промывочную емкость из сборника 13 чистого моющего раствора, находящегося в составе установки 12 очистки и фазового разделения потоков, посредством насоса 34. Моющий раствор нагревают до температуры в пределах 40-55°C нагревателем 28 и контролируют по термометру 38. Моющий раствор, поступающий под давлением в промывочную емкость 3 вместе со сжатым воздухом. Барботирующий раствор интенсивно перемешивают с загружаемым загрязненным материалом, отделяя мелкие и

крупные фракции. За счет соударения крупных частиц и наличия псевдосжиженного слоя для мелких частиц происходит эффективная очистка их от нефтепродуктов, причем легкая фракция всплывает вверх и при достижении уровня переливного патрубка 7 нефтесодержащая эмульсия сливается в установку очистки 12. Для возможности удаления пленки, образующейся на поверхности нефтесодержащей эмульсии, и предварительного выделения мелкой фракции в коллектор 9, расположенный по периметру загрузочной воронки 4 на уровне поверхности жидкости (нефти), через штуцер 10 подают сжатый воздух, под действием которого капли нефти сдуваются в патрубок 7. Подачу сжатого воздуха осуществляют из баллона или компрессорной установки.

Процесс промывки продолжается до тех пор пока через патрубок 7 не начнет переливаться слабая воднонефтяная эмульсия или моющий раствор. Загрязненный моющий раствор, содержащий ил и менее твердые частицы, через патрубок 8 сливают в установку 12 очистки и фазового разделения потоков. После слива загрязненного моющего раствора открывают откидное днище 11 и выгружают отмытый материал, содержащий, в основном, щебень и гравий.

Образующая в процессе отмытки нефтесодержащая эмульсия и загрязненный моющий раствор поступают на очистку путем фазового разделения в установке 12, причем нефтесодержащая эмульсия поступает в воронку 18, в которой установлена сетка 19, поэтому этот поток предварительно очищается от твердых частиц и оказывается в верхней части камеры гашения 14. Одновременно снизу через патрубок 24 в камеру гашения 14 поступает загрязненный моющий раствор, который прошел предварительную очистку от твердых включений в фильтре 33. Загрязненный моющий поток, поступающий в камеру гашения снизу, практически не дает опуститься более легкой нефтяной фракции, поэтому она, поступала в двухсекционный сепаратор 15, скапливается в его верхней части, а основной поток загрязненного моющего раствора, содержащий нефтепродукты, находящиеся в виде крупных капель нефти или тонкодисперсированной эмульсии поступает в первую секцию сепаратора 15, точнее в его насадку 16, представляющую тонкослойный модуль, выполненный из отдельных вертикальных параллельно расположенных копалесцирующих пластин, которые образуют

между собой целевые каналы. Верхние кромки пластин, выступающие над перегородкой секции, образуют гребенку, играющую роль равномерного распределителя потока по отдельным целевым каналам. В результате того, что поток входит в верхнюю часть нефтяной секции сепаратора, а выходит в противоположном нижнем по диагонали углу, в этой секции образуется зона сгущения, в которой происходит накопление ила. При происхождении нефтесодержащего потока по целевым каналам происходит естественный процесс коалесценции, т.е. укрупнение капель нефтепродукта, и за счет разности плотности моющего раствора и нефти они всплывают на поверхность в верхней отстойной зоне первой секции сепаратора, играющего роль накопителя слоя нефтепродуктов.

Кроме того, коалесцирующие пластины захватывают мелкие капли нефтепродуктов, при этом прилипшие к поверхности пластин капли сливаются и укрупняются, образуя сплошную пленку, которая под действием эффекта Пуазейля поднимается вверх в эту же зону. Так как внешняя стенка первой секции выполнена несколько ниже стенок корпуса, то в результате образуется разгрузочный порог, через который маловязкие нефтепродукты перетекают в сборник 17 накопления выделившихся нефтепродуктов. Однако высоковязкие нефтепродукты не могут перетекать в это камеру, поэтому для их удаления используют нефтежироловитель 21, снабженный приводом 22 и прикреплённый к крышке корпуса установки 12 таким образом, чтобы подвижные диски 23, насаженные на его барабан, были погружены в зону накопления нефтепродукта. Вращение барабана осуществляется от привода 22 за счет соединения его вала с валом нефтежироловителя ременной или цепной передачей. Вращение барабана осуществляется в таком направлении, чтобы надвигающаяся пленка высоковязкого нефтепродукта атаковалась нисходящей половиной подвижных дисков 23. В этих условиях основная масса нефтепродукта прижимается к подвижным дискам, смачивая их поверхность, и образует на ней хорошо удерживаемую пленку. Эта пленка снимается с их поверхности скребками и самотеком по желобу стекает в камеру 17 накопления нефтепродуктов.

Освобожденный от нефтепродуктов моющий раствор с выхода первой секции сепаратора поступает снизу на вход второй секции 20 «а» сепаратора 15, в которой также размещена насадка 16

«а» с тонкослойным модулем, состоящим из вертикальных параллельно расположенных коалесцирующих пластин, образующих щелевые каналы. В этих щелевых каналах происходит отделение от воды более плотных твердых частиц. Это происходит поэтому, что из-за параболического распределения скоростей в щелевых каналах восходящий поток оттесняет более плотные частицы к пластинкам, образующим стенки щелевых каналов (эффект Пуазейдя). Оттесняя твердые частицы к поверхностям коалесцирующих пластин, поток выносит их благодаря диагональному направлению движения в застойную зону. О нахождении застойных зон, где происходит накопление шлама, можно судить по патрубкам 26, через которые шлам удаляется из установки 12. Осветленная вода через второй загрузочный порог, выполненный с возможностью изменения его высоты (по сигналу указателя уровня 39) относительно общей перегородки второй секции сепаратора и сборника 13 чистого моющего раствора, поступает в сборник 13 и далее используется для отмывки загрязненного МОДП, как уже выше было описано. Сгущенный продукт (шлам) из сепаратора 15 и камеры гашения 14 установки 12 очистки и разделения стоков направляется в отстойник 32, где шлам отстаивается, а отделенный моющий раствор мембранным насосом 35 направляется на дальнейшую очистку в камеру гашения 14, причем непосредственно через воронку 18 с сеткой 19 или через фильтр 33 (если он есть), а шлам используется по назначению.

Транспортировка выделившихся нефтепродуктов из сборника 17 их накопления осуществляется через патрубок 27 мембранным насосом 36, но для того, чтобы снизить вязкость высоковязких нефтепродуктов, в нижней зоне этой камеры установлен нагреватель 29. Нефтепродукты могут направляться в хранилище или на непосредственное использование.

После заданного числа циклов использования моющего раствора или в случае увеличения его концентрации или изменения его состава осуществляют коррекцию моющего раствора путем добавления свежей воды и сухой ТМС «О-БИС» или «О-БИСМ». Коррекцию осуществляют в стакане 31, образованном цилиндром 30, установленным в сборнике чистого моющего раствора.

На этом практически процесс очистки и возвращения МОДП на прежнее место заканчивается, и платформа перемещается на следующий загрязненный участок железнодорожного полотна.

Преимуществами предлагаемого способа очистки МОПД и устройства его реализующего являются:

- создание экологически чистой и безотходной технологии очистки;
- исключение применения эмульгаторов и их отделение от моющих растворов;
- повышение эффективности очистки за счет увеличения выхода нефтепродуктов;
- создание компактного устройства за счет применения более эффективного оборудования;
- экономия энергоресурсов и моющих средств;
- универсальность устройства, т.к. его можно применять для очистки почвы, грунта, песка, щебня и гравия без изменения конструкции.

18.2. Технологии очистки грунтовых вод от нефти и нефтепродуктов

Весьма актуальной является ликвидация техногенных скоплений нефти и нефтепродуктов на поверхности грунтовых вод и предотвращения сброса их в открытые водоемы, водозаборные горизонты и миграции на поверхность почв и грунтов.

В.В. Соловьев и А.Е. Орадовская разработали устройство для очистки грунтовых вод от нефтепримесей в маломощных водоносных горизонтах [213], которое включает следующие элементы (см. рис. 64).

Через горизонт грунтовых вод 1 с линзой нефтепродукта 2, плавающей на ее свободной поверхности, проходят буровую скважину с расширенной нижней частью в водоупоре.

В конструкцию скважины входят обсадная труба 3 с фильтровым каркасом 4 и гравийной обсыпкой 5. Внутри фильтрового каркаса установлен погружной насос 6 с напорным трубопроводом 7, проходящим внутри обсадной трубы и образующий с ней межтрубное пространство. Часть обсадной трубы 3 выше фильтрового каркаса 4 выполнена с перфорацией 8. Для разделения

участка трубы с перфорацией 8 и фильтрового каркаса 4 в межтрубном пространстве установлен пакер-хомут 9. Снаружи коаксиально обсадной трубе установлена с возможностью вертикального перемещения и перекрытия перфорации 8 дополнительная труба 10, на нижнем торце которой расположена кольцевая герметизирующая манжета 11.

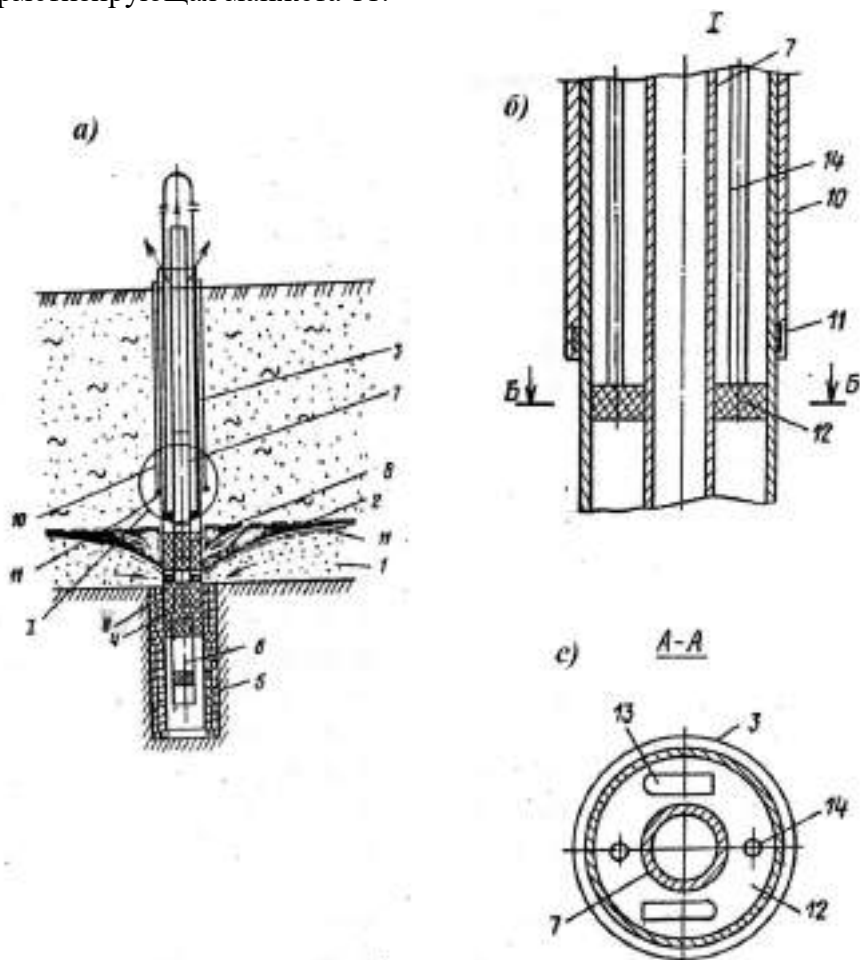


Рис. 64. Скважина с устройством для очистки грунтовых вод от нефтепримесей в маломощных водоносных горизонтах (а.е. СССР №1358510): *а)* скважина с устройством, продольный разрез; *б)* узел I; *в)* поперечный разрез А-А

Для откачки нефтепримесей в межтрубном пространстве выше перфорации 8 установлен штанговый насос, который вклю-

чают поршневые кольца 12 с пластинчатыми обратными клапанами 13, продольные тяги 14 для соединения с приводом в качестве которого могут служить насосные качалки.

Указанное устройство работает следующим образом.

При включении погружного насоса в водоносном горизонте постепенно создается депрессионная воронка, в которую скапливается нефтепродукт. Часть обсадной трубы с перфорацией 8 для приема нефтепродукта перекрыта наружной дополнительной трубой 10 с герметизирующей манжетой 11. При достижении максимально возможного понижения уровня воды перфорация 8 обнажается путем поднятия дополнительной трубы 10, и нефтепродукт поступает в верхнюю изолированную часть межтрубного пространства скважины, откуда откачивается штанговым насосом. Возвратно-поступательное движение на поршневое кольцо 12 насоса от насосной качалки (на рис. 64 не показана), установленной на поверхности, передается с помощью продольных тяг 14, движущихся в межтрубном пространстве.

Для повышения эффективности способа и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод с помощью вертикальных скважин, оборудованных насосами, изложено в монографии А.Е. Орадовской и Н.И. Лапшина [175], Э.Е. Фишер и В.С. Дручин в Южном государственном проектно-изыскательском и научно-исследовательском институте по проектированию водохозяйственного и мелиоративного строительства разработали новый способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод [239]. Сущность данного способа заключается в том, что (см. рис. 65) внутри зоны загрязнения 1 располагают скважины 2 по наружному контуру и скважины 4 по внутреннему контуру. Скважины 2 наружного контура с фильтром 3 более глубокие в сравнении со скважинами 4 внутреннего контура с фильтрами 5. Глубину скважин 2 определяют ниже глубины воронки депрессии в средней ее части.

На практике указанный способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых осуществляется следующим образом.

В средней части зоны, загрязненной нефтепродуктами 1 пробурен куст скважин 2 на воду с фильтрами 3, заглубленными в водоносный горизонт (рис. 65, а).

В центральной части воронки депрессии пробурены скважины 4 с фильтром 5 в слое нефтепродуктов 1 (рис. 65, б).

Вода откачивается скважинами 2 и используется на технические нужды, либо сбрасывается в водоемы, т.к. нефтепродуктами не загрязнена.

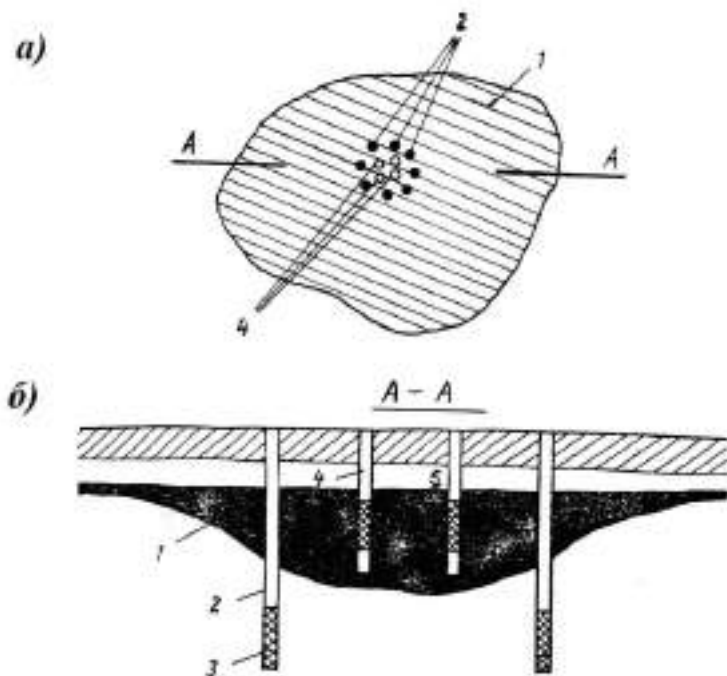


Рис. 65. Способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод (а.е. СССР№1772315): а) вид в плане; б) продольное сечение А-А

Нефтепродукты с помощью системы насосов откачиваются и передаются для вторичной переработки на нефтеперерабатывающее предприятие.

В «Южпроводхозе» В.С. Дручиным и Э.Е. Фишерем предложен способ очистки грунтовых вод от нефтепродуктов, в котором снижается обводненность нефтепродуктов, отводимых с загрязненных территорий [85]. Это достигается тем, что противofильтрационную завесу заглубляют ниже подошвы слоя нефтепродуктов, не доводя ее до водоупора и располагают поперек

направления движения грунтовых вод, а дренаж устраивают с напорной стороны завесы в слое нефтепродуктов.

Поперек движения грунтовых вод 1 (см. рис. 66) и плавающих на их поверхности нефтепродуктов 2 устанавливают противофильтрационную завесу 3, не доводя ее до водоупора. Выше подошвы слоя нефтепродуктов 4 закладывают дренажную трубу 5 с отверстиями (перфорацией) 6 в верхней трети ее периметра. Над дренажной трубой 5 устанавливают фильтр 7. Верхнюю границу фильтра 8 устанавливают выше максимального уровня нефтепродуктов 9.

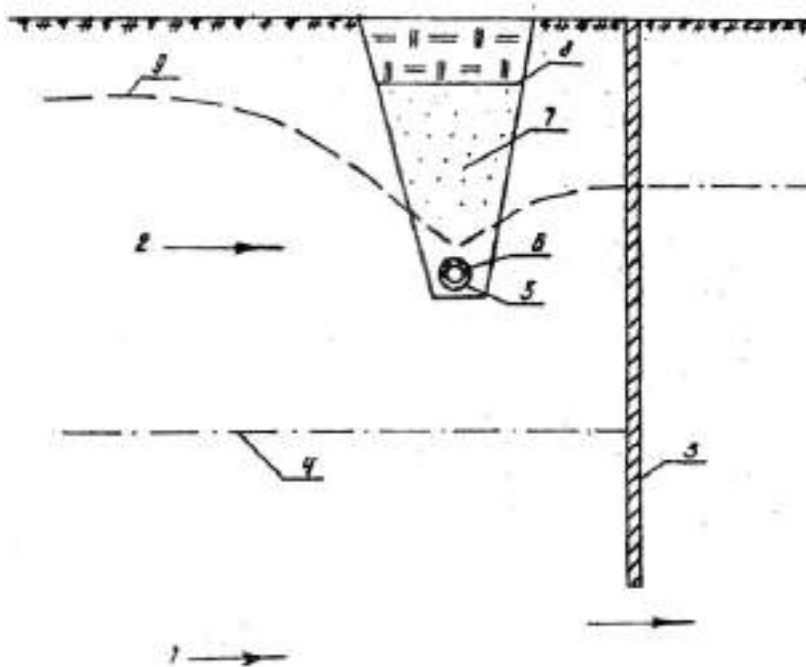


Рис. 66. Схема способа очистки грунтовых вод от нефтепродуктов (а.с. СССР №1813838)

Нефтепродукты 2, двигаясь с грунтовыми водами, доходят до противофильтрационной завесы 3 и задерживаются ею. Очищенные грунтовые воды, минуя противофильтрационную завесу снизу, продолжают двигаться к дренирующим их водоисточникам.

Нефтепродукты поступают в дренаж и отводятся на очистные сооружения.

В Московском государственном университете природообустройства А.И. Головановым и А.А. Маматовым разработан способ очистки грунтов и грунтовых вод от нефтепродуктов [67]. Данный способ включает в себя сооружение на очищаемом участке противофильтрационной завесы, которую заглушают ниже залегания загрязненного грунта, и отвод продуктов очистки за пределы участка. Противофильтрационную завесу устраивают по всему периметру очищаемого участка, поверхность которого разбивается на чеки, а внутри участка бурят скважины на глубину ниже залегания загрязненного грунта, закачивают в скважины воду и при проявлении на поверхности нефтепродуктов подачу воды в скважины прекращают. На чеках создают слой воды с последующим удалением всплывающих на поверхность этого слоя нефтепродуктов.

Рассмотрим пример осуществления вышеизложенного способа.

При многолетнем функционировании крупной базы ГСМ в результате проливов и утечек на поверхности грунтовых вод образовалась линза нефтепродуктов мощностью 2-3 м, начиная с глубины 3-5 м. Грунтовые воды вместе с линзой движутся к водохранилищу. Общая площадь зоны загрязнения вместе с территорией склада составляет 50 га. На глубине 20 м залегают тяжелые глины, являющиеся водоупором. Загрязненная территория представляет собой ровную поверхность со слабым уклоном к водохранилищу.

Для недопущения попадания нефтепродуктов в водохранилище и для очистки грунта и грунтовых вод осуществляют следующие мероприятия.

По периметру зоны загрязнения устраивают водонепроницаемую завесу по возможности до водоупора. Выполняют планировку площадки с одновременной отсыпкой чековых валиков 6. На пересечении валиков бурят нагнетательные скважины 1 глубиной ниже залегания загрязненного грунта. Распределение скважин на территории производится с таким расчетом, чтобы происходило равномерное водонасыщение. План территории показан на рис. 67.

По гребню чекового валика устраивают подвод воды к нагнетательным скважинам и к чекам для создания слоя воды на

поверхности. Закачивание воды производят одновременно во всех нагнетательных скважинах, что приводит к вытеснению нефтепродукта вверх. Для наблюдения за подъемом линзы нефтепродукта устраивают наблюдательные скважины 2 глубиной около 1 м.

При приближении линзы нефтепродуктов к поверхности земли подачу воды в нагнетательные скважины прекращают, а в чеках создают слой, воды порядка 10-20 см. Для удаления всплывающего керосина в чеках устраивают водосливы.

Транспортировку удаляемой жидкости к отстойнику-накопителю 5 осуществляют самотечным способом с помощью каналов 4 внутри ограждаемой территории.

Отстойник-накопитель 5 для отводимой жидкости располагают в пониженном месте внутри огражденной территории. Разделение фаз и очистка воды от нефтепродуктов производится любым известным способом.

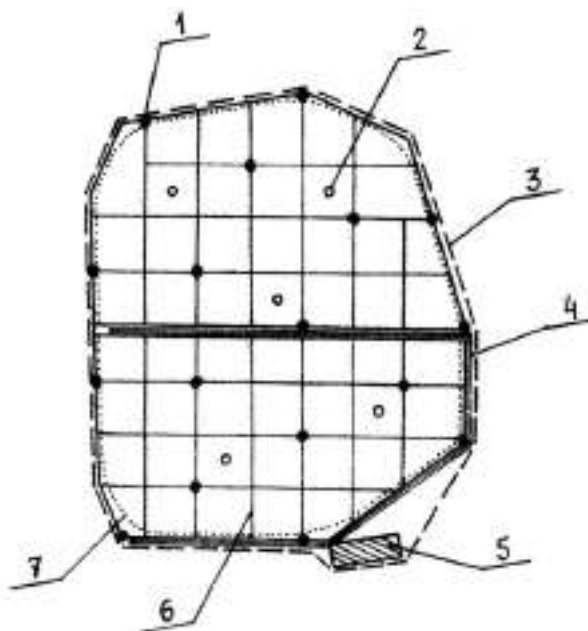


Рис. 67. План территории на которой реализуется способ очистки грунтов и грунтовых вод от нефтепродуктов (патент РФ №2098549)

В конкретном примере суглинистый грунт загрязнен керосином. Глубина проникновения керосина 1,4 м, глубина грунтовых вод 1,4 м, водоупор на глубине 2,0 м, площадь загрязнения 1 м², насыщенность керосином грунта приближена к полному насыщению, объем керосина в грунте 115,0 л. Средний коэффициент фильтрации 0,2 м/сут, средняя пористость грунта 48%, средняя плотность грунта 1,35 г/см³, средняя плотность твердой фазы 2,65 г/см³. Кольцевая противофильтрационная завеса изолирует загрязненный участок.

Очистка грунта начинается с подачи воды в чистый нижележащий слой. При этом происходит гидравлическое вытеснение нефтепродукта вверх. При выходе керосина на поверхность земли подачу воды в чистый нижележащий слой прекращают, создают слой воды на поверхности, которая впитываясь в грунт, вытесняет керосин. Этим обеспечивается уменьшение объема отводимой загрязненной воды. В течение 2 суток удаляется 70% керосина. Интегральная кривая всплытия керосина показана на рис. 68.

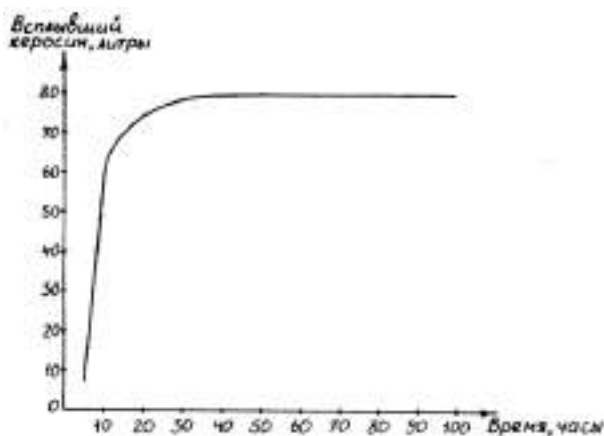


Рис. 68. Интегральная кривая всплытия керосина, полученная при примерном испытании способа очистки грунта и грунтовой воды по патенту РФ №2098549

В.Д. Бабенко, Ю.Ю. Павлючинский, А.Н. Цыганов и другие на Украине разработали способ извлечения техногенных скоплений нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод [12], согласно которому в зоне пятна загрязнения бурят по меньшей мере одну водопонижающую скважину, откачивают воду до образования депрессионной воронки, накапливают нефтепродукты в воронке, а

затем извлекают их. В пределах зоны пятна загрязнения выполняют грунтовые выработки и (или) водопоглащающие скважины, в которые многократно направляют откачиваемую воду в объемах, обеспечивающих гидродинамическое равновесие грунтового массива, а нефтепродукты накапливают и удаляют дискретно в минимально потребных для работы нефтяного электронасоса количествах. При этом водопонижающую скважину бурят ниже уровня раздела фаз на глубину $H_{ск}$, определяемую следующей зависимостью:

$$H_{ск} = 1,25(1 + h_в/h_n) Q_n t_{min}/d_{ск}^2, \quad (308)$$

где $h_в$ – толщина слоя воды в грунтовом массиве;

h_n – толщина слоя нефти в грунтовом массиве;

Q_n – производительность нефтяного электронасоса;

$d_{ск}$ – диаметр скважины;

t_{min} – минимально возможное по настройке нефтяного электронасоса время извлечения нефтепродуктов.

Направляющуюся же в водопонижающей скважине воду удаляют погружным водоподъемным электронасосом, производительность которого устанавливают в соответствии с естественной миграцией грунтовых вод, при этом производительность водоподъемного электронасоса $Q_в$ определяют следующим выражением:

$$Q_в = (2,5 \div 3,5) h_в \cdot d_{ск} \cdot k_{ф} \cdot q_{скв}, \quad (309)$$

где $k_{ф}$ – коэффициент фильтрации грунтового массива; $q_{скв}$ – удельный дебет скважины по воде.

В частном варианте выполнения заявляемого способа воду, откачиваемую из водопонижающей скважины, подают в расположенные в зоне пятна загрязнения емкости, стенки которых имеют коэффициент фильтрации, близкий к коэффициенту фильтрации грунтового массива.

Обеспечение подпитки грунтового массива за счет многократного возврата воды, откачиваемой из водопонижающей скважины, в зону пятна загрязнения позволяет обеспечить геодинамическое равновесие грунтового массива и предотвратить подвижки и обрушения грунта. Для реализации этого в пределах пятна загрязнения выполняют грунтовые выработки, водопоглащающие скважины или емкости, в которые направляют откачиваемую воду. При этом объем откачиваемой и возвращаемой в грунтовый мас-

сив воды определяется производительностью водоподъемного электронасоса и устанавливается в зависимости от коэффициента фильтрации грунтового массива, удельного дебета и геометрических параметров скважины согласно зависимости (309).

Накопленный при этом объем нефтепродуктов должен быть не менее минимально извлекаемого по условиям настройки нефтяного электронасоса ($Q_n \cdot t_{min}$) т.е.

$$0,785 \cdot H_{ск} \cdot d_{ск}^2 / (1 + h_e/h_n) = Q_n \cdot t_{min}, \quad (310)$$

что и определяет минимально целесообразное заглубление скважины ниже уровня раздела фаз по предложенной выше зависимости (309).

Воды в водопонижающей скважине накопителя значительно больше по сравнению с нефтепродуктами, но удалять ее при наличии подвижности водоносных слоев не следует с большой скоростью, поскольку оптимальным будет являться баланс естественного притока и удаления воды. При этом оказывается возможным определить диапазон регулирования производительности водоподъемного электронасоса при сохранении устойчивости геодинамических условий грунтового массива. При бурении скважины в зоне техногенных скоплений нефтепродуктов и создании воронки депрессии положение зоны пятна загрязнения изменяется за счет привлечения в область, создаваемую воронкой депрессии, грунтовых вод вместе с нефтепродуктами, образующими в водопонижающей скважине слой определенной толщины. Таким образом, в скважине происходит накопление нефтепродуктов и воды, которые удаляются соответствующими электронасосами.

Глубину водопонижающей скважины выполняют в соответствии с зависимостью (308) которая была получена на основании моделирования процессов гидродинамики в грунтовых массивах, что достаточно надежно обеспечивает накопление в ней количества нефтепродукта, необходимого для цикла работы нефтяного электронасоса.

Рассматриваемый способ извлечения техногенных скоплений нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод реализуется следующим образом.

В пределах территории техногенных загрязнений (см. рис. 69) бурят разведочные скважины 1, с помощью которых выявляют границы зоны пятна загрязнения 2, его исходное положение и толщину.

ны слоев воды и нефтепродуктов. Затем вскрывают горизонт грунтовых вод бурением по меньшей мере одной водопонижающей скважины 3 с углублением в водоносную часть горизонта на глубину $H_{ск}$ ниже уровня раздела фаз, определяемую по формуле (309). Водопонижающую скважину 3 оборудуют нефтяным и водоподъемными электронасосами 4 и 5 соответственно. В зависимости от расположения на очищаемой территории жилых и промышленных объектов в доступных местах выполняют водопоглощающие скважины 6 или грунтовые выработки 7. В частном случае в выработках 7 помещают емкости 8 для предотвращения размывания грунта. Распределение откачиваемой воды между водопоглощающими скважинами 6, грунтовыми выработками 7 и емкостями 8 реализуется системой трубопроводов 9, снабженной вентилями 10. Для сбора откачиваемых нефтепродуктов служит нефтеналивная емкость 11.

По окончании вышеуказанных подготовительных операций с помощью водоподъемного электронасоса 5 производят водопонижение грунтовых вод в зоне скопления нефтепродуктов (см. рис. 69, б). Образовавшаяся депрессионная воронка 12 обеспечивает локализацию нефтепродуктов в пределах пятна загрязнения 2. После накопления минимально потребного по условиям работы нефтяного электронасоса 4 количества нефтепродуктов в воронке 12 включают нефтяной электронасос 4, который откачивает нефтепродукты в нефтеналивную емкость 11.

В процессе водопонижения откачиваемую воду накапливают в грунтовые выработки 7 или водопоглощающие скважины 6. При этом выбор очередности заполнения скважин 6 и выработок 7 осуществляется в соответствии с гидрогеологическими условиями очищаемой территории, обуславливающими геодинамическое равновесие грунтового массива. Таким образом, обеспечивается полностью управляемая во времени и пространстве циркуляция воды в водоносном горизонте, что предотвращает его неконтролируемое обезвоживание и позволяет исключить подвижки и обрушение грунтового массива в зоне пятна загрязнения 2. Наряду с этим циркуляция активированной при многократном контакте с нефтепродуктами воды обеспечивает высокоэффективную промывку загрязненных грунтов, что в конечном итоге обеспечивает более качественную экологическую их очистку.

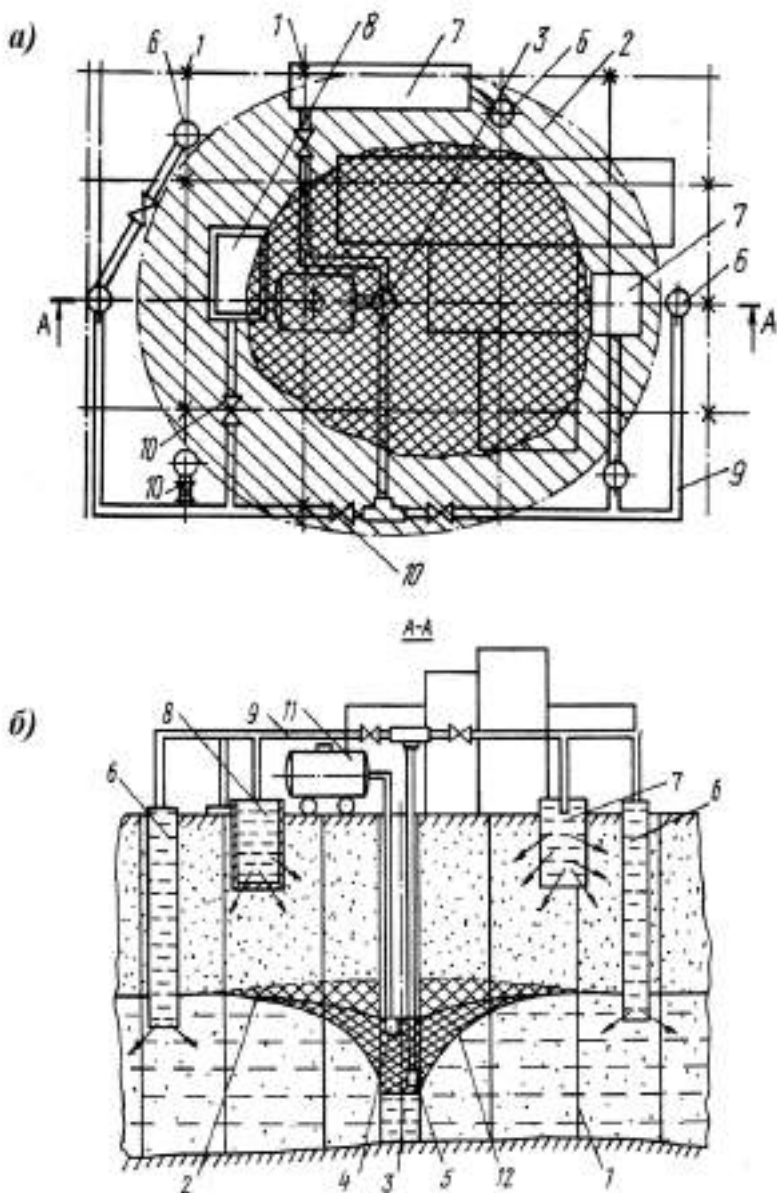


Рис.69. Способ извлечения техногенных скоплений нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод (патент РФ №2162915):
 а) вид в плане склонения нефтепродуктов на территории промышленного объекта; б) продольное сечение А.-А

Плотность скважин в зоне пятна загрязнения зависит от конфигурации и размеров зоны техногенных скоплений нефтепродукта, но расстояние между ними и их расположение должно быть таким, чтобы обеспечить локализацию зоны в полном объеме. Каждую из скважин оборудуют своим нефтяным и водоподъемным электронасосами 4 и 5. При этом электронасос 4 на подвеске опускают в скважину 3 ниже уровня нефтепродукта так, чтобы его заборное устройство совпадало с уровнем раздела фаз нефтепродукт-грунтовая вода. При включении в работу электронасоса 5 оборудуется депрессия вокруг скважины 3 в водоносном слое, в результате чего деформируется первоначальный исходный контур зоны пятна загрязнения 2 до полной его ликвидации.

В период времени накопления нефтепродукта образовавшаяся воронка 12 депрессии в слое нефтепродукта самоликвидируется за счет естественного перераспределения потока в грунте, подготавливая электронасос 4 к работе, по окончании которой новый цикл накопления и извлечения нефтепродукта повторяется до окончательного его удаления из пределов радиуса влияния каждой скважины 3. Динамика удаления воды из водопонижающей скважины 3 позволяет создавать воронки депрессии таким образом, чтобы обеспечивать безопасные условия локализации зоны пятна загрязнения 2 и извлечения нефтепродукта.

Положение глубины уровней слоя нефтепродуктов и его толщина с определенной периодичностью, но не реже одного-двух раз в неделю, замеряют в каждой из скважин, и в зависимости от полученных данных заборное устройство нефтяного электронасоса 4 устанавливается всегда на уровне раздела фаз.

Таким образом, с использованием указанного способа представляется возможным осуществлять локализацию и ликвидацию зон загрязнения грунтовых вод нефтепродуктами в условиях размещения строений на поверхности земли с заранее определенной динамикой создания депрессионных воронок и, следовательно, без опасения возможного разрушения этих строений, так как при таком способе не создаются условия интенсивных геодинамических подвижек и обрушений грунтового массива. Эффективность очистки при этом существенно повышается за счет многократного промывания загрязненной зоны водой, удаляемой из водопонижа-

ющих скважин, способной захватывать и увлекать за собой нефтепродукты.

В.И. Сметанин, В.И. Авинель и В.В. Сметанин в Московском государственном университете природообустройства разработали способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод [207]. По этому способу для сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод предварительно устраивают внутреннюю дамбу из минерального грунта по периметру очищаемой зоны, а затем внешнюю дамбу на некотором расстоянии от внутренней дамбы. После этого сооружают противофильтрационную завесу, проходящую через внутреннюю дамбу на глубину ниже подошвы сформировавшейся линзы нефтепродуктов, но не достигающую водоупора и завесу, проходящую через внешнюю дамбу на глубину залегания водоупора. Затем подают воду в пространство, образованное дамбами, и насыщают грунт водой с последующим вытеснением нефтепродуктов по направлению к поверхности грунта в зону действия дренажного устройства, заглубленного ниже глубины корнеобитаемого слоя и глубины заложения фундаментов зданий и сооружений.

Способ на практике реализуется следующим образом (см. рис. 70).

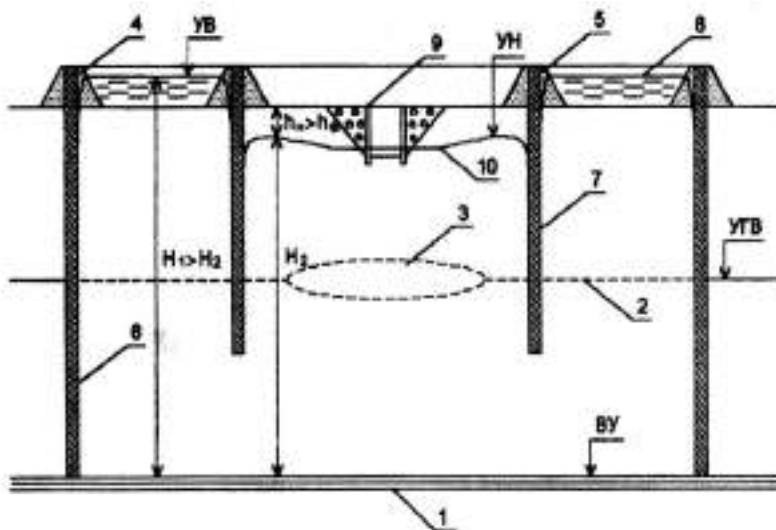


Рис. 70. Схема способа сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод (патент РФ № 2162916)

В местах расположения, например, крупных баз хранения нефтепродуктов, в том числе и на территории военных баз, в результате многолетних проливов и утечек из резервуаров образуются скопления нефтепродуктов 3 на поверхности грунтовых вод 2 и фильтруются вместе с ними к естественным и искусственным дренам.

Для недопущения попадания нефтепродуктов в открытые водоемы и для отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод проводят следующие мероприятия:

- по периметру очищаемой зоны отсыпают внутреннюю дамбу 5 из минерального грунта, а затем внешнюю дамбу 4 на некотором расстоянии от внутренней дамбы;

- далее сооружают противофильтрационную завесу 7, проходящую через внутреннюю дамбу 5 на глубину ниже подошвы сформировавшейся линзы нефтепродуктов, но не достигающую водоупора 1, и через внешнюю дамбу 6 на глубину залегания водоупора;

- в средней части очищаемой зоны устраивают дренаж в виде приемного колодца 9, заглубляя его дно, с учетом обеспечения уровня собираемой жидкости в нем, ниже корнеобитаемого слоя грунта или глубины заложения фундаментов зданий и сооружений;

- после чего подают воду в пространство 8, образованное дамбами, и насыщают грунт водой.

Вытесняют нефтепродукты по направлению, к поверхности грунта в зону действия приемного колодца. Уровень воды в грунте между противофильтрационными завесами заведомо превышает уровень жидкости в грунте внутри очищаемой зоны. При контакте нефтепродуктов с противофильтрационной завесой не происходит их проникновения за завесу, что обеспечивает непроницаемость внутренней противофильтрационной завесы по отношению к нефтепродуктами. Противофильтрационные завесы устраивают методом «стена в грунте» из глинистого материала.

Поступление нефтепродуктов в приемный колодец происходит по линиям тока, не достигающим корнеобитаемого слоя грунта и глубины заложения фундаментов зданий и сооружений. Управление уровнем 10 нефтепродуктов в грунте обеспечивают заложением дна приемного колодца и поддерживают в процессе

очистки путем откачки собираемой жидкости. Откачиваемую жидкость из приемного колодца в последующем разделяют на нефтепродукты и воду.

18.3. Системный анализ инновационных технологий очистки почвогрунтов от нефтяных загрязнений и рекультивации земель основанные на использовании сорбционных методов

Известны сорбенты для комплексной очистки поверхности почвогрунтов от нефтепродуктов, получаемые из растительного сырья, в частности из отходов сельскохозяйственного производства на основе рисовой лузги, шелухи гречихи, овса, ржи и подсолнечника [197].

Л.В. Кирейчева и О.Б. Хоклова во Всероссийском научно-исследовательском институте гидротехники и мелиорации разработали сорбент для комплексной очистки воды и поверхности почвы от нефтепродуктов и тяжелых металлов [115]. Сорбент содержит, вес %: сапропель – 50-80%, обуглероженную льняную костру – 20-50%.

Сырой сапропель обладает высокими сорбционными качествами в отношении органики, т.к. присутствие в нем гуминовых веществ определяет высокую емкость катионного обмена (195мг-экв/100г). Однако, внесение сырого сапропеля в почвогрунт сопряжено с рядом технических трудностей. Сложно равномерно распределить пастообразную массу по поверхности почвогрунта. Высокая влажность сырого сапропеля приводит к переувлажнению почвы, а при высыхании он коагулирует и образует на поверхности сплошную корку. Поэтому сырой сапропель гранулируют и высушивают. При этом его сорбционная активность резко снижается. Присутствие же углерода льняной костры (20-50%) значительно увеличивает сорбционную поверхность гранул сорбента и соответственно его сорбционную активность. Сам же уголь льняной костры проявляет высокую сорбционную активность в отношении органики, в частности нефтепродуктов.

В таблице 54 представлен сравнительный анализ сорбционных свойств сырого сапропеля, высушенного гранулированного сапропеля, угля льняной костры и предлагаемого в [115] сорбента.

Таблица 54

Сравнительный анализ сорбционных свойств различных сорбентов

Сорбент	Сорбция фуксина
Пастообразный сапропель	++
Гранулированный высушенный сапропель	+
Уголь льняной костры	+
Предлагаемый сорбент	++
<p>Примечание:</p> <p align="center">++ - раствор полностью обесцвечивается; + - раствор слабо обесцвечивается; - - раствор не обесцвечивается.</p>	

Сорбционные свойства в отношении органических веществ оценивались по степени обесцвечивания раствора фуксина.

Рассматриваемый сорбент [115] получают следующим образом. Очесы (костру) подвергают пиролизу (обуглероживание) при температуре 350°C без доступа воздуха в течение 10-12 часов. Свежий (не замороженный, хранившийся в анаэробных условиях) известковистый пастообразный сапропель с влажностью 80-90% растирают в заданном весовом соотношении с обуглероженной льняной кострой, гранулируют и гранулы 0,2-0,5 см суммой при температуре 105°C.

В зависимости от степени и качества загрязнения поверхности почвогрунта нефтепродуктами весовое соотношение компонентов сорбента принимается в пределах: сапропель – 50-80%; обуглероженная льняная костра – 20-50%. Чем выше загрязнение нефтепродуктами, тем увеличивают процент льняной костры.

В Петербургском государственном университете путей сообщения Л.Б. Сватовской, Е.И. Макаровой, Ю.В. Маталыго, Е.В. Завгородневой и Е.А. Поповой предложен способ ликвидации последствий разлива нефти, который включает обработку загрязненной грунтовой поверхности сорбентом и сбор насыщенного нефтью сорбента с последующей его транспортировкой. В качестве сорбента применяют сырьевую смесь для приготовления пенобетона неавтоклавного твердения. Насыщенный нефтью сорбент транспортируют на утилизацию [198].

В качестве сырьевой смеси для приготовления пенобетона неавтоклавного твердения могут применяться следующие составы (таблица 55).

Таблица 55

**Сырьевые смеси для приготовления пенобетона
неавтоклавного твердения**

Марка пенобетона (ГОСТ 25485-89)		D600	D500	D400
состав, мас. %				
Портландцемент М400 (ГОСТ 10178-76)		29	25,85	20,86
Песок (ГОСТ 8736-77)		8,39	6,80	6,47
Вода		12,26	12,24	11,51
Пенообразователь СБ-31		5	5,5	6,12

Вышеуказанный способ ликвидации последствий разлива нефти реализуется следующим образом.

Вначале готовят сырьевую смесь для пенобетона определенной марки по инструкции СН 277-80 [212]. Затем дозируют портландцемент, песок и воду. Дозируют пенообразователь марки СБ-31 и при помощи пеногенератора превращают в пену. Отдозированный портландцемент, песок и воду тщательно перемешивают, получая цементно-песчаный раствор. К полученному цементно-песчаному раствору добавляют пену и тщательно перемешивают до получения однородной растворной смеси. Сырьевую смесь для приготовления пенобетона неавтоклавного твердения заливают на обрабатываемую поверхность загрязненного нефтью грунта из расчета, что 1 м^2 требуется $0,016-0,0175 \text{ м}^3$ сорбента (таблица 56).

Таблица 56

**Зависимость количества удаленных с поверхности загрязненного грунта
нефтепродуктов от объема используемого сорбента**

Расход сорбента, м^3 на 1 м^2	0,015	0,0155	0,016	0,0165	0,017	0,0175
Количество удаленных с поверхности нефтепродуктов, %. Сорбент сырьевая смесь для приготовления пенобетона D400 неавтоклавного твердения	92	95,5	97	98	98	100
Количество удаленных с поверхности нефтепродуктов, %. Сорбент сырьевая смесь для приготовления пенобетона D 500 неавтоклавного твердения	92	95,5	97	98	98	100
Количество удаленных с поверхности нефтепродуктов, %. Сорбент: сырьевая смесь для приготовления пенобетона D 600 неавтоклавного твердения	92	95,5	97	98	98	100

Через 72 часа затвердевший сорбент, пропитанный нефтью и жидкими нефтепродуктами собирают любым известным способом. Собранный сорбент отправляют на утилизацию. Отработанный сорбент может быть использован в качестве наполнителя при производстве строительных блоков, например, фосфатных или шлакощелевых.

Таблица 57

Сорбционная емкость и удерживающая способность рассматриваемого и известного [134] сорбентов

Название	Сорбционная емкость, кг/кг		Удерживающая способность, кг/кг		Содержание нефтепродуктов в обработанном грунте, г/кг
	нефть	бензин	нефть	бензин	
Рассматриваемый сорбент на основе пенобетона D600 неавтоклавного твердения	50-55	65-70	50-55	65-70	0,03
Рассматриваемый сорбент на основе пенобетона D500 неавтоклавного твердения	50-55	65-70	50-55	65-50	0,03
Рассматриваемый сорбент на основе пенобетона D400 неавтоклавного твердения	50-55	65-70	50-55	65-50	0,03
Сорбент на основе полиуретанового пенопласта	35-45	60	35-45	60	0,14

Сравнительный анализ эффективности сбора нефти и нефтепродуктов проводился по отношению к известному способу очистки поверхностей от нефти и жидких нефтепродуктов, разработанного в Белорусском государственном университете, включающем обработку загрязнённой поверхности сорбентом, в качестве которого применяют полиуретановый пенопласт. Обработку загрязненной поверхности ведут полиуретановым полужестким мелкопористым пенопластом с низкой кажущейся плотностью 8-12 кг/м³ и размерами пор 0,3-1,2 мм,

предварительно разрезанными на пластины любых размеров или в виде крошки. Крошку получают из отходов при резке полиуретанового пенопласта на пластины. Сорбент укладывают на обрабатываемую поверхность, предварительно упакованным в сетчатые мешки [134].

В таблице 57 приведены основные характеристики рассматриваемого сорбента [198] с сорбентом по известному техническому решению [134].

Определение количественного содержания нефтепродуктов в грунтах проводилось на спектрофотометре инфракрасном ИКС-29 методом колоночной хроматографии с ИК-спектрометрическим окончанием, рекомендуемым Международной организацией по стандартизации. Сущность метода заключается в экстракции органических соединений из грунта растворителем, хроматографическом отделении углеводородных компонентов от неуглеводородных и последующим ИК-спектрометрическим определением содержания нефтепродуктов в грунте.

Метод определения нефтепродуктов включает в себя следующие стадии:

- подготовка пробы к анализу, частота и периодичность их отбора по ГОСТ 17.1.4.01-80, ГОСТ 2761-84, ГОСТ 17.1.3.07-82;

- экстрагирование растворимых органических компонентов из пробы грунта. В качестве основного растворителя используется четыреххлористый углерод, удовлетворяющий требованиям, предъявляемым к растворителям при количественном анализе (ГОСТ 20288-74);

- адсорбционно-хроматографическое отделение присутствующих в экстракте компонентов неуглеводородного характера, мешающих определению, на хроматографической колонке с окисью алюминия, имеющий степень активности - 2;

- определение содержания нефтепродуктов в экстракте по калибровочному графику, приготовленному при растворении в четыреххлористом углероде искусственной смеси углеводородов, состоящей из 37,5% изооктана, 37,5% гексадекана и 25% бензола.

И.П. Бреус, В.А. Бреус и С.А. Неклюдов в Казанском государственном университете разработали способ защиты почв и грунтовых вод от загрязнения нефтью и нефтепродуктами [21]. По этому способу создается противодиффузионный барьер, предотвращающий нисходящую миграцию гидрофобных загряз-

нителей в почвах и грунтах, в виде жидкого капиллярного экрана. В верхний слой почвы или грунта вносят природные минеральные и (или) органические сорбенты, обладающие высокими водоудерживающими свойствами, с последующим увлажнением почвенной или грунтовой среды до состояния полевой влагоемкости. В качестве минеральных сорбентов используют цеолиты, глины или доломиты в количестве 1-33% от массы сухой почвы. В качестве органических сорбентов используют торф, целлюзу, лигнин, древесные опилки, измельченную кору, солому, биомассу культурных и дикорастущих растений или резиновую крошку. Минеральные сорбенты вносят в виде смеси с почвой слоем 20-25 см. Органические сорбенты вносят отдельным слоем толщиной 5-20 см, находящимся подслоем почвы или смеси почвы с минеральным сорбентом толщиной 5-20 см.

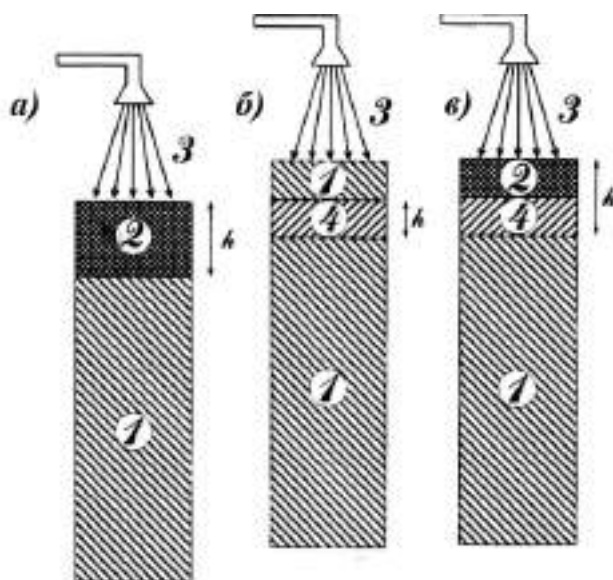
Этот способ защиты почв (грунтов) и грунтовых вод от загрязнения нефтью и нефтепродуктами осуществляется следующим образом. В верхний слой (0-25 см) почвы или грунта вносятся минеральные и (или) органические сорбенты. Затем влажность среды доводится до состояния полевой влагоемкости путем поверхностного увлажнения.

По указанному способу сорбенты вносятся в почву или грунт по трем схемам (см. рис. 71).

По схеме №1 (рис. 71, *a*) предлагается использование только минеральных сорбентов, которые вносятся в верхний (0-25 см) почвенный слой 2 почвы 1 в виде смеси с исходной почвой (или грунтом) при соотношении сорбент/почва от 1:99 до 1:2. Внесение сорбентов производится одним из двух способов: запахиванием с последующим боронованием, либо укладкой смеси предварительно снятой почвы (слой 0-25 см) с сорбентами.

В соответствии со схемой №2 (рис. 71, *б*) слой органического сорбента 4 ($h=5-20$ см) помещается под верхним слоем почвы 1. Для этого предварительно удаляется верхний слой почвы на глубину 5-20 см, затем укладывается слой органического сорбента 4, на который сверху укладывается ранее снятый слой почвы.

Применения схем №1 и №2 достаточно для полного удерживания гидрофобных загрязнителей в слое 0-25 см глинистой или суглинистой почвы.



**Рис. 71. Схемы внесения сорбентов в почвы и грунты
(патент РФ №2361041):**

а) схема №1; *б)* схема №2; *в)* схема №3, 1 - почва (или грунт);
2 – смесь почвы (или грунта) с минеральными сорбентами; 3 – увлажнение поч-
вы (или грунта) водой; 4 – органический сорбент

Комбинированная схема №3 (рис. 71, в) включает создание верхнего слоя 2 из смеси минерального сорбента с почвой при соотношении сорбент/почва от 1:99 до 1:2, а также слоя органического сорбента 4. Здесь $h = 25$ см – толщина общего слоя сорбентов двух различных типов. Сорбенты вносятся следующим образом: предварительно удаляется верхний слой почвы на глубину 5-20 см, который смешивается с минеральным сорбентом в выбранном соотношении; затем укладывается слой органического сорбента толщиной 5-20 см; на слой органического сорбента укладывается подготовленная смесь почвы с минеральным сорбентом. Схема №3 рекомендуется для легких (супесчаных) почв.

Эффективная иммобилизация гидрофобных загрязнителей сорбционно-капиллярным барьером достигается благодаря двум эффектам: а) увеличению гидравлического сопротивления водонасыщенной почвенной среды по отношению к фильтрации гидрофобных жидкостей вследствие внесения сорбентов в почву; б) вы-

сокой сорбционной емкости внесенных сорбентов по отношению к гидрофобным загрязнителям по сравнению с почвой (грунтом).

В Волгоградской академии МВД России Г.К. Лобачевой, Н.В. Павличенко, А.А. Куриным и др. предложен состав для очистки и рекультивации почвы от нефтяных загрязнений [141]. Предложенный состав содержит азотно-фосфорное удобрение и цеолит-глинистую породу в соотношении 1:3. В качестве цеолит-глинистой породы используют вермикулит, а в качестве удобрения используют органоминеральный продукт, образующийся после механической и реагентной обработки осадков сточных вод и активного ила.

Уникальные технические свойства вермикулита заключаются в высоких адсорбционных свойствах, химической инертности. Вермикулит это минерал, залежи которого в России велики, а органоминеральный продукт образуется в количестве 1 миллиону тонн в год.

Органоминеральный продукт (отход) относится к 5 классу опасности и имеет следующий состав: массовая доля органического вещества (в пересчете на сухое), %, не менее 20; содержание общего фосфора (P_2O_5), %, в пересчете на сухое вещество, не менее 1,5; содержание общего азота, %, в пересчете на сухое вещество, не менее 0,6; кремний диоксид, %, в пересчете на сухое вещество, не более 20. Влажность 67,7%, рН-7,21. Содержание активного ила в органоминеральном продукте не менее 50%. Органоминеральный продукт (отход) имеет повышенную активизирующую способность за счет содержания в биологическо-активном иле бактериальной микрофлоры, являющейся биодеструктором, который разлагает органические соединения и нефтепродукты на углекислый газ и воду.

Вермикулитовый мелиорант впитывает углеводороды нефти и нефтепродуктов, создает среду для развития нефтеокислителяющих почвенных бактерий, присутствующих в естественном биоценозе данного региона. Вермикулитовый мелиорант является дополнительно воздухововлекающей, влагоудерживающей и рН-корректирующей добавкой к органоминеральному продукту и почвенному субстрату.

Вермикулит это природный минерал из группы гидрослюд слоистого строения, обладающий уникальной способностью набухать (увеличиваться в 6-15 раз).

Вермикулит является продуктом низкотемпературных гидротермальных процессов и последующего выветривания. Слюды по химическому составу относятся к сложным алюмосиликатам. Химический состав вермикулита представлен в таблице 58.

Таблица 58

Химический состав вермикулита

Химический состав	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	CaO	K ₂ O	Fe ₂ O ₃
Процентный состав	38-45	10-16	14-25	1-5	1-6	6-13

Зерна набухающего вермикулита имеют кубообразную форму, а зерна гидрослюд – пластинчатую.

Материал, получаемый при обжиге вермикулитового концентрата, является сыпучим, легким высокопористым материалом в виде чешуйчатых частиц серебристого, желтого или золотистого цвета. Он не токсичен, не подвержен гниению, препятствует распространению плесени, без запаха. Уникальное техническое свойство вермикулита – высокое адсорбционное качество. Это биологически стойкий материал, химически инертный, не выделяет вредных веществ при повышенной температуре.

Для удаления нефтепродуктов целесообразно использовать вермикулит с размером зерен не менее 1,25 мм, при этом сорбционная емкость его колеблется в пределах 1,9-5,9 г/г.

Вермикулит является высокопористым минералом, у которого между чешуйками находится воздух. Такое строение позволяет добиться необходимых аэрационных свойств, при которых почва не слеживается, не образуется корка на ее поверхности. Поверхность остается рыхлой.

Таким образом, применение вермикулита как в сельском хозяйстве, так и для рекультивации загрязненных нефтью грунтов позволяет:

- улучшить структуру легких (песчаных) и тяжелых (глина и суглинка) открытых грунтов;
- оптимально регулировать воздушный режим и влажность;

- активно стимулировать рост корневой системы и растения в целом;

- понижать кислотность на 8-14%;

- увеличить эффективность действия удобрений на 12-17%;

- снизить заболевание корневой системы гнилью.

Приведем пример исследования влияния компонентов, а именно вермикулита и органоминерального продукта (отхода) на степень очистки почвы от нефтяных загрязнений, в качестве которых использовались реальные почвы нефтеперерабатывающего завода, имеющие различную степень загрязнения нефтепродуктами.

В колбу на 500 см³ помещают 100 г почвы с содержанием нефтепродуктов 180 мг/кг. Почва взята с территории комплекса очистных сооружений НПЗ. Добавляют 200 мл воды, перемешивают 15 минут, добавляют в различных соотношениях вермикулит и органоминеральный продукт (далее ВОМО) в течение 120 суток. После обработки почвы различными составами ВОМО определяли степень очистки почвы (таблица 59).

Таблица 59

Степень очистки почвы различными составами ВОМО

Соотношение компонентов, масс.ч.	ВОМО	Степень очистки, %
ВОМО 1	0.5:2.0	88
ВОМО 2	1:0.5	80
ВОМО 3	2:1	82
ВОМО 4	1:1	84
ВОМО 5	0.5:1	81
ВОМО 6	1:3	99
ВОМО 7	3.5:1	83

Содержание нефтепродуктов в исходной почве 180,2 мг/кг, доза реагента 0,25 мг/г почвы. Из приведенной таблицы 59 следует, что наибольшей эффективностью при данной дозе реагента обладают составы ВОМО с соотношением 1:3.

Также проведены промышленные испытания. Состав получали следующим образом. Навеску вермикулита (1 часть) смешивали с навеской органоминерального продукта (отхода) (3 части). Затем определяли границу загрязненного нефтью и нефтепродуктами грунта, глубину залегания загрязняющих веществ и их концентрации. Указанный состав вносим методом рыхления (запахивания) на глубину 50-60 см в количестве 1,0-3,0 кг на 1 м² (10-30 т на 1 га). При этом грунт

увлажнялся за счет влаги органоминерального продукта при температуре окружающей среды 20-25°C создаются условия жизнедеятельности бактериальной микрофлоры в течении 1-3 месяцев.

Результаты по очистке грунта, загрязненного нефтью, с использованием мелиоранта в количестве 1,0; 2,0; 3,0 кг на 1 м², приведены в таблице 60 [141].

Таблица 60

Результаты по очистке грунта с использованием различного количества мелиоранта в зависимости от времени воздействия

Длительность мес.	1	2	2,5	3
Количество мелиоранта, кг, при соотношении отн. 1:3, на 1м ² грунта	Эффективность извлечения органических веществ из грунта, %	Эффективность извлечения органических веществ из грунта, %	Эффективность извлечения органических веществ из грунта, %	Эффективность извлечения органических веществ из грунта, %
1,0	52	74	79	89
2,0	61	82	90	92
2,5	65	84	99	100
3,0	67	88	100	100

Л.Б. Сватовская, М.В. Шершнева и Н.Н. Ефимова в Петербургском государственном университете путей сообщения разработали способ детоксикации грунта, загрязненного нефтепродуктами. Для детоксикации грунта в него вносят сорбент для достижения заданной концентрации загрязняющего вещества в грунте. Перед внесением в грунт сорбента производят замеры концентрации загрязняющего вещества при смещении проб загрязненного грунта с сорбентом. Далее определяют массу сорбента, необходимого для смещения с грунтом и достижения в грунте заданной концентрации загрязняющего вещества. Затем распределяют рассчитанную массу сорбента по поверхности грунта с одновременным перемешиванием сорбента с загрязненным грунтом. В качестве сорбента используют пеногипс [199].

Указанный способ осуществляется следующим образом.

В качестве сорбента используют измельченные отходы пеногипса. Отход имеет следующий минеральный состав, масса в %: полуводный гипс 39,4-51,4; кварцевый песок 0,6-20,4; силикат магния и (или) алюминия 0,6-9,5; пенообразователь 0,1-0,7; ортофосфорная кислота 0,6-1,3; вода – остальное.

В качестве примера испытания [199] была определена площадь загрязненного участка, равная 100 м^2 , глубина проникновения нефтепродуктов, определенная бурением, составила $0,2 \text{ м}$. Объем грунта, загрязненного нефтепродуктами, составил 20 м^3 . Масса грунта, загрязненного нефтепродуктами, составила 24000 кг .

Были проведены замеры остаточных концентраций нефтепродуктов и рассчитано среднеарифметическое значение остаточных концентраций (мг/кг) нефтепродуктов в грунте через 6 суток после смещения трех проб загрязненного грунта с сорбентом. При этом были получены следующие результаты измерений трех соотношений: 1) 1 кг грунта: $0,8 \text{ кг}$ сорбента = 62 мг/кг ; 2) 1 кг грунта: 1 кг сорбента = 60 мг/кг ; 3) 1 кг грунта: $1,2 \text{ кг}$ сорбента = 58 мг/кг . Среднеарифметическое значение остаточной концентрации нефтепродуктов в грунте $K_1 = (62 + 60 + 58) / 3 = 60 \text{ мг/кг}$. Заданная концентрация достижения остаточного загрязнения грунта нефтепродуктами составляла 680 мг/кг ($K_{зад}$). Используя соотношение

$$m_c = m_{гр} \cdot K_1 / K_{зад}, \quad (311)$$

где m_c – масса сорбента; $m_{гр}$ – масса грунта, загрязненного нефтепродуктами, было получено $m_c = 2118 \text{ кг}$. Таким образом, на 24000 кг грунта загрязненного нефтепродуктами, необходимо 2118 кг пеногипса.

Далее было проведено распределение массы сорбента на поверхности загрязненного грунта с одновременным перемешиванием с загрязненным грунтом любым перемешивающим механическим средством (культиватором, плугом, в бетономешалке и т.д.). В таблице 61 приведены полученные результаты по очистке грунта, загрязненного нефтепродуктами.

Таблица 61

Результаты по очистке грунта, загрязненного нефтепродуктами с использованием различного количества сорбента

Количество сорбентов на 24 т грунта	Количество биопрепарата на 24 т грунта	Исходная концентрация нефтепродуктов в грунте, мг/кг	Остаточная концентрация нефтепродуктов в грунте мг/кг
по способу [199]			
2118 кг	-	1500	680
по способу [200]			
3336 кг	24 кг	1500	980
4368 кг	24 кг	1500	990

По данным таблицы 61 видно, что при одинаковой исходной концентрации нефтепродуктов в грунте в рассматриваемом способе [199] требуется на 1218 кг меньше сорбента, чем в способе [200], где в качестве сорбента используют глауконит, в который дополнительно, в зависимости от температуры, вводят биопрепарат (углеводородо-доксиляющие микроорганизмы или мицелиальные грибы). При этом остаточная концентрация нефтепродуктов ниже на 300 мг/кг.

И.И. Гаврилин и А.М. Шигапов в Уральском государственном университете путей сообщения разработали эффективный способ очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами [54]. При осуществлении данного способа в загрязненную почву вводят реагент-сорбент. В качестве реагента-сорбент используют сосновый опил фракции 2-10 мм. Реагент-сорбент вводят в количестве 10-30% от объема загрязненной почвы. Перемешивают реагент-сорбент и почву не реже одного раза в трое суток. Поддерживают влажность смеси 60-70%. Выполняют перечисленные операции в вегетативный период на протяжении 40-90 суток. При превышении остаточной концентрации производят доочистку почвы. Доочистку проводят путем посева горчицы обыкновенной и ее удаления и утилизации с корнями и листьями после увядания.

На рис. 72 приведена схема осуществления рассматриваемого способа очистки почв от нефти и нефтепродуктов [54]. Перед началом проведения мероприятий по очистке почвы анализируют природно-климатические условия местности загрязнения и типологию загрязненной почвы 1, определяют глубину проникновения и концентрацию нефти и нефтепродуктов в загрязненной почве 2. После проведения названных мероприятий проводят определение необходимого количества опила соснового – 10-30% от объема загрязненной почвы 3, на поверхность загрязненной почвы наносят 4 и перемешивают 5 с ней опил сосновой фракции 2-10 мм, являющийся отходом деревообрабатывающей промышленности и широко распространенный на территории многих стран, в количестве 10-30% от объема загрязненной почвы (см. рис. 72). Опил сосновый при внесении его в загрязненную почву, с одной стороны, служит органическим сорбентом и предотвращает дальнейшую миграцию нефти и нефтепродуктов, уменьшая степень их вымывания из почв в 5 раз по отношению к чистой почве, а с другой, является источником интенсификации жизнедеятельности аборигенном нефтеусваивающих

микроорганизмов, активность которых при внесении опила соснового и создании определенных условий резко возрастает, поскольку опил сосновый является для микроорганизмов питательной средой и увеличивает их биологическую массу в загрязненной почве, ускоряя тем самым скорость деструкции нефтяного загрязнения.

Полученную смесь загрязненной почвы с опилом сосновым рыхлят на глубину загрязнения периодичностью не реже одного раза в трое суток 6 и поддерживают в ней влажность 60-70% в течение вегетационного периода на протяжении 40-90 суток 7, с целью создания микроорганизмам благоприятных условий жизнедеятельности. Проводят определение остаточной концентрации нефти и нефтепродуктов в обработанной почве в конце вегетационного периода 8, сравнение остаточной концентрации нефти и нефтепродуктов в обработанной почве с уровнем предельно допустимой концентрации 9 и выявления соответствия уровню предельно допустимой концентрации 10. При достижении уровня предельно допустимой концентрации нефти и нефтепродуктов в почве 11 процесс очистки завершается. Если уровень предельно допустимой концентрации нефти и нефтепродуктов в почве не достигнут, то производится доочистка почвы 12 путем посева быстро растущего растения 13 горчицы обыкновенной в количестве 30 г/м². Рост и развитие горчицы обыкновенной происходит 15-20 суток и обеспечивает накопление нефти и нефтепродуктов в корнях и листьях растения.

После окончания роста горчицы обыкновенной ее с корнями и листьями удаляют с поверхности почвы и утилизируют 14. Производят повторное определение остаточной концентрации нефти и нефтепродуктов в обработанной почве 15. Применение метода фиторе медиации в качестве доочистки позволяет добиться сокращения концентрации нефти и нефтепродуктов в почве не менее чем на 75% от первоначальной.

Таким образом данный способ очистки почв от загрязнения нефтью и нефтепродуктами позволяет добиться эффективной и экологически безопасной очистки почв с различной степенью загрязненности без ее выемки и транспортирования, без применения дополнительного спецоборудования, при минимальных трудозатратах и времени на подготовку очищаемого грунта.



Рис. 72. Схема осуществления способа очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами (патент РФ №2581671)

В.В. Слюсаренко, Н.В. Бурлака, В.А. Бурлака, А.В. Русинов, Д.А. Русинов и Е.П. Ищенко предложили способ обезвреживания отработанных буровых шламов и почв, загрязненных нефтепродуктами [205].

По данному способу осуществляют извлечение обработанного бурового шлама экскаватором из земляных амбаров на ровную поверхность и просушивание на солнце. Вносят смесь фосфогипса и глауконита для связывания солей тяжелых металлов. Просушивают массу в естественных условиях до достижения влажности 8-14% и уменьшения ее в объеме в 6-8 раз. Производят перемешивание смеси с помощью бульдозера, оснащенного фрезерно-роторным рабочим органом, с последующим размещением и уплотнением в амбарах, дно которых отсыпано глауконитом слоем 20-30 см (рис. 73). Осуществляют засыпку слоем глауконита толщиной 20-30 см и минеральным грунтом слоем толщиной не менее 0,5-1,0 м. Сверху толщиной 20-40 см насыпают плодородный слой, обогащенный глауконитом. Амбары изготавливают на любых типах грунтов с залеганием грунтовых вод не менее 8-10 м и при помощи подстилающего слоя 15-20 м и более.

Произведенное обезвреживание отработанных буровых шламов и загрязненных почв по описанному способу от солей тяжелых металлов, солей бария и нефтепродуктов позволяет снизить их содержание в шламах и почвах. Этот способ прост в использовании, экономичен, не требует дорогостоящих или дефицитных материалов и оборудования, не продолжителен во времени и может использоваться повсеместно.

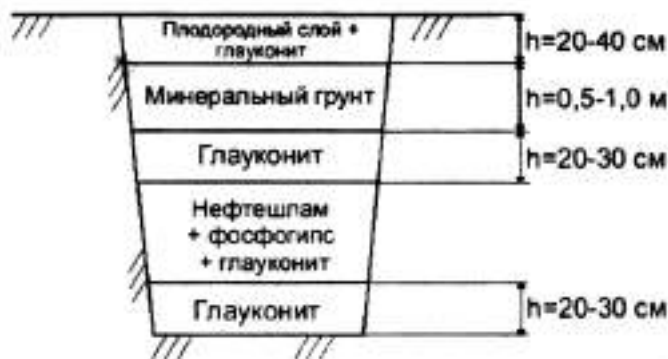
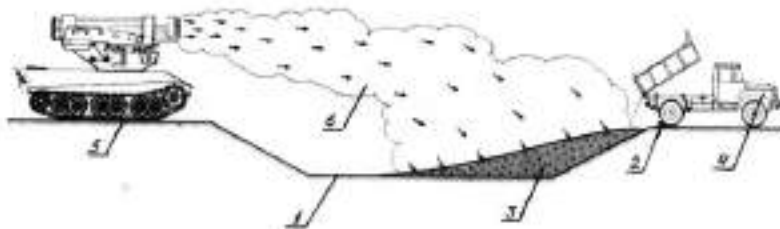


Рис. 73. Схема слоев материалов для обезвреживания буровых шламов и почв, загрязненных нефтепродуктами (патент РФ № 2596781)

Для ликвидации и локализации последствий разливов нефти на воде и на суше, включая смеси нефти и нефтепродуктов с грунтом, камнями, илом, водорослями и прочими применяются способы, предусматривающие поджог разлива нефти и контроль сжигания нефти до определенной минимальной толщины пленки. Здесь вертолет сбрасывает контейнер с желатинообразным топливом типа «напалма». При ударе о поверхность контейнер раскрывается, выливая упомянутое топливо. На это топливо сбрасывается запальное устройство, в случае успешного воспламенения некоторая часть нефти выгорает [248]. После естественного погасания пламени остается немалая масса нефтепродуктов на суше. В основном это смеси нефти с водой, грунтом, камнями, илом, водорослями, неспособные поддерживать горение. На суше смесь нефти с грунтом, илом и водорослями сгребается бульдозерами, выкапывается экскаваторами на глубину проникновения нефти и нефтепродуктов, сгружаются в самосвалы, отвозящие эти загрязненные массы в промышленные отвалы. Эти массы на свалках неизбежно распространяют нефть на глубину и вокруг себя, создавая новый очаг масштабного загрязнения, который очень трудно ликвидировать. Обычно эти свалки закапывают, стараясь про них забыть. Путь утилизации, извлечения нефти из этих грязных конгломератов с помощью сорбентов дорог и сложен, требует сначала отделить конгломеранты с сорбентами от водорослей, ила, камней и пластика. Технология извлечения нефти из гранул сорбента требует сложного и дорогого оборудования.

В.Д. Захматов, С.А. Турсенев и В.А. Онов предлагают новый способ локализации и ликвидации последствий разливов нефти и нефтепродуктов [91]. Здесь осуществляют сбор загрязненной смеси нефти с грунтом, ее транспортировку и послойную выгрузку в по меньшей мере одну железобетонную ванну, расположенную в месте потенциальной аварии с утечкой нефти. Производят напыление фронта агента-сорбента или диспергатора, разлагающего нефть биологически или химически, при помощи модуля на шасси танка или грузовика на смесь нефти с грунтом. Для напыления используют многоствольный модуль. Агент распыляется залпом с торца ванны с созданием газосорбентного или газодиспергентного вихря на часть площади дна ванны. Самосвалом сваливают с борта на эту часть площади дна ванны массу смеси нефти с грунтом. На

эту поверхность модулем залпом распыляют вихрь, покрывающий внешнюю поверхность сваленной смеси нефти с грунтом. Затем такую трехстадийную операцию повторяют для каждой выгрузки из самосвала смеси нефти с грунтом. После окончания загрузки ванну закрывают крышей каркасной со сплошным покрытием.



На рис. 74. Схема взаимодействия самосвала и распылительного модуля стоящих на противоположенных торцах бассейна («ванны») по способу локализации разливов и нефти и нефтепродуктов /(патент РФ №2777378)

На рис.74 показана схема взаимодействия самосвала и распылительного модуля, стоящих на противоположных торцах бетонного резервуара для складирования смеси нефти с грунтом.

Рассматриваемый способ локализации и ликвидации последствий разливов нефти и нефтепродуктов на практике реализуется следующим образом.

Самосвал 4 (рис. 74) подъезжает на площадку сваливания и одновременно шасси многоствольным модулем 5 становится на позицию напротив от самосвала 4. Самосвал 4 отгружает массу смеси 3 нефти с грунтом в ванну 1 (бетонный резервуар) и многоствольный модуль 5 создает вихри 6 газосорбентные (диспергентные) одновременно с началом сброса и после окончания сброса по поверхности сброшенной массы в ванне 1 многоствольный модуль 5 на шасси танка или грузовика осуществляет залпом создание газосорбентного (диспергентного) вихря с уплотненным фронтом, осуществляющим проникающее напыление сорбента или диспергента в сваленную смесь 3 нефти с грунтом. Затем второй самосвал вываливает свою массу смеси 3 нефти с грунтом и по ней осуществляется следующее залповое распыление. На каждую отгрузку в «ванну» 1 по вываленной массе смеси осуществляется проникающее напыление очередным вихрем 6. Перед каждым вы-

валом смеси сзади задних колес самосвала 4 устанавливается противооткатный упор 2. Таким образом, после окончания загрузки в ванне 1 создается многослойная смесь из смеси нефти с грунтом и сорбентов (или диспергантов), закрываемая крышкой из толстой пленки или более солидной каркасной конструкции. В результате создается эффект замкнутого пространства, в котором перемешаны смесь нефти с грунтом и сорбентами (или диспергентами), что обеспечивает эффективное разложение и нейтрализацию нефти и нефтепродуктов. Ускорению нейтрализации нефтекомпонента в «ванне» и отсутствию загрязнения окружающей среды способствует герметичность стенок резервуара (ванны) и наличие крыши с вентиляцией, предотвращающей образование взрывоопасных концентраций.

Заезд распылительной установки с противоположного торца бассейна облегчает горизонтальное прицеливание стволов модуля, упрощает конструкцию распылительного модуля в части гашения откатного усилия, направленного вверх от шасси при наведении стволов под отрицательным углом.

Такую систему из «ванны» (хранилища отходов), самосвалов и группы из 2-3 мобильных многоствольных модулей, распыляющих залпами сорбенты (или диспергенты), а также технологию их взаимодействия при загрузке смеси нефти с грунтом, выдерживания до нейтрализации сорбентами смеси нефти с грунтом в «ванне», целесообразно создавать на всех объектах и в регионах, где возможны крупные аварии, но и регулярно происходящие средние и мелкие разливы нефти.

Хочется отметить и разработанное С.Ю. Голубковым и Е.В. Котовым сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов [68, 69].

На рис. 75 показано сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов.

Сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов включает сорбирующий мат 1, выполненный из смеси полимерных волокон, объединенных термическим скреплением в полотно толщиной 20-30 мм, с плотностью 10-35 кг/м³. Согласно заявленным техническим решениям [68, 69] сорбирующий мат 1 содержит биокомпонентное волокно с линейной плотностью 0,48 Текс, полиэфирное волокно с линейной плотностью 1,7 Текс, полипропи-

леновое волокно с линейной плотностью 1,7 Текс и полиэфирное волокно с линейной плотностью 0,03 Текс. При этом указанная смесь имеет следующие масс. %: биокomпозитное волокно 30; полиэфирное волокно – 15; полипропиленовое волокно – 40; вторичная масса – 15.

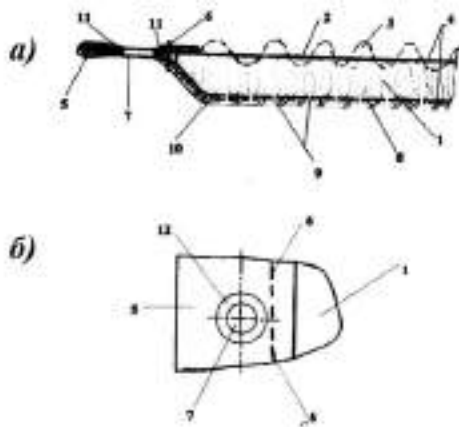


Рис. 75. Сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов (патенты РФ на полезные модели №№214557 и 214558) а) фрагмент устройства, поперечный разрез; б) фрагмент устройства, вид сверху.

Габариты изделия могут составлять, например, 25×1500×300 мм. Мат 1 с обеих сторон может иметь плоскую поверхность 2. Согласно другому варианту, верхняя сторона мата 1 может иметь гофрированную 3D – поверхность 3, что увеличивает степень сорбции за счет увеличения активности входной поверхности. Плотность мата 1 с обеих сторон (сверху и снизу) или только с одной стороны (снизу) соединено термоспособом с упрочняющей проницаемой нетканой оболочкой 4, выполненной из материала на основе полиэфирного термоскрепленного волокна с плотностью 66-80 кг/м³. Толщина одной упрочняющей оболочки может составлять 0,6-0,8 мм. При этом площадь нижней или каждой, нижней и верхней, упрочняющих оболочек 4 больше площади мата 1.

Нижняя сторона нижней оболочки покрыта непроницаемой пленкой 8, выполненной, например, на основе полиэтилентерефталата (ПЭТ). Непроницаемая пленка 8 может быть выполнена из другого известного из уровня техники полимера. Непроницаемая пленка 8 снизу может быть покрыта эластичной сеткой 10,

выполненной из материала на основе полиэфира. При этом пленка 8, а также эластичная сетка 10 имеют периметр равный периметру каждой из упрочняющих оболочек 4 (с возможными отклонениями 1-5 мм, согласно производственным допускам) и совместно с ними подвергнуты внутрь мата 1, образуя стенки и дно сорбирующего устройства. Увеличенные размеры уплотняющих оболочек 4, пленки 8 и сетки 10 в сравнении с размерами мата 1, позволяет по всему периметру подвернуть их края внутрь изделия внахлест поверхности мата 1 с образованием складки 5. Складка 5 по всему периметру устройства скреплена упрочняющим швом 6, выполненным при помощи ультразвуковой сварки. Причем в складке 5 последовательно выполнены сквозные отверстия 7 для крепления нескольких сорбирующих устройств между собой обеспечивая таким образом покрытие необходимой площади на подлежащей очистке территории. При этом все совмещенные в подвернутой складке слои, в местах образования отверстий 7, скреплены при помощи ультразвуковой сварки таким образом, что верхняя наружная поверхность 11 складки 5, по периферии каждого отверстия 7, включает углубления 12 в виде воронки. Поверхность каждого углубления 12 направлена от ее внешнего края к горизонтальной оси мата под углом 15-20°. Диаметр каждого отверстия 7 составляет от 6 до 16 мм, а диаметр каждого углубления от 12 до 36 мм. В данной части подвернутый пленки 8, горячим способом выполнены перфорированные отверстия 9 диаметром от 0,3 до 0,4 мм, в количестве 4-5 отверстий на см². Основной функцией отверстий 9 является выведение через них воды после поднятия общего уровня жидкости внутри мата на 25-75% от его высоты. В частности, после достижения общего уровня жидкости до 8-15 мм внутри мата, высота которого может составлять 20-30 мм, происходит выведение воды через отверстия 9. Дополнительно через отверстия 9, могут выводиться нефтепродукты при отжиме рассматриваемого устройства.

Данное сорбирующее устройство может быть уложено на участках подлежащих очистке от загрязнений нефтепродуктами как по отдельности, так и совместно с другими скрепленными между собой сорбирующими устройствами.

18.4. Системный анализ современных инновации по очистке почвогрунтов и шламов от нефти и нефтепродуктов и рекультивации территорий, основанных на биологических методах

Интенсивное развитие нефтяной промышленности приводит к увеличению числа аварий, результатом которых становится загрязнение окружающей среды нефтью и нефтепродуктами. Наиболее безопасными способами очистки почвогрунтов с нефтезагрязненными в настоящее время являются биологические методы. Для ускорения процессов микробной биодеграции нефти применяются главным образом два подхода: стимуляция собственной углеводородокисляющей микрофлоры (УОМ) и интродукция в нефтезагрязненную почву УОМ и их ассоциаций, т.е. бактериальных препаратов [99]. Введение УОМ с бактериальными препаратами является эффективным при очистке нефтезагрязненных почв северных территорий, поскольку собственная микробиологическая активность почв мала из-за суровых климатических условий главным образом непродолжительного теплого сезона [131]. В настоящее время в России создано несколько десятков бактериальных препаратов, в состав которых входят от одного до нескольких десятков штаммов микроорганизмов, активно разрушающих углеводороды нефти и нефтепродуктов. Как правило, микроорганизмы принадлежат к следующим родам: *Pseudomonas*, *Asinetobacter*, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Candida*, *Anspergillus*, *Penicillium* и некоторым другим. Среди бактериальных препаратов, например, хорошо известны: препарат «Путидойл», «Бауиспектин», «МУС-1», «Универсал», «Унирем», «Деворойл», «Дестройл» и другие [171].

В.А. Зоркин, Н.Н. Бушиева, Н.А. Побединский, В.Н. Безносков и др. разработали способ переработки нефтяных шламов (замазанных грунтов), в котором при их переработке эти шламы подвергают воздействию центробежных сил, температуры, деэмульгаторов, а грунты обезвреживают биологическими микроорганизмами и грибным инокулянтом, для чего обработанный деэмульгатором и нагретый до температуры 40-50°C нефтешлам путем отстаивания разделяют на четыре фазы: нефтепродуктовую, водную, водно-иловую суспензию и замазанные механические примеси (грунт), затем нефтепродуктовую фазу обрабатывают деэмульгатором, нагревают водяным паром, центрифугируют, догревают до температуры 90-98⁰С, сепарируют и вы-

водят очищенную нефть. Водную фазу выводят и направляют на размыв данного осадка в шламонакопитель, водно-иловую суспензию используют в качестве питательной среды для выращивания микроорганизмов, а замазученный грунт после промывки их углеводородным растворителем и водяным паром вводят в водно-иловую суспензию с выращенными микроорганизмами и при температуре 30-35°C в течение 2-3 суток обезвреживают в аэробных и затем анаэробных условиях, после чего в обработанный грунт добавляют инокулянт, культивируют, затем отделяют полученную грибную биомассу и выводят очищенные грунты [96].

На рис.76 показана технологическая схема рассматриваемого способа переработки нефтяных шламов и обезвреживания грунтов.

Нефтьешлам забирают заборным устройством (не показано) из шламонакопителя и подают насосом 1 на самоочищающийся фильтр грубой очистки 2. При этом нефтьешлам очищается от крупных частиц размером более 10 мм. Перед фильтром грубой очистки в поток нефтьешлама насосом 3 вводят деэмульгатор. Очищенный от крупных частиц и обработанный деэмульгатором нефтьешлам подают в емкость 4, где нефтьешлам нагревают до температуры 45°C водяным паром, который подают непосредственно в поток нефтьешлама. В емкость 4 нефтьешлам расслаивается на четыре фазы: нефтепродуктовую, водную, водно-иловую суспензию и замазученные механические примеси. Нефтепродуктовую фазу выводят из емкости 4 и подают насосом 5 в подогреватель-смеситель 6. Перед подогревателем-смесителем 6 в поток нефтепродуктовой фазы насосом 7 вводят деэмульгатор. В подогревателе-смесителе 6 нефтепродуктовую фазу нагревают до температуры 75°C водным паром, который подают непосредственно в поток.

Далее в нефтепродуктовую фазу подают в центрифугу 8 и очищают среду от механических примесей, плотность которых превосходит плотность воды. Очищенная нефтепродуктовая фаза самотеком поступает в емкость-деаэратор 9, из которой насосом 10 ее подают в подогреватель-смеситель 11, где нагревают до температуры 95°C водяным паром. Во всасывающую линию насоса 10 подают деэмульгатор насосом 12. Далее нагретую до температуры 95°C нефтепродуктовую фазу подают на сепаратор 13, где сепарируют и выводят очищенный нефтепродукт, а также воду, которую повторно сепарируют на сепараторе 14 и получают чистую воду.

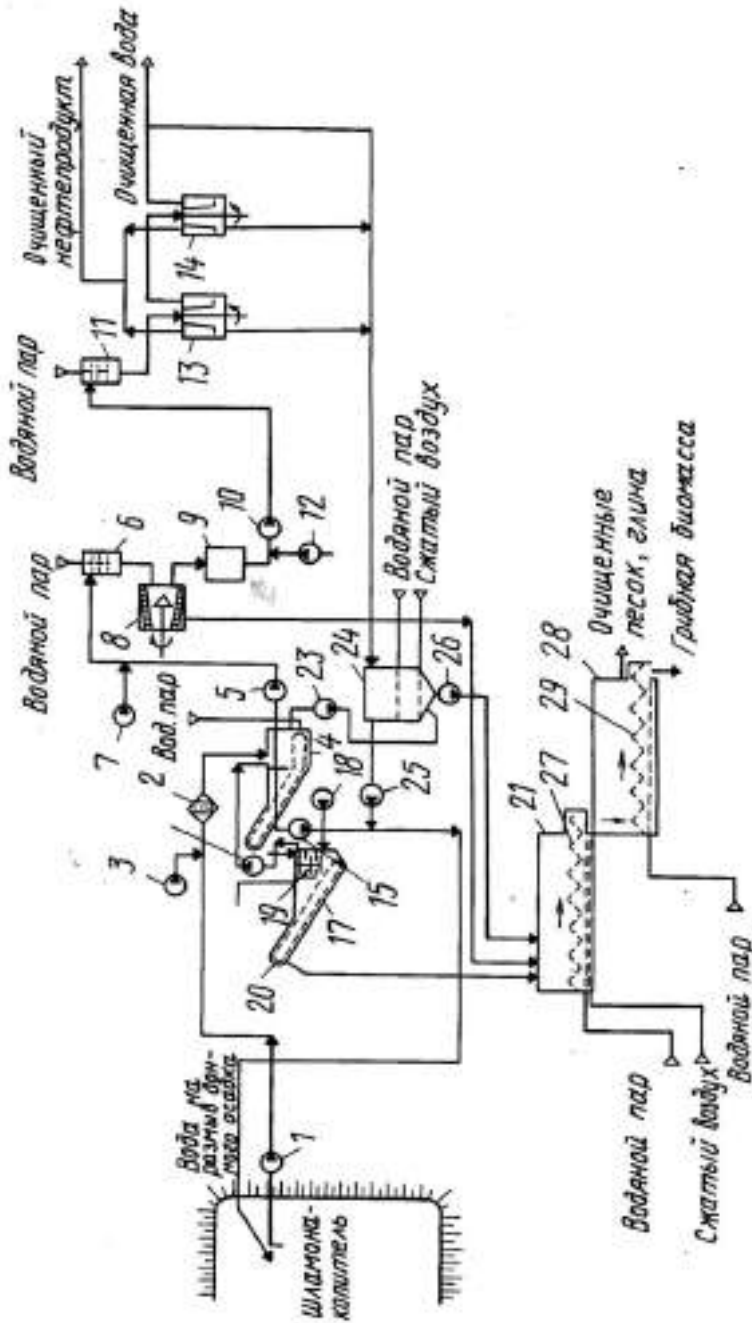


Рис. 76. Технологическая схема способа переработки нефтяных шламов и обезвреживания грунтов (патент РФ № 2078740)

Водную фазу из емкости 4 насосом 15 подают в шламонакопитель на размыв донного осадка. Замазученный грунт с нижнего уровня емкости 4 конвейером 16 выводят и направляют в емкость 17, в которую насосом 18 подают растворитель в виде легкой бензиновой фракции НК при 62°C и выводят водяной пар. Замазученный грунт отмывают растворителем при помощи внутреннего устройства 19. Отмытый в растворителе грунт обрабатывают водяным паром, после чего с нижнего уровня емкости 17 выводят и подают конвейером 20 в аппарат биологической очистки 21. Жидкие углеводороды из емкости 17 насосом 22 подают в емкость 4 для дальнейшей переработки. Водно-иловую суспензию выводят из емкости 4 и подают насосом 23 в аппарат очистки – культиватор 24. В аппарат 24 вносят также питательные вещества: источники азота, фосфора, буферные растворы для поддержания pH, а также вносят инокулянт, представляющий собой микробное сообщество.

Используя водно-иловую суспензию в качестве питательной среды в аппарате 24 размножаются и накапливаются микроорганизмы. Очищенную воду из аппарата 24 выводят и подают насосом 25 в шламонакопитель на размыв донного осадка.

Для обеспечения необходимых условий размножения и ускоренного роста микроорганизмов в аппарат 24 подают сжатый воздух и водяной пар, создавая и поддерживая интенсивную аэрацию и оптимальную температуру культивирования 30°C. Далее водно-иловую суспензию с микроорганизмами подают насосом 26 в аппарат биологической очистки 21. Для обеспечения оптимальных условий жизнедеятельности микроорганизмов в аппарат 21 подают сжатый воздух и поддерживают температуру среды в аппарате 30°C.

Для очистки среды от тяжелых углеводородов и отдельных вредных соединений недостаточно применение только аэробных микроорганизмов, поэтому по истечению 2 суток отключают подачу сжатого воздуха и вносят в аппарат 21 сообщество анаэробных микроорганизмов, для размножения и накопления которых используется аппарат, аналогичный аппарату 24 (не показан). Обработка анаэробными микроорганизмами длится в течение 3 суток при температуре 45°C.

Далее среда из аппарата биологической очистки 21 выводится и шнеком 27 подается в аппарат-культиватор 28, в котором происходит обработка среды с использованием грибной микрофлоры. При загрузке обрабатываемой среды в аппарат 28 обеспечивают равномерное распределение среды по всему дну аппарата, используя шнек 29. Для создания оптимальных условий жизнедеятельности грибной микрофлоры обеспечивают температуру 30°C и естественное проветривание внутренней полости аппарата. Грибная микрофлора разлагает органические соединения, а также микроорганизмы, накопленные на предыдущих стадиях биологической очистки.

По завершению обработки грибной микрофлорой по истечении 10 суток образуется грибная биомасса, которая хорошо отделяется от обрабатываемой среды. Грибная микрофлора обладает свойствами аккумулировать в своей биомассе тяжелые металлы и другие элементы, поэтому выделенные концентрации тяжелых металлов и других элементов могут иметь промышленное значение.

В завершении обработки из аппарата-культиватора 28 шнеком 29 выводят очищенные и обезвреженные песок и глину, которые могут использоваться при производстве строительных материалов (кирпичей).

Рассмотренный способ переработки нефтяных шламов и обезвреживания грунтов позволяет обеспечить комплексную переработку нефтяных шламов и обезвреживание замазученных грунтов, полностью перерабатывать нефтешламы и донные осадки шламонакопителей, исключить вредное воздействие на окружающую среду от разлитой на грунты нефти, а также выделить, очистить и вернуть в переработку наибольшее количество разлитой нефти. Как видно в рассматриваемом способе в комплексе с биологическими используются и физические методы очистки.

Во Всероссийском нефтегазовом научно-исследовательском институте В.П.Муригным, Е.В.Коротаевой, А.В. Столяровой и Л.Р. Петерсон был разработан состав для очистки воды и почвы от нефти и нефтепродуктов [163]. Предложенный состав для очистки воды и почвы от нефти и нефтепродуктов включает фосфорсодержащую соль, азотсодержащую соль, микроорганизмы и воду. В качестве микроорганизмов используются штаммы *Rhodococcus* sp. (*R. ruber*) 1418 ВКМ Ас-1513D и *Rhodococcus* sp. (*r. erythropolis*)

1715 ВКМ Ас-1514D и дополнительно калитосодержащую соль при следующем соотношении компонентов, мас. %:

фосфоросодержащая соль 0,005 – 0,15;

азотосодержащая соль 0,001 – 0,15;

калийсодержащая соль 0,001 – 0,05;

Rhodococcus sp. (*R. ruber*) 1418 ВКМ Ас-1513 D0,04-0,06;

Rhodococcus sp. (*r. erythropolis*) 1715 ВКМ Ас-1514 D0,04-0,06;

Вода – остальное.

Данный состав и продукты биодеструкции нефти не оказывает вредного действия на окружающую среду. Состав может применяться в любых ландшафтах независимо от типа загрязнения объекта (грунт, почва, пути сообщения, городская среда, вода, болота и т.д.). При снижении загрязнения ниже уровня ПДК состав теряет свою биологическую активность из-за отсутствия углерода как источника питания и энергии для бактерий.

Состав представляет собой концентрированную суспензию жизнеспособных и активных клеток бактерий. Он характеризуется широким диапазоном резистентности к температурному режиму (от 8 до 40°C), с температурным оптимумом 15-20°C, поэтому может эффективно применяться в различных климатических условиях. Состав действует при уровне загрязнения объекта нефтью и нефтепродуктами до 20 %, но наиболее эффективен при низком уровне загрязнения (0,1-0,5 %), который остается после механической или химической очистки. Состав легко и полностью растворяется в воде. Без потери активности сохраняется: при комнатной температуре в течение 10 дней; при температуре 4-8°C в течение 1 месяца, затем наблюдается снижение числа жизнеспособных клеток на один порядок каждые 15-20 дней.

Применение состава не требует больших материальных затрат. Техника применения проста и доступна.

Для приготовления 1 т рабочего раствора 1 кг густой суспензии радококов 1418 и 1715 вносят при перемешивании в 10 л емкости с пресной водой. Желательно, чтобы температура воды была около 20°C. Перемешивание осуществляют до полного исчезновения осадка. Готовый раствор переносят в емкость с 900 л пресной воды. В эту жидкость вносят соли при перемешивании, добиваясь полного их растворения. Раствор также переносят в емкость. Общий объем доводят до 1000 л.

Обработка почвы и воды осуществляется с помощью поливальных машин емкостью 5 или 10 м³. Приготовленные растворы заливаются через верхний люк в наполненную водой цистерну и перемешиваются в течение 5-7 минут. Вместо поливальных машин можно использовать пожарные машины. Предварительно необходимо промыть емкости пожарной машины 2-3 объемами воды для очистки ее от специальных растворов, используемых при тушении пожаров.

Обработку загрязненной почвы проводят следующим образом. Рабочий раствор готовят непосредственно перед использованием. На поверхность почвы его наносят из расчета 1 л на 1 м² поверхности. Нанесение осуществляют с помощью дождевания или распыления. При пересыхании обрабатываемой поверхности в летний период рекомендуется повторить полив и рыхление. Эффективность очистки оценивают по анализу почвы или грунта на содержание в них углеводородов нефти до, в процессе и после проведения очистки.

В качестве фосфорсодержащей соли может быть использован диаммонийфосфат (NH₄)HPO₄, дикалийфосфат K₂HPO₄ и т.п. В качестве азотсодержащей соли может быть использован диаммонийфосфат, нитрат калия KNO₃. В качестве калийсодержащей соли может быть использован нитрат калия, дикалийфосфат K₂HPO₄ и т.п.

Штамм 1418 получен авторами способом [163] при выделении углеводородоокисляющих бактерий из пластовых вод контрольной насыпной модели пласта, способен к активному росту при использовании в качестве единственного источника углерода и энергии углеводородов (парафин C₉-C₂₂ или гексадекан, или нефть). Причем рост наблюдается, главным образом, на границе раздела углеводород – вода. Штамм идентифицирован по физико-биохимическим, культурным признакам, содержанию ГЦ пар в ДНК (69±0,1 мол.) и типу клеточной стенки (TV) как *Rhodococcus* sp. 1418 (ruber); хранится на минеральной среде с нефтью в качестве источника углерода при 8°C с обязательным пересевом один раз в 6 месяцев. Морфологические признаки: при росте на мясопептонном агаре при 30°C четырехсуточная культура образует палочки неправильной формы, часто соединенные в цепочки по 3 и более. Палочки неподвижные. На мясопептонном бульоне, разбав-

ленном 1:1 минеральной средой Раймонда, при 30⁰С через 4 суток наблюдается помутнение среды, беловатый, толстый, довольно плотный осадок. Заметно образование пленки на поверхности среды и тонкого пристеночного кольца.

Основные физиологические признаки штамма 1418 представлены в таблице 62.

Таблица 62

**Основные физиологические признаки штаммов родококков
1418 и 1715**

Физиологический признак	Штамм Rhodococcus sp. 1418	Штамм Rhodococcus sp. 1715
Окраска по Граму	+	+
Спорообразование	-	-
Размер клеток, мкм	(0,7-0,8)×2,4	(0,7-0,8)×(1,6-2,8)
Форма колоний на плотной среде	Гигантская колония неправильной округлой формы, беловато-бежевая, сегментированная, матовая без блеска, край волнистый, диаметр 6-7 мкм	Гигантская колония округлая с маслянистым блеском, уплотненная в центре, край неровный, волнистый диаметр 5-6,5 мкм
Отношение к кислороду	Аэроб	аэроб
Гидролиз крахмала	+	+
Редукция нитратов в нитриты		
Гидролиз казеина	-	-
Свертывание молока	-	-
Разжижение желатины	-	слабое
Рост в присутствии NaCl	50 г/л	50 г/л
Рост на сахарах:		
глюкоза	+	+
фруктоза	+	+
галактоза	+	-
мальтоза	+	+
ксилоза	-	+
сахароза	+	±
целлобиоза	±	±
рамноза	±	±
арабиноза	±	±
рафиноза	±	±
Рост на спиртах:		
сорбит	+	+
маннит	+	+

Штамм родококка 1715 при выращивании на минеральной среде Раймонда с жидкими углеводородами (парафин C₉–C₂₂ и гексадекан 11) в количестве 5 образцов образует жирные кислоты (основной продукт метаболизма углеводородов), растворенные преимущественно в углеводородах: C_{16:1}-110 мкг/л; C_{18:1}-650 мкг/л (таблица 63). Штамм *Rhodococcus* sp. 1715 (*erythropolis*) при выращивании на нефти в количестве 5 образцов снижает концентрацию нормальных парафинов и изопреноидов. За 14 суток роста соотношение нефти меняется от 4,34 до 2,83. Штамм 1715 разлагает 65% нефти за срок около 2 недель при 5% содержании ее на минеральной среде Раймонда состава, г/л: Na₂CO₃ - 0,1; CaCl₂×9H₂O - 0,01; MnSO₄×H₂O - 0,02; NH₂HPO₄×2H₂O - 1,5; KH₂PO₄ - 1,0; MgSO₄×7H₂O - 0,2; NaCl -10; вода дистиллированная 1000 мл.

Таблица 63

Образование жирных кислот в процессе микробиологической деградации парафина C₉-C₂₂ и гексадекана при отдельном и совместном применении штаммов родококков 1418 и 1715

Жирная кислота	<i>Rhodococcus</i> sp. 1418	<i>Rhodococcus</i> sp. 1715	<i>Rhodococcus</i> sp. 1418 и <i>Rhodococcus</i> sp. 1715
Содержание в водной фазе мкг/л			
C (16:0)	99,80	10,95	268,50
C (16:1)	2,20	1,68	27,30
C (18:0)	111,70	6,16	68,40
C (18:1)	8,00	6,73	6,84
Всего:	221,70	25,52	371,04
Содержание в органической фазе мкг/л			
C (16:0)	382,0	142,0	3037,0
C (16:1)	115,0	110,0	839,0
C (18:0)	165,0	650,0	187,0
C (18:1)	763,0	11,0	2599,0
Всего:	1425,0	1016,0	6662,0
Итого:	1646,7	1041,52	7033,04

Полученные результаты показывают (табл. 63), что совместное применение двух штаммов родококков 1418 и 1715 приводит к 4-5 кратному увеличению, образования жирных кислот, обладающих нефтеомывающими и эмульгирующими свойствами. Это является положительным моментом при очистке почвы, воды, насосно-компрессорных труб, забоя и призабойной зоны от асфальтно-смолисто-парафинистых отложений.

В модельных экспериментах в лабораторных условиях по очистке почвы двумя штаммами родококков 1418 и 1715 через 11 суток наблюдали снижение концентрации нефти от 5% до 1,25% [163].

В.А. Зоркин, Н.Н. Бушуева и Е.Х. Айсин разработали способ для очистки нефтяных шламов и грунтов на нефтеперерабатывающих заводах и на местах добычи нефти [97].

Данный способ очистки нефтяных шламов и грунтов осуществляется в следующей последовательности.

Нефтяной шлам и замазученный грунт или почва (далее нефтешлам) забирают, обрабатывают деэмульгатором, фильтруют от крупных частиц размером более 10 мм, обрабатывают и нагревают водяным паром до температуры 40-50°C. Затем нефтешлам отстаивают 15-20 минут, в течение этого времени нефтешлам разделяют на четыре фазы: нефтепродуктовую, водную, водно-иловую суспензию и замазученные механические примеси. Нефтепродуктовую фазу используют как топливо. Водную фазу выводят и направляют на размыв донного осадка, а замазученные механические примеси выводят, отмывают углеводородным растворителем и водяным паром. В водно-иловую суспензию вносят инокулянт, представляющий собой микробное сообщество, после чего интенсивно культивируют микроорганизмы в аэробных условиях, в качестве питательных веществ используют углеводороды, которые содержатся в водно-иловой суспензии, а также добавляют источники азота, фосфора и буферные растворы. В процессе роста и размножения микроорганизмы очищают водно-иловую суспензию от углеводородов. Кроме углеводородов, микроорганизмы способны разлагать и другие вредные соединения, поэтому состав выращиваемых микроорганизмов выбирается в зависимости от наличия загрязнений в конкретном образце.

Выращенные микроорганизмы совместно с водно-иловой суспензией объединяют с открытыми механическими примесями и во влажных условиях (75-80%) интенсивно аэрируют в течение 1-2 суток при температуре 30-35°C и после завершения цикла обработки выводят очищенный грунт.

Вышеуказанный способ на практике реализуется следующим образом (рис. 77).

Нефтешлам забирают заборным устройством (на рисунке не показано) и подают насосом 1 на самоочищающийся фильтр грубой очистки 2. При этом нефтешлам очищается от крупных частиц разме-

ром более 10 мм. Перед фильтром грубой очистки в поток нефтешлама насосом 3 вводят эмульгатор. Очищенный от крупных частиц и отработанный деэмульгатором нефтешлам подают в емкость 4, где нефтешлам нагревают до температуры 45°C водяным паром, который подают непосредственно в поток нефтешлама. В емкости 4 нефтешлам расслаивается на четыре фазы: нефтепродуктовую, водную, водно-иловую суспензию и замазученные механические примеси.

Выводимый из емкости 4 насосом 5 очищенный нефтепродукт используют как котельное топливо. Водную фазу из емкости 4 насосом 6 подают в шламонакопитель на размыв донного осадка. Замазученные механические примеси с нижнего уровня емкости 4 конвейером 7 выводят и направляют в емкость 8, в которую насосом 9 подают растворитель легкую бензиновую фракцию НК-62°C и вводят водяной пар. Замазученные механические примеси отмывают растворителем при помощи внутреннего устройства 10. Отмытые в растворителе механические примеси обрабатывают водяным паром, после чего с нижнего уровня емкости 8 выводят и подают конвейером 11 в аппарат биологической очистки 12. Жидкие углеводороды из емкости 8 самотеком направляются в емкость 4 на дальнейшую переработку. Водно-иловую суспензию выводят из емкости 4 и подают насосом 13 в аппарат очистки – культиватор 14.

В аппарат 14 вносят также питательные вещества: источники азота, фосфора, буферные растворы для поддержания pH, также вносят инокулянт, представляющий собой микробное сообщество. Используя водно-иловую суспензию в качестве питательной среды в аппарате 14 размножаются и накапливаются микроорганизмы. Очищенную воду из аппарата 14 выводят и подают насосом 15 в шламонакопитель на размыв донного осадка. Для обеспечения необходимых условий размножения и ускоренного роста микроорганизмов в аппарат 14 подают сжатый воздух и водяной пар, создавая и поддерживая интенсивную аэрацию и оптимальную температуру культивирования 30°C. Далее водно-иловую суспензию с микроорганизмами подают насосом 16 в аппарат биологической очистки 12. Для обеспечения оптимальных условий жизнедеятельности микроорганизмов в аппарат 12 подают сжатый воздух и водяной пар для поддержания температуры среды в аппарат 30°C.

При завершении процесса обезвреживания очищенные механические примеси устройством 17 выводят в окружающую среду или могут использовать при производстве строительных материалов (кирпичей).

Указанный способ очистки нефтяных шламов и грунтов позволяет обеспечить полную очистки нефтяных шламов, замазученных почв и грунтов, исключить вредное воздействие на окружающую среду от разлитой на почве и грунте нефти и нефтепродуктов, а также выделить, очистить и вернуть в переработку наибольшее количество разлитой нефти.

Д.А. Исаков, Ю.Я. Иоссель, В.М. Саксон, Г.С. Казаров, С.А. Кузнецов и В.В.Липатов разработали способ очистки капиллярно-пористой среды (почвы и грунта) от загрязнений нефтью и нефтепродуктами [102]. Этот способ предусматривает введение в зону очистки раствора нефтеокисляющих микроорганизмов. В зоне очистки размещают электроды (анод и катод), пропускают между ними постоянный электрический ток для создания электроосмотического движения раствора нефтеокисляющих микроорганизмов. Собирают раствор, накапливающийся у катода, вводят его в зону очистки. Способ обеспечивает доставку нефтеокисляющих микроорганизмов на требуемую глубину, улучшает условия их жизнедеятельности по содержанию кислорода и влажности.

На рис.78 показана схема иллюстрирующая конкретный пример реализации вышеуказанного способа.

В зону очистки почвы или грунта, загрязненной нефтью на глубину 1,2 м, вводят электроды, аноды 1 и катоды 2. Расстояние между анодами – 1,0 м. аноды и катоды представляют между собой полые трубы диаметром 60 мм. Заглубленные в грунт участки труб имеют перфорацию, а участки труб, находящиеся выше дневной поверхности грунта, выполнены сплошными. Источник 3 постоянного тока состоит из силового трансформатора и управляемого тиристорного выпрямителя. Выходное напряжение 200 В. Над анодами 1 размещена распределительная магистраль 4 с патрубками 5, введенными в полость анодов 1. Магистраль 4 соединена с емкостью 6 для раствора нефтеокисляющих микроорганизмов. Над катодами 2 находится коллекторная магистраль 7 с патрубками 8, введенными в полости катодов 2. Магистраль 7 сообщается с емкостью 9 для собирания, накапливающегося у катодов

2 раствора нефтеокисляющих микроорганизмов, который заканчивается в емкость 9 с помощью центробежного насоса 10. На выходе из емкости 9 имеется магистраль 11. В случае необходимости очистки раствора перед его повторным введением в зону очистки от загрязнений в магистраль 7 между насосом 10 и емкостью 9 включают центрифугу 12. Для транспортировки собираемого в емкости 9 раствора с целью его повторного введения в зону очистки применены автоцистерны 13.

Положительный полюс источника 3 постоянного тока соединен с анодами 1 токопроводом 14, а его отрицательный полюс соединен с катодами 2 токопроводом 15. Описываемый способ осуществляется следующим образом. В аноды 1 заливают из емкости 6 через магистраль 4 раствор нефтеокисляющих микроорганизмов, в данном конкретном примере содержащий консорциум аэробных бактерий: *Pseudomonas putida* ПИ Ко-1, *Pseudomonas fluorescens* ПИ-896 и *Micrococcus species* ПИ Ку-1 при весовом соотношении по 7 мас. % каждого микроорганизма. Указанные штаммы зарегистрированы в коллекции микроорганизмов Всероссийского института защиты растений КМЗР ВИЗР-760. Наполнителем биопрепарата служит стерильный торф, минеральной добавкой является диаммофос 1 мас. % и карбомид 0,5 мас. %.

Штамм *Pseudomonas putida* ПИ Ку -1- мелкие короткие палочки, размеры: $(0,2-0,3) \times (0,5-0,8)$; колонки штамма круглые, гладкие, с блестящей поверхностью, слабовыпуклые, полупрозрачные, бесцветные, диаметром 3-5 мм.

Штамм *Pseudomonas fluorescens* ПИ-896-мелкие короткие палочки, размеры: $(0,1-0,4) \times (0,6-0,7)$ мкм; колонки штамма круглые, гладкие, с блестящей поверхностью, слегка приподнятые в центре, желтоватые, полупрозрачные, бесцветные, диаметром 4-6 мм.

Штамм *Micrococcus species* ПИ Ку-1-кокки, диаметром 0,6-1,0 мкм; колонки штамма круглые с ровным краем, желтого цвета, непрозрачные, гладкие, блестящие, диаметром 2-5 мм.

Температура заливаемого раствора 20-24°C. При подключении к анодам и катодам источника 3 постоянного тока создается электрическое поле с напряженностью 200 В/м. В почве, загрязненной нефтью, в данном случае имеются несмешивающиеся

жидкости – вода (как поровая вода, так и вода введенного раствора нефтеокисляющих микроорганизмов) и нефть.

На границах раздела «частицы грунта-вода», «вода-нефть» образуются двойные электрические слои. Движение ионов двойных электрических слоев приводит к перемещению границы раздела двух жидкостей. Ионы, движущиеся в воде, вовлекают в движение поровую влагу, раствор с нефтеокисляющими микроорганизмами, а также и частично нефть.

Таким образом, создается упорядоченное электроосмотическое движение раствора с микроорганизмами и нефти от анода к катоду. На первом этапе в катодах 2 собирается поровая влага, которая имела в грунте. Затем происходит распределение раствора и нефтеокисляющих микроорганизмов по всей зоне очистки на заданную глубину. Микроорганизмы разлагают углеводороды нефти на углекислый газ и воду. Под действием электроосмотических сил они вместе с жидкостью собираются в катодах 2, откуда с помощью насоса 10 заканчиваются в емкость 9. Если в процессе очистки не происходит полной деструкции нефти (нефтепродуктов), то раствор перед поступлением в емкость 9 очищают от загрязнений с помощью центрифуги 12. Из емкости 9 по магистрали 11 раствор подается в автоцистерну 13 и транспортируется к емкости 6, куда вводится снова. Затем цикл повторяется столько раз, сколько необходимо для достижения требуемой степени очистки загрязненной нефтью зоны. В случае необходимости раствор нефтеокисляющих микроорганизмов периодически обогащают, доводя концентрацию до исходного значения. Для реализации заявленного способа можно применять раствор с концентрацией нефтеокисляющих микроорганизмов 0,5-10 г/л с титром $1 \cdot 10^8$ - $1 \cdot 10^{12}$ кл/мл.

Были проведены полевые испытания [102] в грунте ненарушенной структуры на участке площадью 10 м^2 с глубиной загрязнения 1,2 м. Под почвенным слоем грунт представлял собой супесь с естественной весовой влажностью 15% и естественной плотностью $1,55 \text{ г/см}^3$. Грунт был загрязнен топочным мазутом. Электродная система состояла из анодной и катодной секций, содержащих по 9 электродов соответственно. Длина электродов 1,6 м, диаметр 60 мм, толщина стенки 3,5 мм. Перфорация поверхности электродов составляла примерно 1%.

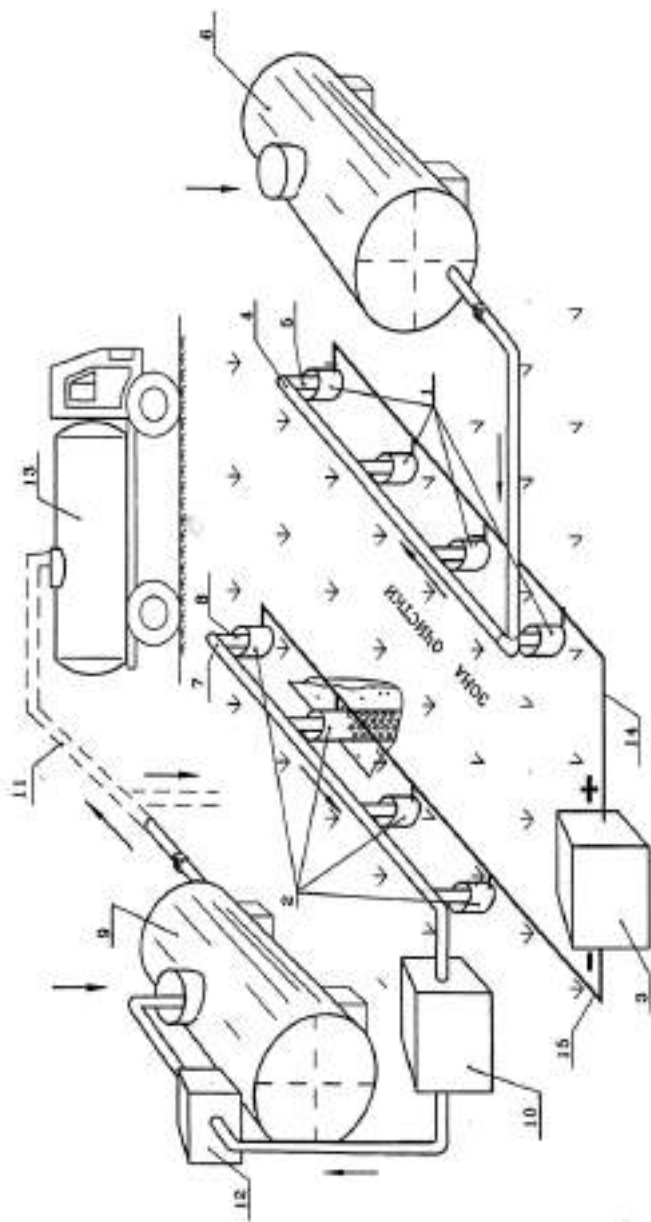


Рис. 78. Схема иллюстрирующая конкретный пример реализации способа очистки капиллярно-пористой среды от загрязнений нефтью и нефтепродуктами (патент РФ №2122904)

Нижний конец электродов погружался на 30 см ниже зоны очистки. Секции расположены друг от друга на расстоянии 1 м, электроды в секциях установлены через 1,25 м. Максимальное напряжение источника постоянного тока – 200 В. Ток в процессе обработки изменялся в пределах 7-16 А. Регулировка тока осуществлялась таким образом, чтобы температура в грунте не превосходила 36°C (измерение проводилось на глубине 0,6 м, на расстоянии 10 см от поверхности электрода). Заливка воды в аноды производилась 2 раза в сутки по 5 л на каждый электрод. Биопрепарат заливался один раз (в начале обработки), объем раствора нефтеокисляющих микроорганизмов 30 л. Общее время обработки – 60 суток, энергозатраты – 180 кВт·ч/м³.

Динамики снижения концентрации мазута в грунте как при обработке описанным способом, так и при обработке поверхностного слоя грунта биопрепаратами без пропуска тока представлены в таблице 64. Обработка грунта биопрепаратом без пропуска тока на глубинах более 30 см не проводилась, т.к. в этом случае концентрация микроорганизмов быстро снижаются (без принудительной циркуляции и аэрации).

Таблица 64

Динамики снижения концентрации мазута при различных способах обработки грунта

Глубина, м	Концентрация мазута за время обработки, г/кг			
	начальная	через 15 дней	через 30 дней	через 60 дней
Обработка грунта биопрепаратами с пропуском тока				
0,3	10	6,2	3,0	1,5
0,6	7,5	4,2	2,3	1,2
1,2	5,0	3,8	2,5	1,7
Обработка грунта биопрепаратами без пропуска тока				
0,3	10	8,4	6,5	4,2

Благодаря реализации описываемого способа [102] обеспечивается доставка нефтеокисляющих микроорганизмов на требуемую для очистки глубину. При этом вследствие постоянной циркуляции воды, а также выделения кислорода в процессе электролиза улучшается снабжение микроорганизмов кислородом, что повышает их активность и соответственно улучшает эффективность способа очистки. Циркуляция воды обеспечивает благопри-

ятные для жизнедеятельности нефтеокисляющих микроорганизмов условия с точки зрения влажности. Благодаря упорядоченному движению жидкости под действием электроосмотических сил происходит удержание раствора с нефтеокисляющими микроорганизмами в зоне очистки при незначительных потерях. Тем самым экономится биопрепарат и снижается стоимость реализации способа в целом. Следует также отметить, что под действием электрического тока происходит выделение определенного количества тепла и соответственно осуществляется некоторый подогрев почвы в зоне очистки. Тем самым дополнительно повышается активность нефтеокисляющих микроорганизмов.

Для реализации рассмотренного способа используется обычное оборудование, которое производится промышленным путем, и практически любые известные биопрепараты, содержащие нефтеокисляющие микроорганизмы.

В Нефтеюганске (Тюменская область) в ОАО «Юганскнефтегаз» Р.Х. Насыровым, В.М. Ножиным, В.А. Опалихиным и Л.В. Федоровым разработан способ рекультивации земель, загрязненных нефтью [165]. Данный способ рекультивации включает локализацию ареала загрязнения. После локализации ареала загрязнения в пределах загрязненного участка производят отсыпку дорог из минерального грунта для проезда и размещения техники, в частности грунтометов, в пределах трассы отсыпки которых предварительно осуществляют сбор разлитой нефти. Затем вдоль дорог собирают разлитую нефть, после чего осуществляют бактериальную обработку загрязненного участка. Затем грунтометами осуществляют метание торфа в направлении, перпендикулярной границе загрязненного участка и параллельно сооружаемой дороге, или в направлении, перпендикулярным дорогам. При этом дороги отсыпают параллельно друг от друга на расстоянии, превышающем в два раза дальность метания грунта грунтометами.

На рис. 79 изображена схема осуществления вышеуказанного способа рекультивации загрязненных земель. Схема состоит из границы ареала загрязнения 1, дорог для проезда техники 2, направлений метания торфа 3.

Способ осуществляется следующим образом.

При разливе нефти или нефтепродуктов с целью предотвращения распространения загрязнения локализируют место разлива

любыми подручными средствами, а также имеющимися техническими приспособлениями, т.е. делают границы загрязнения 1 на пути движения разлитой нефти. Затем нефтесборным оборудованием осуществляют сбор нефти из углублений местности и в первую очередь по пути сооружения дорог 2 для проезда и размещения техники. Дороги 2 отсыпают из минерального грунта (песка) или из утилизированного (очищенного) нефтешлама нефтезагрязненного грунта. Вдоль дорог 2 снова собирают разлитую нефть и затем производят бактериальную обработку мест нефтезагрязненного участка. Впоследствии грунтометами осуществляют метание торфа в направлении 3, перпендикулярной границе 1 загрязненного участка и параллельно сооруженной дороге или в направлении 3, перпендикулярном дорогам, расположенным параллельно дороге, с которой осуществляется метание торфа. Таким путем можно производить и бактериальную обработку загрязненных мест локализованного участка.

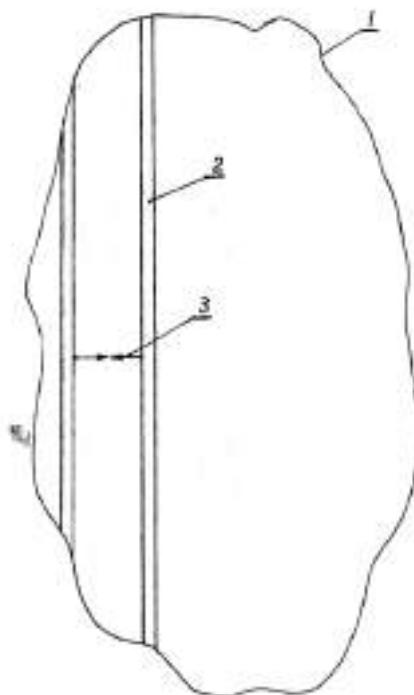


Рис. 79. Схема осуществления способа рекультивации земель, загрязненных нефтью

Впоследствии по истечении соответствующего периода из сооруженных дорог 2 производят при необходимости работы биологического этапа рекультивации.

Данный способ позволяет рационально использовать минеральные ресурсы при осуществлении комплекса рекультивационных работ, обеспечивает высокое качество рекультивации загрязненного участка, обеспечивает оздоровление экологической обстановки на территории разрабатываемых месторождений, содействует восстановлению естественной экосистемы, соответствует эстетическим требованиям ландшафта.

В Институте проблем нефти и газа Сибирского отделения РАН С.Х. Лифшиц, Ю.С. Глазнецовой, О.Н. Чалой, И.Н. Зуевой и Л.А. Ерофеевской разработан способ восстановления нефтезагрязненных почв путем внесения микробно-растительных сообществ [140]. По этому способу после предварительного сбора с почвенной поверхности нефти в нефтезагрязненную почву одновременно с интродукцией микроорганизмов-нефтедеструкторов в виде раствора биопрепарата, содержащего микроорганизмы-нефтедеструкторы с минеральными удобрениями, высеивают устойчивые к нефтезагрязнению многолетние травянистые растения.

К недостаткам микробных биопрепаратов, вносимых в почвогрунты для их очистки от нефти и нефтепродуктов следует отнести следующее. УОМ развиваются в аэробных условиях, а потому биodeградация загрязнения преимущественно идет в приповерхностных слоях почвы. При попадании нефти и нефтепродуктов в почву происходит гидрофобизация ее поверхности, вследствие чего нарушается водно-воздушный режим почва - атмосфера. Это в свою очередь, негативно влияет на активность микроорганизмов. Активность и численность микроорганизмов-нефтедеструкторов резко снижается также в случае образования корки, которая задерживает поступление влаги и воздуха в приповерхностные слои почвы. Корка образуется в результате испарения легких фракций нефти и нефтепродуктов и склеивания частиц почвы тяжелыми нефтяными остатками. Вследствие этого для более эффективной очистки, активизации УОМ рекомендуется периодически проводить рыхление дискование почвы и полив загрязненных участков [144], что требует дополнительных затрат.

Для устранения вышеизложенных негативных факторов, согласно рассматриваемому способу [140], в нефтезагрязненную почву одновременно вносятся микробно-растительные сообщества, т.е. восстановление нефтезагрязненной почвы осуществляется путем интродукции в нее микроорганизмов-нефтедеструкторов с одновременным высеванием устойчивых к нефтезагрязнению многолетних травянистых растений.

Интродукция микроорганизмов-нефтедеструкторов способствует быстрой биодеградации нефтезагрязнения. Это уменьшает фитотоксичность загрязненных почв, ведет к увеличению всхожести высаженных семян и выживаемости проростков. Произрастание растений, в свою очередь, сдерживает миграцию нефтезагрязнения на близлежащие участки. Образование растительного покрова препятствует пересыханию почвы, образованию корки, что важно для сохранения УОМ высокой микробиологической активности. Кроме того, растения через ризосферу (симбиотические микроорганизмы) положительно влияют на деструкцию нефти и нефтепродуктов. Так, произрастание растений на нефтезагрязненной почве ускоряет процессы биодеградации и стимулирует трансформацию более широкого спектра нефтяных углеводов [139]. Вследствие этого наблюдается уменьшение доли 2- и 3- метилалканов и значительное уменьшение содержания реликтовых 12- и 13- метилалканов, не характерных для органического вещества современных осадков; трансформация изопреноидов; появляется дополнительный максимум в высокомолекулярной области $nC_{27,29,31}$ характерный для распределения *n*-алканов современных осадков; повышается значение отношения нечетных *n*-алканов к четным по сравнению со значением в нефти, близких к 1.

Растения, произрастающие в нефтезагрязненной почве, адаптируясь к токсичной среде, используют в своем арсенале все возможные механизмы защиты: от увеличения активности антиоксидантных систем и систем репараций ДНК до включения апоптоза и SOS - репараций, а часть продуктов биодеградации нефтезагрязнений используются растениями в качестве питательной среды [275].

При высоких загрязнениях часть растений погибает, однако те проростки, что смогли адаптироваться и выжить, на следующий год дают многочисленные всходы. Вследствие этого целесообраз-

но высевать многолетние растения, т.к. сформированный ими адаптивный потенциал не теряется и проявляется в следующем потомстве. Это способствует более быстрому восстановлению экосистем нарушенных земель.

Рассматриваемый способ [140] может быть использован для очистки почв от нефтезагрязнений различной степени после предварительного сбора с почвенной поверхности избыточной нефти. Эффективность этого способа оценивали по степени биодegradации нефтезагрязнения и по приближению состава почвенного битумоида к природному фону, которое оценивали по ряду геохимических показателей [140].

Рабочий раствор препарата «Деворойл» с минеральными удобрениями для обработки нефтезагрязненной почвы готовили согласно инструкции [101]. Расчет расхода семян для высевания определяли согласно рекомендациям [59].

В нефтезагрязненную почву с уровнем нефтезагрязнения 4,8 г/кг почвы был внесен биопрепарат «Деворойл» в дозе кг/га и одновременно посеяны семена тимофеевки луговой (*Phleum pratense*) из расчета 35 кг/га. Тимофеевка луговая способствует дернообразованию и накоплению гумуса. Опытные образцы почв были отобраны через 3 месяца после начала проведения восстановительных работ. Результаты эксперимента показали, что степень биодegradации нефтезагрязнения за 3 месяца составила 87%. В состав почвенного битумоида отмечены изменения в сторону восстановления природного фона.

По другому эксперименту [140] в нефтезагрязненную почву с уровнем нефтезагрязнения 12,3 г/кг почвы был внесен биопрепарат «Деворойл» в дозе 10 кг/га и одновременно посеяны семена клевера лугового (*Trifolium pratense*) из расчета 30 кг/га. Клевер луговой был выбран с целью обогащения почв рекультивируемого участка клубеньковыми бактериями, которые поселяются в ризосфере, фиксируя атмосферный азот, необходимый для развития УОМ, что также должно повлиять на интенсификацию процессов деструкции углеводов и восстановления плодородия нарушенных земель. Опытные образцы почв были отобраны через 3 месяца после начала проведения восстановительных работ. Результаты эксперимента показали, что после выполнения восстано-

вительных работ наблюдается высокий уровень очистки почв, степень биодegradации составила 81%.

Рассмотренный способ восстановления нефтезагрязненных почв является экологически безопасным, поскольку для его реализации используются биологические системы (УОМ и растения), функционирование которых ускоряют процессы биодegradации нефтезагрязнения. Биотехнологический результат, достигаемый использованием этого способа, заключается в достижении синергетического эффекта, когда каждое из проведенных мероприятий (интродукция микроорганизмов-нефтедеструкторов и высевание устойчивых к нефтезагрязнению многолетних травянистых растений) усиливает положительный эффект другого, способствуя реализации положительных обратных связей.

К.Л. Чертеc, Д.Е. Быков, О.В. Тупицына, В.Н. Пыстин, Н.А. Сафонова и О.А. Самарина разработали способ переработки нефтешламов и очистки замазученных грунтов [247]. Этот способ включает операции выбора состава нефтешлама с содержанием воды от 0,01 до 99,9%, введения в нефтешлам органических компонентов, образования пористости обрабатываемого материала, добавления корректоров реакции среды до достижения рН среды, равной 5,5-8,0, создания условий проникновения в материал кислорода, завершения многокомпонентной взаимосвязи нефтеокисляющих микроорганизмов с изменяющимися по структуре компостным составом, превращения упомянутого состава нефтешлама и замазученного грунта в высокогумусированный почвогрунт. В нефтешламы и замазученные грунты в качестве порообразующих компонентов вводят отходы растениеводства, парникового хозяйства и отходы деревообработки в количестве $55 \pm 5\%$ масс., а также вводят носители микрофлоры, адаптированной к разложению загрязнителей, содержащихся в нефтешламах и замазученных грунтах, в частности избыточный активный ил очистных сооружений нефтегазоперерабатывающих предприятий, который является носителем углеводородоразлагающих микроорганизмов в количестве $10 \pm 1\%$ масс., и шлам оборотного водоснабжения, который представляет собой биообрастание решеток и стенок градирен, в качестве носителя микрофлоры, адаптированной к разложению токсичных серосодержащих соединений, присутствующих в нефтешламах и замазученных грунтах, а также для усиления пита-

ния и ускорения размножения почвенной углеводородосодержащей микрофлоры в количестве $5 \pm 1\%$ масс., а также при переработке нефтешламов и замазученных грунтов с низкими значениями $pH < 5,5$ добавляют шлам химводоочистки ТЭЦ с $pH \approx 10,0-11,0$, затем укладывают полученную массу в бурты высокой до 2,5 м и шириной основания до 5 м, проводят аэрирование при достижении концентрации углекислоты в газовой вытяжке более 7% путем перемешивания, а степень разложения нефтепродуктов определяют по формуле:

$$S = s \cdot e^{-\frac{\tau}{T}}, \quad (312)$$

где S – степень разложения нефтепродуктов -%;

s – исходное содержание нефтепродуктов;

τ - текущее время переработки, в сутках;

T – постоянное время процесса переработки, в сутках, а время максимального разложения нефтепродуктов определяют по формуле: $t \approx 3T$, где t – время, при котором процесс переработки входит в зону 5% от величины установившегося значения содержания нефтепродуктов, т.е. t – время окончания процесса переработки.

Достижение эффективности вышеуказанного способа показаны в ходе апробации на площадке биодеструкции нефтеотходов ОАО «Куйбышевский нефтеперерабатывающий завод» [247].

Для промышленных исследований было приготовлено 7 исходных обрабатываемых смесей, состав которых представлен в таблице 65.

Бурт №1 полностью формировался и аэрировался согласно прототипу (патент РФ № 2376038), в бурт №2 наряду с органическими компонентами и минеральными удобрениями вносили избыточный активный ил биологических очистных сооружений ОАО «КНПЗ» в качестве носителя микрофлоры, адаптированной и разложению углеводов, количество активного ила соответствует оптимальному и принято на основе многолетнего опыта работы полигона биодеструкции нефтеотходов ОАО «КНПЗ», бурт №3 формировался аналогично бурту №2, но его размер и режим проведения аэрации соответствовали рассматриваемому способу переработки нефтешламов и замазученных грунтов, бурты №№ 4-7 формировали и аэрировали согласно рассматриваемому способу следующим образом: нефтешламы и замазученные грунты смеси-

вали с порообразующими добавками-древесными отходами, отходами растениеводства и парникового хозяйства ОАО «КНПЗ», вносили избыточный активный ил и шлам оборотного водоснабжения в количествах, указанных в таблице 65, производили перемешивание, корректировку pH полученной смеси с кислой реакцией среды до достижения $pH \approx 7,5$ проводили внесением обезвреженного щелочного шлама химводоочистки ТЭЦ ОАО «КНПЗ» для экономии дорогостоящих корректоров реакции среды: извести и гипса, затем укладывали полученную массу в бурты высотой 2,5 м и шириной основания 5 м, размеры буртов были приняты исходя из возможности их аэрации путем перемешивания без перекладки и естественной аэрации буртов меньшего размера, перемешивание и укладку проводили при помощи экскаватора, оборудованного грейферным ковшом, периодичность аэрации была продиктована содержанием углекислоты, которая является одним из продуктов жизнедеятельности углеводородоразлагающих микроорганизмов и замедляет процесс переработки нефтешламов и замазученных грунтов при повышении ее концентрации в газовой вытяжке более 7 %.

Таблица 65

Состав исследуемых компостных смесей

№ бурта	Состав смеси, % масс					Способ и режим проведения аэрации
	нефтеотходы	Избыточный активный ил	Шлам оборотного водоснабжения	Органические компоненты (пордообрабатывающие добавки)	Минеральное удобрение	
1	50±5	-	-	50±5	1,5 кг/т	Перекладка бурта каждые 5-10 дней
2	50±5	10±1	-	40±5	1,5 кг/т	
3	50±5	10±1	-	40±5	1,5 кг/т	Перемешивание при достижении концентрации углекислоты более 7%
4	30±5	10±1	1±0,5	55±5	-	
5	30±5	10±1	3±0,5	55±5	-	
6	30±5	10±1	5±0,5	55±5	-	
7	30±5	10±1	7±0,5	55±5	-	
В качестве органических компонентов в образцах 1-3 использовались измельченные и подвергнутые отсеvu для удаления крупных включений надземные части растений, солоmistый навоз, согласно прототипу в образцах 4-7 в качестве парообразующих добавок использовались отходы растениеводства и парникового хозяйства ОАО «КНПЗ» и древесные опилки влажностью 20-30%						

Наблюдение за образцами осуществляли в течение 2-3 месяцев. Время наблюдения соответствовало продолжительности протекания процесса разложения углеводов в нефтешламах и замазученных грунтах.

В ходе эксперимента было исследовано разложение углеводородной части нефтешламов и замазученных грунтов. В таблице 66 представлены данные зависимости эффективности разложения углеводов в буртах от времени, а также постоянные времени процесса переработки – T .

Таблица 66

Зависимость эффективности разложения углеводов в буртах от времени

Эффективность деструкции углеводов в буртах							
Время, сутки	№ бурта						
	1	2	3	4	5	6	7
	Эффективность разложения углеводов, %						
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	12,0	18,6	16,8	32,0	31,2	37,4	40,6
10	29,6	32,8	36,6	51,0	58,0	65,0	62,0
15	41,2	39,2	45,5	64,0	70,4	75,2	77,2
20	46,3	52,5	60,0	78,0	82,5	88,8	87,5
30	65,3	69,1	74,0	84,3	91,0	93,7	95,0
40	72,0	78,4	83,7	94,8	95,2	97,6	97,6
50	82,9	82,8	87,1	95,7	98,9	99,3	99,3
60	86,5	90,0	93,6	98,6	99,3	99,7	99,8
70	88,9	92,5	96,0	99,3	99,7	99,9	99,9
80	92,6	95,1	96,0	99,7	99,9	100,0	100,0
90	95,0	96,4	99,0	99,8	100,0	100,0	100,0
Постоянная времени процесса переработки – T , сутки							
	30,0	27,0	23,0	14,0	12,0	10,1	10,0

Эффективность разложения углеводов определялась по формуле:

$$\mathcal{E} = \frac{C_{исх.н/n} - C_{н/n}}{C_{исх.н/n}} \cdot 100\%, \quad (313)$$

где \mathcal{E} – эффективность разложения углеводов, %; $C_{исх.н/n}$ – исходная массовая концентрация углеводов в обрабатываемой смеси, % масс.; $C_{н/n}$ – массовая концентрация углеводов в обрабатываемой смеси в процессе переработки, % масс.

В бурте №1 разложение углеводородов произошло в наименьшей степени и процесс переработки длился наибольшее время, постоянная времени процесса переработки T_1 имеет максимальное значение.

Добавление в бурты избыточного активного ила уменьшает время процесса переработки и увеличивает эффективность разложения углеводородов благодаря наличию в нем микрофлоры, адаптированной к разложению углеводородов $T_2 < T_1$.

Выбранный режим, способ аэрации и размер буртов также благоприятно влияет на процесс разложения углеводородов, уменьшая время очистки $T_3 < T_2$. Уменьшение времени процесса переработки связано со своевременным удалением углекислоты из порового пространства, ингибирующей процесс деструкции углеводородов микроорганизмами, меньшим временем контакта перерабатываемого материала с окружающей средой при перемешивании в отличие от перекладки бурта и, следовательно, меньшим падением температуры, которая является определяющим параметром при микробиологическом разложении углеводородов, а также естественным доступом кислорода воздуха и удалением углекислоты из буртов меньшего размера.

Анализ результатов эксперимента показал, что наличие в компостирующих смесях шлама оборотного водоснабжения, благодаря сбалансированному соотношению биогенных элементов и наличию микрофлоры, адаптированной к биоконверсии токсичных серосодержащих соединений, присутствующих в нефтешламах и замазученных грунтах, ускоряет процесс их переработки и позволяет достичь более низких остаточных концентраций углеводородов в конечном продукте, причем при увеличении концентрации шлама оборотного водоснабжения в перерабатываемом материале до 5% увеличивается скорость процесса переработки нефтешламов и замазученных грунтов. Дальнейшее увеличение содержания шлама оборотного водоснабжения в смеси практически не оказывает влияние на разложение углеводородов $T_7 \approx T_6 < T_5 < T_4$.

Как показали экспериментальные исследования рассмотренный способ на практике позволяет достигнуть сокращения продолжительности и повышения качества переработки нефтешламов и замазученных грунтов, осуществления процесса переработки без использования большого объема дефицитных и дорогостоящих

компонентов путем замены их на доступные материалы, продуцируемые нефтегазоперерабатывающей промышленностью.

Л.Н. Михайлов предложил способ ускоренного восстановления плодородия земель сельскохозяйственного назначения, загрязненных нефтью и нефтепродуктами [157]. В этом способе ускоренного восстановления плодородия земель сельскохозяйственного назначения, загрязненных нефтью до 1 л/м^2 производится внесение незагрязненной почвы, песка, органических и минеральных удобрений, измельченной соломы, древесного угля и эффективных микроорганизмов. Незагрязненную почву, песок, полуперепревший навоз КРС, осадки городских сточных вод, торф, куриный помет, биогумус, измельченную солому, древесный уголь, нитрофоску, известь и гипс весной тщательно перемешивают на специально выбранной подготовительной площадке с равномерным орошением разбавленным раствором эффективных микроорганизмов Байкал-1 с последующей погрузкой и равномерным разбрасыванием однородной биомассы на загрязненный участок, перемешивают, вспахивают на глубину 15-20 см с оборотом пласта, производят предпосевную культивацию с боронованием и посевом соответствующих сельскохозяйственных культур.

Этот способ на практике осуществляется следующим образом.

Весной на специально выбранной подготовительной площадке, готовят удобрительную смесь с учетом рекомендуемых доз предлагаемых компонентов, рассчитанную на определенную площадь загрязненной земли (1 л/м^2), например, на 0,1 га. Для этого на подготовительную площадку завозится: 3 т полуперепревшего навоза КРС, 3т торфа; 0,3 т куриного помета; 3 т чистой почвы; 0,3 т биогумуса; 0,25т ОГСВ; 0,3 т измельченной соломы; 0,1 т обычного песка; 0,2 т древесного угля; 0,05 т нитрофоски; 0,5 т CaCO_3 ; 0,3 т CaSO_4 ; 20 л Байкал-ЭМ1. Итого: 11,5 т. Байкал-ЭМ1 разбавляется, как минимум в 3 раза, равномерно разбрызгивается на приготовленную биомассу и все эти компоненты тщательно перемешиваются. Полученная таким путем однородная органо-минеральная биомасса загружается экскаватором на типовой навозоразбрасыватель и равномерно разбрасывается на загрязненный участок, например, пашню. По окончании этой работы тут же разбросанные компоненты запахиваются на глубину 15-20 см с оборотом

пласта типовым плугом. После этого производят предпосевную культивацию с одновременным боронованием.

В 1-ый год высевают овес, как менее требовательную к плодородию культуру, на 2-й год ячмень, на 3-й год – яровую пшеницу. Норму посева, глубину посева и другие агротехнические мероприятия, от начала сева до уборки урожая, т.е. в течение вегетационного периода выполняют согласно технологиям возделывания этих культур, рекомендованных для данной климатической зоны.

В качестве объектов полевых исследований эффективности рассматриваемого способа были взяты нефть, добываемая в Красноярском районе Самарской области. Мелкоделяночные полевые опыты были заложены на серой лесной почве. Агрохимическая характеристика почвы: рН-5,99; содержание гумуса – 3,59%; подвижного фосфора – 251,5 мг/кг; обменного калия – 187,0 мг/кг. Приведенные данные свидетельствуют о достаточно высоком плодородии серой лесной почвы. Удобрительную смесь готовили из прошлогодней пшеничной соломы, куринного помета, навоза КРС, торфа, песка, ОГСВ – с очистных сооружений г. Новочеркаска, биогумуса, нитрофоски, CaCO_3 , CaSO_4 и Байкала – ЭМ 1. Возделывание культуры: 1-й год – овес сорта «Улов»; 2-й год – ячмень сорта «Биос-1»; 3-й год – яровая пшеница сорта «Московская 35». Норма посева испытуемых культур – 6 млн. штук на 1 га. Расположение делянок – систематическое, площадь одной делянки – 1 м^2 . Повторность шестикратная. Биологическую активность определяли методом льняной ткани по Е.Н.Мишустину. Агрохимические показатели почвы, характеризующие ее плодородие определяли общепринятыми методами. Математические расчеты выполнялись по Б.Н. Доспехову [157].

Результаты изучения влияния нефтезагрязнения (1 г/л) на биологическую активность серой лесной почвы при возделывании овса, ячменя и яровой пшеницы показали, что нефтезагрязнение тормозит развитие биологической активности почвы на 22%, а комплекс рекомендованных компонентов не только устраняет отрицательный эффект влияния нефти на жизнедеятельность почвенных микроорганизмов, но и существенно стимулирует их деятельность, способствуя повышению биологической активности до 35,3%. Результаты изучения влияния нефтезагрязнения на плодородие пахотного слоя серой лесной почвы после 3-летнего воздей-

ствия нефти и компонентов окультуривания показали, что за 3 года взаимодействия с почвой нефть подкисляет почвенную среду, снижает подвижность элементов питания (P_2O_5 и K_2O), однако наблюдается незначительное увеличение количества гумуса (0,53%). Скорее всего это не содержание гумуса, а высокосодержащее углерод органическое вещество. Комплекс компонентов, направленных на восстановление плодородия почвы, способствует значительному повышению ее плодородия: кислая среда смещается в нейтральную сторону, существенно возрастают показатели гумуса, подвижного фосфора и обменного калия. Результаты изучения влияния нефтезагрязнения на урожайность овса, ячменя и яровой пшеницы, выращенных в звене полевого севооборота показали, что почва, загрязненная нефтью на протяжении 3-х лет, отрицательно влияет на урожайность зерновых культур (устойчивость овса снижается на 41,4%, ячменя на 15%, яровой пшеницы на 2,5%), а различные компоненты в рекомендуемых дозах уже на 1-й год способствуют повышению урожайности овса на 30,0%, на 2-й год повышают урожайность ячменя на 58,3%, на 3-й год повышают урожайность яровой пшеницы лишь на 2,5%, т.к. резервы плодородия были использованы предыдущими культурами: овсам и ячменем [157].

Полевые исследования показали, что использование рассмотренного способа ускоренного восстановления плодородия земель, загрязненных нефтью и нефтепродуктами позволяет достигнуть заметного повышения урожайности возделываемых сельскохозяйственных культур. Применение измельченной соломы, осадков городских сточных вод (ОГСВ), полуперепревшего навоза КРС, куриного помета, древесного угля, способствуют утилизации образующихся отходов и оздоровлению окружающей среды.

Р.Н. Нигматуллин разработал новый способ очистки нефтяных шламов и грунтов от загрязнений нефтяными продуктами. Способ включает последовательное внесение в грунт компонента, который состоит из трех частей: шунгитового порошка, солей гуминовых кислот и нативных почвенных бактерий. Последовательность внесения разделена на три этапа: на первом этапе в грунт вносят 100% всей массы шунгитового порошка, поливают и вспахивают обработанный участок, а соли гуминовых кислот и нативные почвенные бактерии делят на три части. Первую часть вносят

в день внесения шунгитового порошка или на следующий день, а остальные две части вносят с интервалом от пяти до десяти дней, поливая и вспахивая обработанный участок каждые два дня. После первого внесения солей гуминовых кислот и нативных почвенных бактерий обработанный участок повторно поливают и вспахивают [168].

Рассматриваемый способ очистки нефтяных шламов и грунтов от загрязнений нефтяными продуктами способствует улучшению уровня экологической обстановки, т.к. все препараты являются естественными для окружающей среды, не образуют токсичных соединений в почве и воде, не загрязняют атмосферу, не оказывают негативного влияния на флору, фауну и биогеоценозы даже при использовании высоких концентраций. Данный способ активизирует и многократно ускоряет натуральные природные процессы самоочищения и самовосстановления, что обуславливает преимущество предлагаемой технологии по экологической совместимости, а также по критерию «цена-качество» в сравнении с существующим на рынке аналогами.

Неоспоримым преимуществом гумированных препаратов является возможность сокращения расхода минеральных удобрений вследствие повышения усвоения питательных веществ, что чрезвычайно важно как в экономическом, так и экологическом аспектах. Наличие таких групп, как карбоксильная, гидроксильная, карбонильная, в сочетании с присутствием ароматических структур обеспечивает способность гумусовых кислот вступать в ионные и допорно-акцепторные, взаимодействия, образовывать водородные связи, активно участвовать в сорбционных процессах. Так, гумусовые кислоты хорошо связывают воду, способны к ионному обмену, образуют комплексы с металлами и аддукты с различными классами органических соединений. Обладая указанными свойствами, гуминовые вещества выполняют целый набор важных биосферных функций. К их числу относятся структурообразующая роль в почве, накопление питательных элементов и микроэлементов в доступной форме.

Гуминовые вещества выступают в качестве природных детоксицирующих веществ, что делает их перспективными препаратами для рекультивации территорий, загрязненных органическими веществами, в том числе и нефтепродуктами. Наряду со связыва-

ющими, гуминовые вещества обладают выраженными поверхностно-активными свойствами, что позволяет использовать их в качестве агентов, увеличивающих растворимость гидрофобных органических веществ, включая нефтепродукты. Поэтому гуминовые вещества могут быть использованы как основа для растворов, предназначенных для ликвидации загрязнений ароматическими органическими веществами. В отличие от синтетических ПАВ, обычно используемых для этих целей, при получении гуминовых веществ не используются токсичные вещества. Кроме того, гуминовые препараты не являются ксенобионтиками, т.е. их использование не наносит ущерба окружающей среде. При использовании гуминовых веществ улучшается структура почвы, ее буферные и ионообменные свойства, активизируется деятельность почвенных микроорганизмов.

Применение шунгитового порошка обусловлено его уникальными свойствами: он обладает очистительными, каталитическими и детоксицирующими свойствами. В присутствии него вода, применяемая в способе и получаемая в результате химического распада нефти, очищается от хлора, хлорорганических элементов, тяжелых металлов и нитратов, а также насыщается полезными макро- и микроэлементами до физиологических величин.

Нативные почвенные бактерии (микроорганизмы), потребляющие углеводороды нефти, являются обычными компонентами биоценозов почв. Во всех почвах в большом количестве содержатся микроорганизмы, способные окислять углеводороды различного происхождения (растительного, животного, нефтяного). Поступление в почву свежего энергетического материала вызывает интенсивное развитие углеводородоокисляющей микрофлоры, что обеспечивает утилизацию поллютанта. Способ очистки нефтезагрязненных почв базируется на использовании преобразовательной функции специфических консорциумов микроорганизмов, которые в силу своей полифункциональности, ферментной активности и высокой степени размножения быстрее других организмов разлагают нефть и нефтепродукты. Такой способ рекультивации экологически чистый, поскольку конечным продуктом окисления нефтепродуктов являются вода и углекислый газ.

Как видно в рассматриваемом способе используется метод биоремедиации – биостимуляция *in situ* (в месте загрязнения).

Этот подход основан на стимулировании роста нативных природных микроорганизмов, естественно соеодержащихся в загрязненной почве и потенциально способных утилизировать загрязнитель, но не способных делать это эффективно из-за отсутствия полного набора пищевых компонентов (соединений азота, фосфора калия и прочих). По этому принципу в ходе предварительных лабораторных испытаний образцов загрязненной почвы устанавливают концентрацию препаратов, включая нативные почвенные микроорганизмы, чтобы в дальнейшем стимулировать рост вносимых микроорганизмов, способных утилизировать загрязнитель.

В описываемом способе предлагается полностью отказаться от каких бы то ни было специальных биологических препаратов и использовать нативные природные микроорганизмы, естественно происхождения, а также значительно сократить объем воды, необходимой для поддержания требуемого уровня влажности в обработанном грунте, путем ее удержания шунгитовым порошком.

Для реализации последовательности действий, указанных в способе, требуется следующее оборудование, приспособления, машины, механизмы и т.д.: трактор; разбрызгиватель или сеялка, борона дисковая с глубиной вспашки от 25 до 30 см; цистерна с водой; насос для цистерны; строительный миксер с частотой вращения не более 1000 об/мин; шунгитовый порошок фракции 0-10, 0-20 мкм; гуминовые кислоты и их соли в виде пасты (сухой остаток не менее 30%; гумат натрия не менее 40% от массы сухого остатка; зола не более 45%); почвенные бактерии (жидкость с содержанием микроорганизмов $0,5-1,0 \cdot 10^9$ КОЕ/г); оборудование для измерения уровня загрязнения почвенного слоя нефтепродуктами в процессе реализации способа.

Описываемый способ может применяться с наивысшим положительным эффектом исключительно при положительной температуре окружающей среды в период его реализации. Суточная температура воздуха в период реализации способа не должна опускаться ниже $+5^{\circ}\text{C}$, поскольку эффективность реализации способа при меньших температурах значительно снижается. При отрицательных температурах обрабатываемого грунта и окружающей среды реализация способа невозможна.

Для очистки 1 т нефтезагрязненных грунтов из расчета загрязнения нефтепродуктами до 30% общего исходного объема ис-

пользуют не менее 1,8 кг тройного компонента. Состав компонента применяют следующий:

- шунгитовый порошок (30-65% от общей массы тройного компонента);
- гуминовые кислоты соли (30-65% от общей массы тройного компонента);
- почвенные бактерии (3-15% от общей массы тройного компонента).

Процентное отношение выбирается исходя из показателей почвы по влажности, температуре окружающей среды, показателей загрязнения и в каждом случае подбирается индивидуально.

Рассмотрен конкретный случай [168] по данному способу.

Перед началом обработки загрязненного грунта необходимый (рабочий) участок подготавливают. В случае свежего разлива нефтепродуктов на почвогрунте ее собирают и отделяют любым способом. Место загрязнения очищают от посторонних предметов, крупного мусора и производственного хлама. После чего любым удобным способом в грунт вносят шунгитовый порошок в количестве 100% от определенного всего объема применения в способе, в рассмотренном случае это в массе 46% от общей массы тройного компонента (не менее 828 г) на тонну загрязненного грунта. Преимущественным способом внесения шунгитового порошка в зависимости от площади обрабатываемого участка является распыление ручным способом или использование специализированных распылительных машин и механизмов типа «сельскохозяйственная сеялка», зацепленная к трактору.

После внесения необходимого объема шунгитового порошка обработанную площадь грунта перепахивают любым удобным способом с использованием любой дисковой или иной бороны с глубиной вспашки от 25 до 30 см и поливают с использованием любой сельскохозяйственной поливалки или оросителя, закрепленных к трактору. При этом обработанный участок вспахивают последовательно 2 (два) раза – вдоль и поперек.

После внесения необходимого объема шунгитового порошка в грунт вносят часть гуминовых кислот и почвенных бактерий. Особенностью реализации описываемого способа является то, что 46% шунгитового порошка от общей массы тройного компонента вносят в грунт сразу, а 50% гуминовой кислоты и 4% почвенных

бактерий делят на три равные части и вносят в грунт по мере необходимости с промежутками в 7 дней.

Первую часть гуминовой кислоты и почвенных бактерий разводят с водой любым удобным способом в пропорции 1/3 от 50% гуминовой кислоты плюс 1/3 от 4% почвенных бактерий, используемых на 1т 10-20% загрязненного грунта исходя из 1,8 кг тройного компонента, разводят в 20 л чистой воды. При этом нет разницы в последовательности смешивания и разведения гуминовой кислоты и (или) почвенных бактерий. Исходные части гуминовой кислоты и почвенных бактерий смешивают в необходимых пропорциях в течение не менее 40 минут с частотой вращения миксера или иного механизма не более 1000 об/мин. Полученную смесь вносят в грунт с использованием любой сельскохозяйственной поливалки или оросителя, закрепленных к трактору.

После внесения необходимого количества смеси гуминовой кислоты и почвенных бактерий обработанную площадь грунта еще раз перепахивают с глубиной вспашки от 25 до 30 см. Участок вспахивают последовательно вдоль и поперек. При этом срок для внесения гуминовой кислоты и почвенных бактерий на одном участке загрязненного грунта не должен превышать 1-2 дней с момента внесения шунгитового порошка.

После внесения первой части тройного компонента обработанный участок перепахивают и поливают каждые два дня, визуально оценивая необходимость полива. При этом для полива используют обычную воду исходя из расхода 20 л воды на 1 тонну загрязненного грунта. Проводят вспашку глубиной от 25 до 30 см. обработанный участок вспахивают вдоль и поперек каждые 2 дня.

Через 7-8 дней берут первые пробы грунта и делают необходимые замеры. Приоритетным является использование гравиметрического и (или) ИК-спектрометрического способа измерений нефтепродуктов в почве. Исходя из полученных показателей содержания в грунте нефтепродуктов можно остановить процесс внесения, если концентрация нефтепродуктов в почве не более 1000 мг/кг, либо продолжить внесение дальше.

Вторую часть гуминовой кислоты и почвенных бактерий также разводят с водой в пропорции 1/3 от 50% гуминовой кислоты плюс 1/3 от 4% почвенных бактерий, используемых на 1 т 10-20% загрязненного грунта исходя из 1,8 кг тройного компонента,

разводят в 20 л чистой воды. Далее все операции как и с внесением первой части, которую вносят на 7-8 день после внесения первой части исходного тройного компонента повторяются.

Через 14-15 дней после первого внесения тройного компонента берут вторые пробы и делают необходимые замеры. Здесь как и в первых замерах можно остановить процесс внесения, либо продолжить дальше.

Третью часть гумированной кислоты и почвенных бактерий готовят и вносят в участок и обрабатывают его также как и при операциях с первой и второй частями.

На 21-22 день после внесения первой части исходного тройного компонента и после повторного взятия проб (проведения замеров) определяют необходимость дальнейшего перепахивания и полива обработанного участка. Если замер проб обработанного грунта показывает показатели нефтяных загрязнений не более 1000 мг/кг, то дальнейшие работы по поливу и перепашки обработанного участка не проводят. Способ полностью реализован.

Если же полученные из трех проб показатели превышают упомянутую норму, то еще через 7 дней продолжают все операции как и при отдельном упомянутом внесении и переработке участка. Опытным путем установлено, что при строгой реализации описываемого способа на 28-29 день после внесения первой части исходного тройного компонента грунт становится не опасным, органические соединения разлагаются на воду и углекислый газ. Находящиеся в грунте токсины связываются за счет разрыва цепочек молекул, и за счет их крупности размеров растения просто не способны впитать токсины из обработанного грунта.

Таким образом, при использовании описанного способа удастся достичь такого уровня очистки загрязненного грунта и нефтяного шлама, который соответствует нормативным показателям. Кроме того, за счет относительной простоты реализации описанного способа и необходимых для этого материалов достигается значительное сокращение стоимости очистки нефтяного шлама и нефтезагрязненного грунта.

В.В. Слюсаренко, Н.В. Бурлака, В.А. Бурлака, А.В. Русинов, Д.А. Русинов и Е.П. Ищенко разработали способ очистки нефтешламов и замазученного грунта, который включает операции выбора состава нефтешлама с содержанием воды от 0,01 до

99,9%, введения в нефтешлам органических компонентов, образования пористости обрабатываемого материала, создания условий проникновения в материал кислорода, завершения многокомпонентной взаимосвязи нефтеокисляющих механизмов с изменяющимся по структуре компостным составом, превращения упомянутого состава нефтешлама и замазученного грунта в высокогумусированный почвогрунт. В нефтешлам в качестве органических компонентов вводят растительные остатки, которыми могут быть измельченная надземная часть сорных и культурных растений, солома, полова, шелуха, солоmistый навоз, торф, обработанный компост из-под шампиньонов, активные илы очистных сооружений промышленных предприятий, в которые перед внесением в нефтешлам или замазученный грунт добавляют глауконит или комплексное минерально-органическое гранулированное удобрение на основе глауконита в количестве 0,8-1,0 кг на 1 тонну растительных остатков для усиления питания и ускоренного активного размножения почвенной микрофлоры, прежде всего углеводорода-лагающих микроорганизмов, перекрывают объемную массу перерабатываемого нефтешлама или замазученного грунта добавлением указанных растительных остатков пропорцией 1:1, для достижения кислотности (рН) среды менее 8,0 добавляют к полученному материалу фосфогипс объемом, определяемым по зависимости [206]:

$$V_{\phi} = \frac{pH_H \rho_H - V_H}{pH_{\phi} \rho_{\phi}}, \quad (314)$$

где V_{ϕ} – объем фосфогипса; V_H – объем нефтешлама; ρ_{ϕ} – плотность фосфогипса; ρ_H – плотность нефтешлама; pH_{ϕ} – кислотность фосфогипса; pH_H – кислотность нефтешлама. Затем послойно укладывают полученную массу в бурты высотой до 4 м и шириной основания до 7 м, в которые помещают в шахматной порядке с интервалом 1,0-1,5 м в горизонтальной и вертикальной плоскостях перфорированные трубы, предназначенные для удаления углекислого газа, выделяемого при биодеструкции углеводородов.

На рис. 80 представлены общий вид и продольный разрез бурта с установленными трубами.

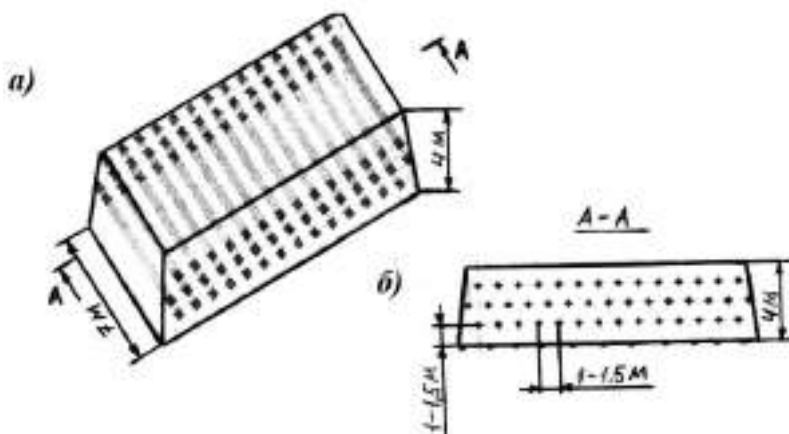


Рис. 80. Конструкция бурта с установленными перфорированными трубами (патент РФ №2601973):

а) общий вид; б) продольный разрез

Указанный способ очистки нефтешламов и замазученного грунта реализуется на практике следующим образом. Нефтешлам или замазученный грунт с влажностью от 0,01 до 99,9 смешивают в соотношении 1:1 с растительными остатками, в которые предварительно добавляют глауконит или комплексное минеральное удобрение на основе глауконита в количестве 0,8-1,0 кг на 1 т растительных остатков. В качестве растительных остатков используют измельченные надземные части сорных и культурных растений, солому, солоmistый навоз, торф, отработанный компост из-под шампиньонов, биологически активные илы очистных сооружений промышленных предприятий. В качестве комплексного минерально-органического гранулированного удобрения используют удобрение, состоящее из обогащенного глауконита от 70% до 90%, минеральные удобрения в водном растворе – 10-30% [201]. В качестве минеральных может применяться азотное удобрение (мочевина), калийное удобрение (калий хлористый), аммиачная селитра (азотнокислый аммоний, нитрат аммония), фосфорное удобрение (суперфосфат), комбинация всех вышеперечисленных веществ.

Глауконит или комплексное минерально-органическое удобрение служит для усиления питания и ускоренного активного размножения почвенной микрофлоры, прежде всего углеводородо-

разлагающих микроорганизмов (актиномицентов). Этим приводят обрабатываемую массу в состояние биохимического взаимодействия микроорганизмов. Затем перемешивают нефтешлам или замазученный грунт, в полученный состав для доведения кислотности, необходимой для нормального развития микроорганизмов рН менее 8,0, вносят фосфогипс в объеме, определяемой по формуле (315).

После этого полученную массу укладывают в бурты (рис. 80) высотой до 4 м и шириной основания до 7 м. Указанные максимальные размеры буртов и количество вносимого глауконита, минеральных удобрений и фосфогипса является оптимальным и установлены опытным путем. Больше количество фосфогипса ухудшает структуру грунта и замедляет биологическую активность микроорганизмов. Применение фосфогипса вместо гипса позволяет снизить стоимость процесса очистки нефтешламов или замазученного грунта, т.к. его цена в несколько раз ниже цены гипса [206].

Отсыпка буртов осуществляется послойно и сопровождается установкой в их теле перфорированных труб (рис. 80) для обеспечения аэрирования полученной массы, для удаления продуктов биодеструкции углеводородов (углекислого газа) и для подачи воды с целью поддержания оптимальной влажности для развития микроорганизмов. Перфорированные трубы в поперечной плоскости бурта располагаются в шахматном порядке на расстоянии от 1 до 1,5 м как в горизонтальной, так и в вертикальной плоскостях. Для обеспечения аэрирования в трубы можно осуществлять подачу кислорода от компрессерной станции. Наличие перфорированных труб исключает необходимость перекладки бурта каждые 5-10 дней в течение 1-3 месяцев.

Вода, образующаяся при биодеструкции, в рассматриваемом способе используется микрофлорой для поддержания жизнедеятельности. Таким образом, снижение объема воды, образующийся при биодеструкции, происходит благодаря усвоению ее самими микроорганизмами и искусственно увеличивать испарение не требуется. С помощью аэрирования создают пористость и условия проникновения в образованную структуру кислорода, завершая многокомпонентную взаимосвязь нефтеокисляющих микроорганизмов с изменяющимися в структуре компостным составом.

Процесс очистки нефтешлама или замазученного грунта производится в течение 1-3 месяцев (в зависимости от погодных условий и температуры). По окончании указанного срока нефтешлам или замазученный грунт превращается в высокогумусированный почвогрунт

Несколько отличающийся от предыдущего способа, В.А. Бурлака, Н.В. Бурлака и Е.П. Ищенко предлагают способ переработки нефтешламов и очистки замазученных грунтов [27]. Данный способ включает операции выбора состава нефтешлама с содержанием воды от 0,01 до 99,9%, введения в нефтешлам органических компонентов, образования пористости обрабатываемого материала, создания условий проникновения в материал кислорода, завершения многокомпонентной взаимосвязи нефтеокисляющих микроорганизмов с изменяющимися по структуре компостным составом, превращения упомянутого состава нефтешлама и замазученного грунта в высокогумусированный почвогрунт. В нефтешлам или замазученный грунт в качестве органических компонентов вводят органические удобрения и лузгу подсолнечника. В образованную смесь добавляют минеральное удобрение для усиления питания и ускорения активного размножения почвенной микрофлоры, прежде всего углеводородоразлагающих микроорганизмов. Добавляют к полученному материалу Са – содержащие добавки до достижения рН среды, равной 5,5-8,0, укладывают полученную массу на подложку из лузги подсолнечника и органического удобрения в бурты высотой до 4 м и шириной до 7 м, каждые 15-20 дней в течение 1-3 месяцев проводят аэрирование компоста путем перекадки бурта. Лузга подсолнечника составляет не менее 25% от общего объема бурта.

Рассматриваемый способ на практике реализуется следующим образом. Нефтешлам или замазученный грунт при влажности от 0,01 до 99,9% и содержании нефтепродуктов 15-20% смешивают в соотношении примерно 1:1(0,75-1,25) с органическими компонентами, в которые предварительно добавляют минеральное удобрение в количестве 0,5-1,5 кг на 1т органических компонентов. При содержании нефтепродуктов свыше 15-20% необходимо предварительно снизить их содержание. В местах аварий или проливов необходимо предварительно связать жидкие углеводороды. В качестве органических компонентов используют органические

удобрения и лузгу подсолнечника. Органическое удобрение служит для усиления питания и ускоренного активного размножения почвенной микрофлоры, прежде всего углеводородразлагающих микроорганизмов (актиноциментов и других). Этим приводят обрабатываемую массу в состояние биохимического взаимодействия микроорганизмов. Затем перемешивают нефтесодержащие отходы, в полученный состав вносят расчетные дозы Са – содержащих добавок в виде гипса, известковой муки и других для доведения рН до 5,5-8,0, связывания тяжелых металлов и активизации создания почвенно-поглощающего комплекса, после чего укладывают полученную массу на подложку из лузги подсолнечника в буртах высотой до 4 м и шириной основания до 7 м. Указанные максимальные размеры установлены опытным путем. Затем каждые 15-20 дней в течение 1-3 месяцев (в зависимости от природно-климатических условий) производят аэрирование полученной массы для удаления продуктов биодеструкции углеводов (углекислый газ) путем дополнительного перемешивания компостной массы. Поддержание рН среды на уровне 5,5-8,0 необходимо для снижения агрессивных свойств грунта по отношению к микрофлоре и создания благоприятных условий по кислотности для ее активизации и активного размножения. Вода, образующаяся при биодеструкции, в рассматриваемом способе впитывается лузгой подсолнечника и используется микрофлорой для поддержания жизнедеятельности. Таким образом, снижение объема воды, образующийся при биодеструкции, происходит благодаря усвоению ее самими микроорганизмами и искусственно увеличивать испарение не требуется. С помощью аэрирования создают условия проникновения в образованную структуру кислорода, завершая многокомпонентную взаимосвязь нефтеокисляющих микроорганизмов с изменяющимися по структуре компостным составом. По окончании указанного срока (1-3 месяцев) нефтешлам или замазученный грунт превращаются в высокогумусированный почвогрунт.

Подсолнечная лузга вносится в количестве, обеспечивающем необходимую пористость для процесса биодеструкции, зависящей от физико-химического состава углеводородной части нефтешлама, а также от погодных-климатических условий окружающей среды.

Лузга подсолнечника в описанном выше процессе биодеструкции углеводов применяется для следующих целей [27]:

1. Формируют подложку совместно с органическими и минеральными удобрениями, на которую с помощью спецтехники размещают нефтесодержащие отходы с последующим перемешиванием;
2. Связывают жидкие углеводороды в местах аварий или несанкционированных мест хранения путем засыпания загрязненного грунта лузгой подсолнечника;
3. В случае более высокого, чем 15-20% содержания нефтепродуктов снижают его содержание путем перемешивания загрязненного грунта с лузгой подсолнечника

Роль лузги в процессах биодеструкции определяется ее физико-химическими и биологическими свойствами и ее можно разделить на три вида:

1. Биологическая роль, которая заключается в создании условий для роста и развития микромицентов, представленных плесенью рода *Penicillium*, штаммы которой способны к биодеструкции углеводов нефти. Указанные штаммы микроорганизмов хорошо размножаются на лузге подсолнечника;
2. Мелиоративная роль, которая заключается во впитывании и распределении излишков влаги, а также жидких нефтепродуктов, тем самым создании более благоприятных условий для жизнедеятельности аэробных микроорганизмов;
3. Физическая роль, которая заключается в создании благоприятных условий для проведения процесса размножения нефтеокисляющих микроорганизмов вследствие физической структуры лузги, прежде всего ее пористости, благодаря чему увеличивается доступность кислорода для микроорганизмов во всем объеме компостной массы.

Таким образом, в рассматриваемом способе рекультивации загрязненных грунтов лузга подсолнечника из отхода, который нужно перерабатывать или захоронить, переходит в ценное сырье, которое под действием микроорганизмов разлагается с обогащением почвы питательными микро- и макроэлементами. При этом

лузга подсолнечника составляет не менее 25-30% от общего объема бурта.

Рассмотренный способ позволяет очищать нефтешламы и замазученные грунты с использованием отхода в виде лузги подсолнечника, заменив ею другие растительные органические остатки, уменьшить расход дефицитного навоза крупного рогатого скота, снизить расход материалов на очистку, улучшить, ускорить и удешевить ее.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абелев Ю.М., Абелев М.Ю. Основы проектирования и строительства на просадочных макропористых грунтах. М.: Стройиздат, 1979, 271 с.
2. Аветисян Н.Г., Шеметов В.Ю. Экспресс-метод определения коллоидальности глинистых пород. «Бурение. Отечественный опыт», №3, 1985, с.17-20.
3. Агаев Т.Б., Сазонова Т.В. Техногенные ресурсы России: перспективы их освоения и переработки. М.: Издательство «Георесурс», 2009, 462 с.
4. Агеев А.В., Воронкова С.В., Рожков В.О. Устройство для очистки грунтов и почвы от нефти и нефтепродуктов. Патент Российской Федерации №2593386, 2016.
5. Адмиралов А.С., Варфоломеев Д.Ф., Мухутдинов Р.Х. и др. Рациональное использование вторичных ресурсов нефтехимии и охрана окружающей среды. Уфа: Башкирское книжное издательство, 1979, 116 с.
6. Аксельруд Г.А., Альтшулер М.А. Введение в капиллярно-химическую технологию. М.: Химия, 1983, 264 с.
7. Алексахин Р.М., Романов Г.Н., Тихомиров Ф.А., Крышев И.И. Радиоэкологические ситуации, связанные с крупномасштабным загрязнением окружающей среды (р. Теча, аварии на Южном Урале и Чернобыльской АЭС): сельскохозяйственные и экологические аспекты. В кн.: «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Том I, Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 2000, с.48-58.
8. Алексеев И.О. Способ очистки от нефтепродуктов грунта портовых гидротехнических сооружений. Патент Российской Федерации на изобретение №2137881, 1999.
9. Андреева Е.Н. Нефть и загрязнение среды на Американском Севере. «Известия АН СССР, серия географическая», №3, 1981, с.86-97.
10. Аренс Г.А., Саушкин А.З., Гридин О.М., Гридин А.О. Очистка окружающей среды от углеводородных загрязнений. М.: Издательство «Интербук», 1999, 371 с.
11. Ахмедов В.А., Кахраманова Т.Б. Использование улучшителей почв при освоении нефтезагрязненных грунтов. В кн.:

- «Ресурсы и защита почв Азербайджана», Баку: Элм, 2005, с.175-178.
12. Бабенко В.Д., Павлючинский Ю.Ю., Цыганков А.Н., Солодовников Ю.С., Карагодин Г.В., Лукьянчук Л.А., Дука А.К. Способ извлечения техногенных скоплений нефтепродуктов с поверхности вод. Патент Российской Федерации на изобретение №2162915, 2001.
 13. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. М.: Наука, 1977, 356 с.
 14. Бабин Л.А., Быков Л.И., Рафиков С.К. Искусственное улучшение грунтов в практике трубопроводного строительства. М.: Недра, 1990, 153 с.
 15. Безрук В.М., Линцер А.В., Юрченко В.А., Ильясов Б.Ф. Применение нефтегрунта в строительстве автомобильных дорог. М.: Транспорт, 1975, 72 с.
 16. Блянкман Л.М., Пономарев В.Г., Смирнова Н.Л. Очистка фильтрующих материалов. М.: Энергоатомиздат, 1992, 144 с.
 17. Богомолов Ю.Н. Исследование технологического комплекса удаления пылеватых песков маловязкой нефтью с улучшенными добавками в дорожном строительстве в условиях нефтепромысловых районов Западной Сибири. Диссертация на соискание ученой степени к.т.н., Ленинград, 1980, 160 с.
 18. Большаков Ю.Я. Теория капиллярности нефтегазонакопления. М.: Наука, 1995, 184 с.
 19. Бондаренко Н.Ф. Физика движения подземных вод. Ленинград: Гидрометеиздат, 1973, 215 с.
 20. Бондарик Г.К., Ярг Л.А. Природно-технические системы и их мониторинг. «Инженерная геология», №5, 1990, с.3-9.
 21. Бреус И.П., Бреус В.А., Неклюдов С.А. Способ защиты почв и грунтовых вод от загрязнения нефтью и нефтепродуктам. Патент Российской Федерации на изобретение №2361041, 2009.
 22. Брылев В.А., Харланов В.А. Изучение природно-технических систем на примере нефтегазодобывающих районов Нижнего Поволжья. В кн.: «Природа и хозяйственная деятельность в Нижнем Поволжье», Волгоград, 1986, с.75-81.
 23. Брондз Б.И., Расветалов В.А., Кузнецов А.В. и др. Разработка процесса вовлечения нефтеэмульсионного шлама в котель-

- ное топливо. Сборник научных трудов БашНИИНП, Выпуск 29, 1990, с.164-176.
24. Будников П.П., ред. Технология керамики и огнеупоров. М.: Госстройиздат, 1962, 362 с.
 25. Булатов А.И., Левшин В.А., Шеметов В.Ю. Методы и техника очистки и утилизации отходов бурения. Обзорная информация. Серия: Борьба с коррозией и защита окружающей среды. М.: ВНИИОЭНГ, 1989, 56 с.
 26. Булатов А.И., Макаренко П.П., Шеметов В.Ю. Охрана окружающей среды в нефтегазовой промышленности. М.: Недра, 1997, 485 с.
 27. Бурлака В.А., Бурлака Н.В., Ищенко Е.П. Способ переработки нефтешламов и очистки замазученных грунтов. Патент Российской Федерации на изобретение №2602179, 2016.
 28. Бурнаев Н.Л. Исследование возможности применения ждартурганской нефти в дорожном строительстве Узбекистана. Диссертация на соискание ученой степени к.т.н., Ташкент, 1953, 253 с.
 29. Быков И.Ю., Гуменюк А.С., Литвиненко В.И. Охрана окружающей среды при строительстве скважин. Обзорная информация. Серия: Коррозия и защита в нефтегазовой промышленности. М.: ВНИИОЭНГ, 1985, 37 с.
 30. Быков И.Ю., Гуменюк А.С., Литвиненко В.И. и др. Замкнутая система водоснабжения буровой. Обзорная информация, Серия : Борьба с коррозией и защита окружающей среды, Выпуск 1, М.: ВНИИОЭНГ, 1989, 57 с.
 31. Василевская В.Д., Иванов В.В., Богатырев Л.Г. Почвы севера Западной Сибири. М.: Издательство МГУ, 1986, 227 с.
 32. Вентцель А.Д. Курс теории случайных процессов. М.: Наука, 1975.
 33. Волошников В.Д., Волошникова Н.А. Книга о полезных ископаемых. М.: Недра, 1981, 171 с.
 34. Воробьева Л.А. Теория и методы химического анализа почв. М.: Издательство МГУ, 1995, 136 с.
 35. Воронкевич С.Д. Основы технической мелиорации грунтов. М.: Научный мир, 2005, 504 с.
 36. Габибов Ф.Г., Гезалов А.А., Сафарова Н.А., Агаев И.А. О теоретических основах построения законов распределения

- экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 28, Баку: Элм, 2001, с.7-12.
37. Габибов Ф.Г., Гезалов А.А., Сафарова Н.А. О приближенном методе вычисления функций распределения экстремальных величин в инженерной геотехноэкологии. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 29, Баку: «Адилъоглу», 2001, с.12-18.
38. Габибов Ф.Г., Гезалов А.А., Сафарова Н.А. Эвристический метод формирования расчетных случаев устойчивости геотехноэкологических систем. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 31, Баку: «Адилъоглу», 2002, с.11-18.
39. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т., Алиева Л.А. Рассмотрение геотехноэкологических аврийных и катастрофических явлений как аналогов режимов с обострением. Материалы III Международной научно-технической конференции «Надежность и долговечность строительных материалов и конструкций», часть 1, Волгоград, 2003, с.164-166.
40. Габибов Ф.Г., Гезалов А.А., Амрахов А.Т., Алиева Л.А. Об использовании при решении задач геотехноэкологии элементов теории математической микростатистики. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 34, Баку: «Адилъоглу», 2003, с.11-15.
41. Габибов Ф.Г., Алиева Л.А. Модель эффективности сложных инженерно-геотехноэкологических систем. Сборник научных трудов Кубанского Государственного аграрного университета, Краснодар, 2003, с.102-107.
42. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т., Гезалов А.А., Сафарова Н.А. О доминировании сравниваемых совокупностей геотехноэкологических параметров. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 35, Баку: «Адилъоглу», 2003, с.38-44.
43. Габибов Ф.Г., Гезалов А.А., Амрахов А.Т., Агаев И.А. Непредельные распределения сумм случайного числа случайных величин в прикладной геоэкологии. Сборник научных трудов «Экология, философия, культура», Выпуск 38, Баку: «Адилъоглу», 2004, с.147-154.

44. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т. Конструктивный метод обеспечения потенциальной устойчивости инженерно-геоэкологической системы. Материалы IV Международной научно-технической конференции «Надежность и долговечность строительных материалов, конструкций и оснований фундаментов», Часть III, Волгоград, 2005, с.40-42.
45. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т., Мамедов Ф.Ш. Частная модель и область оптимизации качества сложного геотехнического или инженерно-геоэкологического объекта. Материалы Международной конференции «Город и геологические опасности», Часть II, Санкт-Петербург, 2006, с.25-29.
46. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т., Мамедов Ф.Ш. О формировании информации об изменении состояния сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектов. IV International Simpozium “Management of Safety in Extreme Situations”, Баку, 2007, с.201-208.
47. Габибов Ф.Г., Оджагов Г.О., Баят Х.Р., Амрахов А.Т., Мамедли Р.А. Статистическая оценка вероятностей проявления негативных геотехнических и инженерно-геоэкологических событий и законов их распределения. Materials of the International Simpozium in the Topic of “Reduction the Risks of Emergency Situation and Nyogo Hninciples”, Баку, 2010, с.81-89.
48. Габибов Ф.Г., Амрахов А.Т., Оджагов Г.О., Баят Х.Р. Экспертные методы оценки вероятностей редких негативных событий в сложных геотехнических и инженерно-геоэкологических объектах. Сборник трудов Всероссийского научно-технического семинара «Геотехнические проблемы нового строительства и реконструкции», Новосибирск, НГАСУ (Сибстрин), 2011, с.39-43.
49. Габибов Ф.Г., Габибова Л.Ф. Об использовании отходов переработки нефти и нефтепродуктов в строительстве. Материалы Международной конференции на тему: «Перспективы развития производства строительных материалов в Азербайджане», посвященной 40-летию юбилею Азербайджанского Архитектурно-Строительного Университета, Баку, 2015, с.91-94.

50. Габибов Ф.Г., Габибова Л.Ф. и др. Сейсмостойкая грунтовая плотина, возводимая в широких створах. Патент Российской Федерации на изобретение №2556896, 2015.
51. Габибов Ф.Г., Габибова Л.Ф. и др. Сейсмостойкая грунтовая плотина, возводимая в узких створах. Патент Российской Федерации на изобретение №2558280, 2015.
52. Габибов Ф.Г. Разработка инновационных конструкций свайных фундаментов на просадочных грунтах. «Construction and Geotechnics», Том 13, №1 2022, с.34-43.
53. Габибов Ф.Г., Шокбаров Е.М., Габибова Л.Ф. Сейсмозащита грунтовых плотин путем использования утилизированных отходов. «Вестник Международной ассоциации экспертов по сейсмостойкому строительству», №2, Бишкек, 2022, с.26-32.
54. Гаврилин И.И., Шигапов А.М. Способ очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2581671, 2016.
55. Гаврильев П.П., Угаров И.С., Ефремов В.П. Градация устойчивости деятельного слоя почвогрунтов в Якутии при антропогенном воздействии. Тезисы докладов II Международной конференции «Криопедия 97», Сыктывкар, 1997, с.166-167.
56. Гайнутдинов М.З., Храмов И.Т., Гилязов М.Ю. Загрязнение почв нефтепромысловыми сточными водами. «Химия и сельское хозяйство», №3, 1985, с.68-71.
57. Гайнутдинов М.З. и др. Рекультивация нефтезагрязненных земель лесостепной зоны Татарии. В кн.: «Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем», М.: Наука, 1988, с.177-197.
58. Гайнутдинов М.З., Самосова С.М., Артемьева Т.И., Гилязов М.Ю., Храмов И.Т., Гайсин И.А., Фильченкова В.И., Жеребцов А.К. Рекультивация нефтезагрязненных земель лесостепной зоны Татарии. В кн.: «Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем», М.: Наука, 1988, с.177-197.
59. Гендрин А.Г., Надоховская Г.А., Сидоренко Т.Н. и др. Экологическое сопровождение нефтегазовых месторождений. Выпуск 1, Серия «Экология», Новосибирск, 2005, 112 с.
60. Герасимов И.П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды. «Известия АН СССР. Серия География», №3, 1975, с.13-25.

61. Герасимова М.И., Караваева Н.А., Таргульян В.О. Деградация почв: методология и возможности картографирования. «Почвоведение», №3, 2000, с.358-365.
62. Гилязов М.Ю. Охрана почв в районах нефтедобычи ТАССР. В кн.: «Защита растений и охрана природы в Татарской АССР», Выпуск 4, Казань, 1989, с.118-119.
63. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988, 328 с.
64. Глазовская М.А., ред. Восстановление нефтезагрязненных почвенных систем. М.: Наука, 1988, 254 с.
65. Глазовская М.А. Методические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Издательство МГУ, 1997, 102 с.
66. Гнеденко Б.В. Курс теории вероятностей. М.: Физматгиз, 1961.
67. Голованов А.И., Маматов А.А. Способ очистки грунтов и грунтовых вод от нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2098549, 1997.
68. Голубков С.Ю., Котов Е.В. Сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на полезную модель №214557, 2022.
69. Голубков С.Ю., Котов Е.В. Сорбирующее устройство для сбора нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на полезную модель №214558, 2022.
70. Гольдберг В.М., Гадза С. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнений. М.: Недра, 1984, 262 с.
71. Горюнов Д.А., Хасанов Т.А., Линцов С.Г., Бердымуратов А.С., Бижанов С.А., Соколов А.И. Способ очистки загрязненного грунта от нефтепродуктов и устройство для его осуществления. Патент Российской Федерации на изобретение №2027825, 1995.
72. Граве Н.А. Устойчивость поверхности к механическим нарушениям при освоении Севера. «Известия АН СССР, Серия географическая», №6, 1982, с.54-62.
73. Гридин О.М. О нефтяных разливах и спасательных сорбентах. «Нефть и бизнес», №5-6, 1996, с.10-13.
74. Груздкова Р.А., Сурнин В.А. Распространение нефтяного загрязнения в почве. Труды института экспериментальной ме-

- теорологии «Загрязнение почв и сопредельных сред», Выпуск 17(145), М.: Гидрометеиздат, 1990, с.69-73.
75. Гумбель Э. Статистика экстремальных значений. М.: Мир, 1965.
 76. Гусейнов Т.И., Мовсумов А.А., Эфендиев Н.Г. Исследование по обезвреживанию бурового шлама и его влияние на жизнедеятельность гидробионтов. «Азербайджанское нефтяное хозяйство», №7, 1978, с.38-41.
 77. Денисова Т.Б. Влияние на окружающую среду горнодобывающей промышленности. В кн.: «Природные ресурсы Русской равнины в прошлом, настоящем и будущем», М.: Наука, 1976, с.254-258.
 78. Дмитриев М.Т., Казнина Н.И., Пинигина И.А. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде. Справочник. М.: Химия, 1989, с.336-345.
 79. Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Охрана почв. М.: Издательство МГУ, 1985, 224 с.
 80. Долгов М.И., Смирнова З.В., Богданова Т.А. Пути квалифицированного использования нефтешлама на ПО «Салватнефтеоргсинтез». «Нефтепереработка и нефтехимия», Выпуск 12, М.: ЦНИИТнефтехим, 1989, с.8-13.
 81. Долгопятова Н.Г., Сатаев А.С. К вопросу о включении в сельскохозяйственное производство земель, подверженных загрязнению химическими реагентами при бурении газовых скважин. В кн.: «Основные пути повышения плодородия почв», Ставрополь, 1982, с.18-23.
 82. Доспехов Б.А. Методики полевого опыта. М.: Колос, 1988, 416 с.
 83. Доусон Г., Мерсер Б. Обезвреживание токсичных отходов. М.: Стройиздат, 1996, 288 с.
 84. Другов Ю.С., Родинр А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2009, 270 с.
 85. Дручин В.С., Фишер Э.Е. Способ очистки грунтовых вод от нефтепродуктов. Авторское свидетельство СССР на изобретение №1813838, 1993.
 86. Духин С.С., Дерягин Б.В. Электрофорез. М.: Наука, 1976, 332 с.

87. Евдокимов А.А., Смолянов В.М., Журавлев А.В., Новосельцев Д.В. Способ очистки материала основы дорожного покрытия от нефти и нефтепродуктов и устройство для его реализации. Патент Российской Федерации на изобретение №2219304, 2003.
88. Епишин В.К., Трофимов В.Т. Литомониторинг – система контроля и управления геологической средой. В кн.: «Георетические основы инженерной геологии. Социально-экономические аспекты». М.: Недра, 1985, с.243-250.
89. Жданов И.А., Кутузова Е.П. Защита окружающей среды при бурении в условиях моря. Обзорная информация, Серия «Бурение морских нефтяных и газовых скважин», Выпуск 4, М.: ВНИИЭгазпром, 1982, 41 с.
90. Зайдельман Ф.Р. Процесс глееобразования и его роль в формировании почв. М.: Издательство МГУ, 1998, 300 с.
91. Захматов В.Д., Турсенев С.А., Онов В.А. Способ локализации и ликвидации последствий разливов нефти и нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2777378, 2021.
92. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М., 1987, 230 с.
93. Звягинцев Д.Г. Микроорганизмы и охрана почв. М.: Издательство МГУ, 1989, 203 с.
94. Злочевская Р.И., Королев В.А. Электроповерхностные явления в глинистых породах. М.: Издательство МГУ, 1988, 177 с.
95. Зонн С.В. Почва как компонент лесного биогеоценоза. В кн.: «Основы лесной биогеоценологии», М.: Наука, 1964, с.372-457.
96. Зоркин В.А., Бушуева Н.Н., Побединский Н.А., Безносков В.Н., Чевардова Н.П., Айсин Е.Х., Моисеев П.А., Чалченко В.П. Способ переработки нефтяных шламов. Патент Российской Федерации на изобретение №2078740, 1997.
97. Зоркин В.А., Бушуева Н.Н., Айсин Е.Х. Способ очистки нефтяных шламов и грунтов Герасимова М.И., . Патент Российской Федерации на изобретение №2116265, 1998.
98. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984, 559 с.

99. Иларионов С.А. Экологические аспекты восстановления нефтезагрязненных почв. Екатеринбург: УрО РАН, 2004, 194 с.
100. Инструкция по проектированию и строительству автомобильных дорог нефтяных и газовых промыслов Западной Сибири. ВСН 26-90. Министерство транспортного строительства СССР, М.: Стройиздат, 1991, 152 с.
101. Инструкция по применению биопрепарата «Деворойл». Утверждена Госкомитетом санитарно-эпидемиологического надзора при Президенте РФ, №01-13/1102-11, 29.08.1995.
102. Исаков Д.А., Иоссель Ю.Я., Саксон В.М., Казаров Г.С., Кузнецов С.А., Липатов В.В. Способ очистки капиллярно-пористой среды от загрязнений нефтью и нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2122904, 1998.
103. Исмаилов Н.М. Микробиология и ферментативная активность нефтегазозагрязненных почв. В кн.: «Восстановление нефтегазозагрязненных почвенных экосистем». М.: Наука, 1988, с.42-57.
104. Исмаилов Н.М. Ремидиация нефтезагрязненных почвогрунтов и буровых шламов. Баку: Элм, 2006, 144 с.
105. Исмаилов Н.М. Практическая экотехнология. Баку: «Тяхсил», 2009, 582 с.
106. Использование нефтешламов в качестве сырья. Экспресс информация «Защита от коррозии и охрана окружающей среды», №9, 1993, с.11-18.
107. Камышев А.П. Методы и технологии мониторинга природно-технических систем севера Западной Сибири. М.: ВНИПИГАЗОДОБЫЧА, 1999, 230 с.
108. Капур К., Ламберсон Л. Надежность и проектирование систем. М.: Мир, 1980.
109. Карманов И.И., Булгаков Д.С. Деграция почв: предложения по совершенствованию терминов и определений. В кн.: «Антропогенная деграция почвенного покрова и меры ее предупреждения», Том I, М., 1998, с.5-6.
110. Караваева Н.А., Лебедева И.И., Герасимова М.И., Жариков С.Н. Опыт генетической интерпретации данных по водно-

- тепловому режиму естественных и агрогенных почв. «Почвоведение», №9, 1998, с.1038-1048.
111. Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.: Лесная промышленность, 1981, 264 с.
 112. Кахаткина М.И., Цуцаева В.В, Новак А.В. Состав гумуса пойменных почв, загрязненных нефтью. В кн.: «Рациональное использование почв и почвенного покрова Западной Сибири». Томск: Издательство ТГУ, 1988, с.89-97.
 113. Квасников Е.И., Ключникова Т.Н. Микроорганизмы-деструкторы нефти в водных объектах. Киев: Наукова думка, 1981, 192 с.
 114. Кесельман Г.С., Махмудбеков Э.А. Защита окружающей среды при добыче, транспорте и хранении нефти и газа. М.: Недра, 1981.
 115. Кирейчева Л.В., Хохлова О.Б. Сорбент для комплексной очистки воды и поверхности почвы от нефтепродуктов и тяжелых металлов. Патент Российской Федерации на изобретение №2198987, 2003.
 116. Киреева Н.А. Микробиологические процессы в нефтезагрязненных почвах. Уфа: БашГУ, 1994, 172 с.
 117. Кирюшин В.И. Экологизация земледелия и технологическая политика. М.: Издательство МСХА, 2000, 473 с.
 118. Клименко И.А. Охрана окружающей среды при разведке и освоении нефтяных месторождений. Обзор ВНИИ экономики минерального сырья и геологоразведочных работ. М.: ВИЭМС, 1987, 53 с.
 119. Клубов С.В., Кочетов М.В., Прозоров Л.Л. и др. Геологическое обоснование освоения ресурсов нефти газа, экологическое аудирование и ОВОС. В кн.: «Геоэкология в нефтяной и газовой промышленности», М., 1995, с.5-6.
 120. Кобата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989, 350 с.
 121. Ковда В.А. Аридизация суши и борьба с засухой. М.: Наука, 1977, 272 с.
 122. Ковда В.А. Почвенный покров, его улучшение, использование и охрана. М.: Наука, 1981, 179 с.
 123. Конюхов А.В., Братишко Ю.А., Кузьмин Ю.С. и др. Охрана окружающей среды при проведении геологоразведочных

- работ в районах Крайнего Севера. Обзорная информация. Серия: Коррозия и защита окружающей среды. М.: ВНИИОЭНГ, 1985, 29 с.
124. Королев В.А. Мониторинг геологической среды. М.: Издательство МГУ, 1995, 272 с.
125. Королев В.А., Некрасова М.А., Полищук С.Л. Геопургология: очистка геологической среды от загрязнений. Геологические исследования и охрана недр. Обзор. М.: ЗАО Геоинформмарк, 1997, 47 с.
126. Королев В.А., Некрасова М.А. Очистка глинистых грунтов от углеводородных загрязнений с помощью электрического тока. Труды Международной научно-практической конференции «Инженерно-геологическое обеспечение недропользования и охраны окружающей среды». Пермь: ПГУ, 1997, с.70-72.
127. Королев В.А., Некрасова М.А. Экспериментальные исследования электрохимической миграции ионов металлов в дисперсных породах. «Геохимия», №12, 1998, с.1277-1283.
128. Королев В.А., Некрасова М.А., Митоян Р.А. Электрохимическая очистка грунтов от загрязнений. В кн.: «Экология и промышленность России», М., 1998, с.11-14.
129. Королев В.А. Очистка грунтов от загрязнений. М.: МАИК «Наука/Интерпериодика», 2001, 365 с.
130. Королев В.А. Мониторинг геологических, литотехнических и эколого-геологических систем. М.: КДУ, 2007, 416 с.
131. Коронелли Т.В., Комарова Т.И., Ильинский В.В. Интродукция бактерий рода *Rhodococcus* в тундровую почву, загрязненную нефтью. «Прикладная биохимия и микробиология», том 33, №2, 1997, с.198-201.
132. Комплексная система управления качеством продукции. Индустриальные способы применения грунтов, укрепленных нефтью и цементом, при круглогодичном строительстве промысловых дорог. СТП 0147323. 016-87, Тюмень, 1988, 52 с.
133. Корте Ф., Бахадир М. и др. Экологическая химия. М.: Мир, 1996, 396 с.
134. Ксенофонтов М.А., Хатенко А.С., Островская Л.Е., Васильева В.С., Понорядов В.В., Котов С.Г., Лупей А.Ю. Способ

- очистки поверхностей от нефти и жидких нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2241803, 2003.
135. Кузьмин Ю.И., Войтенко В.С., Братишко Ю.А. Влияние буровых растворов и их ингредиентов на окружающую среду в условиях Крайнего Севера. «Нефтяное хозяйство», №2, 1984, с.43-49.
 136. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. радиозкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: Издательство УрО АН СССР, 1990, 172 с.
 137. Курченко А.Б. Способ очистки болот от нефти и нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2217551, 2003.
 138. Курченко А.Б. Способ очистки топких болот и заболоченных участков от нефти и нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2310038, 2007.
 139. Лифшиц С.Х., Чалая О.Н., Шашурин М.М., Глазнецова Ю.С., Зуева И.Н., Кершенгольц Б.М. Трансформация нефтезагрязнения и формирование адаптивной реакции растений в модельном эксперименте с мерзлотной почвой Якутии. «Химия в интересах устойчивого развития», №19, 2011, с.169-178.
 140. Лифшиц С.Х., Глазнецова Ю.С., Чалая О.Н., Зуева И.Н., Ерофеевская Л.А. Способ восстановления нефтезагрязненных почв путем внесения микробно-растительных сообществ. Патент Российской Федерации на изобретение №2535746, 2014.
 141. Лобачева Г.К., Павличенко Н.В., Курин А.А., Клопова Т.Ю., Чадов О.П., Варганов Р.Р., Карпов А.В., Филиппова А.И. Состав для очистки и рекультивации почвы от нефтяных загрязнений. Патент Российской Федерации на изобретение №2556062, 2014.
 142. Лабинов С.Д., Ставцев А.Ф., Дорочинская Г.С., Потапов А.А. Состав для брикетирования топлива. Патент Российской Федерации на изобретение №2109797, 1998.
 143. Линцер А.В., Юрченко В.А. Укрепление грунтов нефтью с активными добавками для дорожных одежд в условиях Тю-

- менской области. Труды Тюменского индустриального института, Выпуск 7, Тюмень, 1969.
144. Логинов О.Н., Силищев Н.Н., Бойко Т.Ф., Галимзянова Н.Ф. Биорекультивация. Микробиологические технологии очистки нефтезагрязненных почв и техногенных отходов. М.: Наука, 2009, 112 с.
 145. Лойко П.Ф. Земельный потенциал мира и России: пути глобализации его использования в XXI веке. М., 2000, 341 с.
 146. Лотош В.Е. Технологии производств в природопользовании. Екатеринбург: Издательство Уральского Государственного экономического университета, 1999.
 147. Мавлютов М.Р., Ягафаров Р.Г. и др. Возможности регенерации и повторного использования отработанных буровых растворов. «Проблемы нефти и газа Тюмени», №51, 1981, с.26-28.
 148. Мазур И.И. Экология строительства объектов нефтяной и газовой промышленности. М.: Недра, 1991, 279 с.
 149. Маковский В.М. Влияние нефтезагрязнений на состояние болотных экосистем в Сургутском Приобье. В кн.: «Экология нефтегазового комплекса», М., 1988, с.203-206.
 150. Мамедов Г.Ш., Исмаилов Н.М., Научные основы и принципы районирования почв Азербайджана по устойчивости к загрязнению органическими веществами. Баку: Элм, 2006, 204 с.
 151. Маннанова С.А., Миниغازимов Н.С., Зайнуллин Х.Н. Новое в изучении состава нефтешламов. Тезисы докладов конференции «Проблемы, способы и средства защиты окружающей среды от загрязнений нефтью и нефтепродуктами», М., 1999, с.78-80.
 152. Межиковский С.М., Наджарян С.Н., Вительс Л.Э., Васильченко Е.И., Ярошевский С.А. Битумный шлам. Авторское свидетельство СССР на изобретение №1705258, 1992.
 153. Мелехов И.С. Современные вопросы охраны лесов от пожаров и борьба с ними. М., 1965.
 154. Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель. Препринт. Управление охраны почв и земельных ресурсов Минприроды России и Управление мониторинга земель и охраны почв России. М., 1994, 13 с.

155. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02». ПНДФ 16.121-98. Госкомитет РФ по охране окружающей среды. М., 1998.
156. Минигазимов Н.С., Расветланов В.А., Зайнуллин Х.Н. Утилизация и обезвреживание нефтесодержащих отходов. Уфа: Экология, 1999, 299 с.
157. Михайлов Л.Н. Способ ускоренного восстановления плодородия земель сельскохозяйственного назначения, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2588151, 2016.
158. Михайлов Н.Н., Кольчицкая Т.Н., Ждемесюк А.В., Семенов Н.А. Физико-геологические проблемы остаточной нефтенасыщенности. М.: Наука, 173 с.
159. Мишустин Е.Н. Микроорганизмы и продуктивность земледелия. М.: Наука, 1972, 342 с.
160. Мишустин Е.Н. Ассоциации почвенных микроорганизмов. М.: Наука, 1975, 106 с.
161. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Гаудеамус, 2007, 237 с.
162. Муратова А.Ю. и др. Использование люцерны и тростника для фиторемедиации загрязненного углеводородами грунта. «Прикладная биохимия и микробиология», том 39, №6, 2003, с.681-688.
163. Мурыгин В.П., Коротаева Е.В., Столярова А.П., Петерсон Л.Р. Состав для очистки воды и почвы от нефти и нефтепродуктов. Патент Российской Федерации на изобретение №2090697, 1997.
164. Назаров В.Д., Крайнова Э.А., Макарова Л.П. и др. Комплексный технико-экономический подход к проблеме рационального использования водных ресурсов в нефтяной промышленности. Обзорная информация. Серия: Борьба с коррозией и защита окружающей среды. М.: ВНИИОЭНГ, 1987, 54 с.
165. Насыров Р.Х., Ножин В.М., Опалихин В.А., Федоров Л.В. Способ рекультивации загрязненных земель. Патент Российской Федерации на изобретение №2171874, 2001.

166. Наумов Е.М., Пугачев А.А. Деградация и устойчивость почв мерзлотных регионов циркумполярного северного пояса Земли. Доклады IV Международной конференции «Освоение Севера и проблемы природопользования». Сыктывкар, 2000, с.66-70.
167. Немченко В.М. и др. Обезвреживание и переработка нефтяных шламов. М.: ЦНИИГ «Энефтехим», 1979, 39 с.
168. Нигматуллин Р.Н. Способ очистки нефтяных шламов и грунтов от загрязнений нефтяными продуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2596684, 2016.
169. Оборин А.А., Колесникова Н.М., Масливец Т.А. и др. Трансформация нефтяных углеводородов почв, загрязненных нефтью. В кн.: «Влияние промышленных предприятий на окружающую среду», Пушкино, 1984, с.189-240.
170. Оборин А.А., Колесникова И.Г., Масливец Т.А. и др. Самоочищение и рекультивация нефтезагрязненных почв Приуралья и Западной Сибири. В кн.: «Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем», М.:Наука, 1988, с.140-158.
171. Оборин А.А., Илизаров С.А., Назаров А.В. и др. Нефтезагрязненные биогеоценозы. Пермь: Пермский Государственный университет, 2008, 388 с.
172. Обыденников В.И., Тибуков А.А. Смена растительного покрова в ельниках после сплошных вырубок агрегатной техникой. «Лесоведение», №2, 1996, с.3-11.
173. Овчинникова И.Н. Экологический риск и загрязнение почв. М., 2003, 363 с.
174. Ольхов П.П., Гильманов Х.Г., Рахимов М.Г. и др. Новые направления утилизации нефтешламов и ловушечных нефтей. В кн.: «Интенсификация химических процессов переработки нефтяных компонентов». Казань, 1988, с.101-108.
175. Орадовская А.Е., Лапшин Н.И. Санитарная охрана водозаборов подземных вод. М.: Недра, 1987.
176. Орлов Д.С., Лыткин И.И. Сорбционная способность торфянистых почв и их роль в формировании состава почвенно-грунтовых вод. «Водные ресурсы», №1, 1983, с.81-93.
177. Орлов Д.С., Аммосова Я.М. Методы контроля почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. В кн.: «Почвенно-

- экологический мониторинг», М.: Издательство Московского университета, 1994, с.219-231.
178. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2001, 320 с.
179. Панов Г.Е., Петряшин Л.Ф., Лысяный Г.Н. Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности. М.: Недра, 1986, 244 с.
180. Парабучев И.А. Мониторинг процессов взаимодействия гидротехнических сооружений с геологической средой. «Инженерная геология», №2, 1992, с.3-16.
181. Печеный Б.П., Соловьев А.М. и др. Получение битумов на основе нефтеотходов. «Химия и технология получения топлив и масел», №11, 1987, с.45-47.
182. Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Издательство Московского университета, 1993, 208.
183. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами. «Почвоведение», №9, 2003, с.1132-1140.
184. Подалов Ю.А. Экология нефтегазового производства. М.: Инфра-Инженерия, 2010, 416 с.
185. Поуднышев Г.Н., Эльконюк А.А., Казаков В.А., Черников А.К. Сырьевая смесь для производства легкого заполнителя. Патент Российской Федерации на изобретение №2049750, 1995.
186. Попандопуло Г.А., Рацен З.Э. Использование тяжелых нефтей для укрепления грунтов. Материалы к VI Всесоюзному совещанию по закреплению и уплотнению грунтов. М.: Издательство МГУ, 1968, с.162-165.
187. Попандопуло Г.А. Применение тяжелых нефтей для устройства дорожных одежд. Труды СоюзДорНИИ, Выпуск 38, 1970, с.139-149.
188. Проблема удаления отработанного бурового раствора в США. Экспресс информация: Бурение. Зарубежный опыт, №4, 1987, с.15-19.

189. Растянников Е.Г., Другов Ю.С. Определение летучих органических соединений в загрязненной почве методом хромато-масс-спектрометрии. «Журнал аналитической химии», том 48, №9, 1993, с.1429-1434.
190. Рачевский Б.С. Охрана окружающей среды при транспорте и хранении жидких углеводородов. М.: ЦНИИТЗнефтехим, 1980, 61 с.
191. Ревзон А.Л. Картографирование состояний геотехнических систем. М.: Недра, 1992, 223 с.
192. Резниченко И.Н. Приготовление, обработка и очистка буровых растворов. М.: Недра, 1982, 306 с.
193. Садов А.П. Распределение битуминозных веществ в почвах лесотундры Западной Сибири (на примере Надым-Пурского междуречья). В кн.: «Геоэкология в нефтяной и газовой промышленности», М., 1995, с.9-19.
194. Самарский А.А., Галактионов В.А., Курдюмов С.П., Михайлов А.П. Режимы с обострением в задачах для квазилинейных параболических уравнений. М.: Наука, 1987.
195. Самойлова Е.М., ред. Слитоземы и слитные почвы. М.: Издательство МГУ, 1990, 143 с.
196. Сафаров А.М., Шайдулина Г.Ф., Митусова Г.Г., Мухаматдинова А.Р. Способ очистки нефтезагрязненного грунта. Патент Российской Федерации на изобретение №2574745, 2015.
197. Сборник рефератов, докладов и сообщений Российско-Американского симпозиума «Химия и проблемы экологии. Анализ и контроль объектов охраны окружающей среды», Выпуск 3, 1998, с.64.
198. Сватовская Л.Б., Макарова Е.И., Маталыго Ю.В., Завгородняя Е.А., Попова Е.А. Способ ликвидации последствий разлива нефти. Патент Российской Федерации на изобретение №2305152, 2007.
199. Сватовская Л.Б., Шеошнева М.В., Ефимова Н.Н. Способ детоксикации грунта, загрязненного нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2562019, 2015.
200. Сержантов В.Г., Сержантов В.В., Сержантов Д.В. Способ детоксикации грунта, загрязненного нефтепродуктами. Па-

- тент Российской Федерации на изобретение №2403103, 2010.
201. Сержантов В.Г. Минерально-органическое комплексное удобрение и способ его изготовления. Патент Российской Федерации на изобретение №2512165, 2014.
 202. Склады нефти и нефтепродуктов. СНИП 2.11.03.93, Госстрой России, М.: ГП ЦПП, 1993.
 203. Скуратов Ю.М., Дука Г.Г., Мизити А. Введение в экологическую химию. М.: Высшая школа, 1994, 400 с.
 204. Славина Т.П., Кахаткина М.И., Середина В.П., Изверская Л.А. Загрязнение нефтью и нефтепродуктами. В кн.: «Основы использования и охраны почв Западной Сибири», Новосибирск: Наука, 1989, с.186-211.
 205. Слюсаренко В.В., Бурлака Н.В., Бурлака В.А., Русинов А.В., Русинов Д.А., Ищенко Е.П. Способ обезвреживания отработанных буровых шламов и почв, загрязненных нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2596781, 2016.
 206. Слюсаренко В.В., Бурлака Н.В., Бурлака В.А., Русинов А.В., Русинов Д.А., Ищенко Е.П. Способ очистки нефтешламов и замазученного грунта. Патент Российской Федерации на изобретение №2601973, 2016.
 207. Сметанин В.И., Авинель В.И., Сметанин В.В. Способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод. Патент Российской Федерации на изобретение №2162916, 2001.
 208. Сметанина В.Л., Казначеева З.В. Утилизация нефтешламов и осадков сточных вод. Сборник тезисов докладов конференции «Медико-биологические и социально-экономические аспекты охраны окружающей среды в индустриально развитых регионах», Пермь, 1990, с.45-46.
 209. Смольникова В.В., Емельянов С.А., Дементьев М.С. Способ очистки и восстановления экологических функций субстратов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2412014, 2011.
 210. Снакин В.В., Алябина И.О., Кречетов П.П. Экологическая оценка устойчивости почв к антропогенному воздействию. «Известия РАН, Серия географическая», №5, 1995, с.50-57.

211. Снакин В.В., Присяжная А.А. Экологическая оценка состояния почв: попытка количественного подхода. «Известия РАН, Серия биологическая», №1, 1995, с.105-109.
212. СН 277-80 «Инструкция по изготовлению изделий из ячеистого бетона», М., 1981.
213. Соловьев В.В., Орадовская А.Е. Устройство для очистки грунтовых вод от нефтепримесей в маломощных водоносных горизонтах. Авторское свидетельство СССР на изобретение №1358510, 1985.
214. Солнцева Н.П. Методика ландшафтно-геохимических исследований влияния техногенных потоков на среду. В кн.: «Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем», М.: Наука, 1981, с.41-77.
215. Солнцева Н.П. Влияние добычи нефти на почвы Большеземельской тундры. Проблемы экологии при разработке нефтяных и газовых месторождений Крайнего Севера. М.: ВНИИГАЗ, 1995.
216. Солнцева Н.П., Гусева О.А., Горячкин С.В. Моделирование процессов миграции нефти и нефтепродуктов в почвах тундры ЕТР. «Вестник Московского университета, Почвоведение», №2, 1996, с.10-17.
217. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Издательство МГУ, 1998, 376 с.
218. Стом Д.И., Потапов Д.С. Способ очистки и рекультивации загрязненных нефтью и нефтепродуктами почв. Патент Российской Федерации на изобретение №2217246, 2003.
219. Стрилецкий И.В. Технологические особенности загрязнения и очистки буровых сточных вод. «Бурение», №4, 1981, с.24-26.
220. Таргульян В.О. Общепланетарная модель экзогенеза и педогенеза. В кн.: «Успехи почвоведения», М.: Наука, 1986, с.101-108.
221. Телегин Л.Г., Ким Б.И., Зоненко В.И. Охрана окружающей среды при сооружении и эксплуатации газонепроводов. М.: Недра, 1988.
222. Телятников М.Ю. Антропогенная трансформация растительного покрова типичных тундр полуострова Ямала. «География и природные ресурсы Сибири», №3, с.51-57.

223. Темников Ф.Е., Афонин В.А., Дмитриев В.И. Теоретические основы информационной техники. М.: Энергия, 1971.
224. Тестешев А.А., Шуваев А.Н. Способы получения оптимальных нефтегрунтов из нефтегрунтовых смесей антропогенного происхождения. Сборник научных трудов «Проблемы строительства автомобильных дорог в Западной Сибири», Тюмень, 1999, с.43-48.
225. Тестешев А.А. Утилизация продуктов аварий нефтепродуктов для строительства площадочных объектов Западной Сибири. Автореферат диссертации на соискание ученой степени к.т.н., Тюмень: ТюмГАСА, 2001, 18 с.
226. Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. М.: Наука, 1981, с.78-100.
227. Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях. В кн.: «Экологические последствия аварии на Южном Урале», М.: Наука, 1993, с.21-39.
228. Тихомолова К.П. Электроосмос. Ленинград: Химия, 1989, 220 с.
229. Тишин В.С. Основания и фундаменты объектов нефтяной и газовой промышленности. М.: Недра, 1985, 176 с.
230. Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г. Экологическая геология. М.: Геоинформарк, 2002, 415 с.
231. Трофимов В.Т. О мониторинге геологических, литотехнических и эколого-геологических систем. Труды Международной научной конференции «Мониторинг геологических, литотехнических и эколого-геологических систем», М.: Издательство МГУ, 2007.
232. Трофимов С.Я. Способочистки болот от нефтяных загрязнений. Патент Российской Федерации на изобретение №2142533, 1999.
233. Тюменцева О.В., Мокина В.И. Опыт укрепления односторонних песков водноледникового происхождения цементом и нефтью. Материалы к VI Всесоюзному совещанию по закреплению и уплотнению грунтов. М.: Издательство МГУ, 1968, с.377-379.

234. Тюменцева О.В., Дежина Н.С. Комплексное укрепление грунтов цементом и органическими соединениями. Труды СоюзДорНИИ, Выпуск 38, 1970, с.48-63.
235. Угрехелидзе Д.Ш. Метобализм экзогенных алканов и ароматических углеводородов в растениях. Тбилиси: Мецниероба, 1976, 222 с.
236. Уилкс С. Математическая статистика. М.: Наука, 1967.
237. Утилизация отработанных буровых растворов за рубежом. «Бурение», №13, 1982.
238. Филатов А.В., Хухулин А.П., Работнов В.П., Меркулов В.В. и др. Битумно-каучуковая мастика. Авторское свидетельство СССР на изобретение №1715151, 1992.
239. Фишер Э.Е., Дручин В.С. Способ сбора и отвода нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод. Авторское свидетельство СССР на изобретение №1772315, 1992.
240. Фозекош Д.И., Михайлов В.С., Масленников Ю.В. Способ очистки почвы от нефтяных загрязнений и система для его осуществления. Патент Российской Федерации на изобретение №2061144, 1996.
241. Фридман А. Уравнения с частными производными параболического типа. М.: Мир, 1968.
242. Фучила И.П., Грецишин В.И. Комплексная установка по очистке сточных вод. «Машины и нефтяное оборудование», №5, 1978, с.18-19.
243. Хитров Н.Б. Деградация почвы и почвенного покрова: понятия и подходы к получению оценок. Тезисы Всероссийской конференции «Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения», Том I, М., 1998, с.20-26.
244. Хохлов А.Л. Состав для брикетирования топлива. Патент Российской Федерации на изобретение №2100415, 1997.
245. Чачина С.Б., Бакланова О.Н., Лавренов А.В. и др. Способ очистки и рекультивации почвы, загрязненной нефтью и нефтепродуктами. Патент Российской Федерации на изобретение №2594995, 2015.
246. Черников В.А., Алексахин Р.М., Голубев А.В. и др. Агроэкология. М.: Колос, 2000, 536 с.
247. Чертес К.Л., Быков Д.Е., Тупицына О.В., Пыстин В.Н., Сафонова Н.А., Самарина О.А. Способ переработки

- нефтешламов и очистки замазученных грунтов. Патент Российской Федерации на изобретение №2584031, 2016.
248. Шарапов С.В., Захматов В.Д., Калач А.В., Крутолапов А.С., Пророк В.Я., Ловчиков В.А. Экспертное исследование пожаров: критерии и процедура идентификации нефтепродуктов и нефтяных загрязнений. Санкт-Петербург: Санкт-Петербургский университет ГПС МЧС России, 2017, 160 с.
249. Шеметов В.Ю., Рябченко В.И., Ежов М.Ю. и др. Использование отработанных буровых растворов для мелиорации почв. Экспресс информация: Борьба с коррозией и защита окружающей среды. Отечественный опыт, №5, 1988, с.12-14.
250. Шеметов В.Ю. Ликвидация шламовых амбаров при строительстве скважин. Обзорная информация. Серия: Борьба с коррозией и защита окружающей среды. М.: ВНИИОЭНГ, 1989, 33 с.
251. Шилова И.И., Мамаев С.Н. Фитомелиорация техногенных песчаных арен нефтегазодобывающих регионов Среднего Приобья. В кн.: «Мелиорация земель Крайнего Севера», М.: Колос, 1977, с.235-242.
252. Шилова И.И. Биологическая рекультивация нефтезагрязненных земель в условиях таежной зоны. В кн.: «Восстановление нефтегазовых почвенных экосистем», М.: Наука, 1988, с.159-168.
253. Шипигузов Л.М., Герин Ю.Г., Антропов А.И. Возможные методы комплексной переработки и утилизации нефтешламов. Тезисы Международной конференции «Актуальные проблемы экологической безопасности территорий и населения», Бангкок, 2000.
254. Шлегель Г. Общая микробиология. М.: Мир, 1987, 566 с.
255. Шнербер Р.Е., Шнербер Е.Р., Шнербер Ф.Р. Способ получения керамзита. Патент Российской Федерации на изобретение №2112758, 1998.
256. Шуваев А.Н., Кретов В.А., Тестешев А.А. Утилизация продуктов аварий нефтепроводов в дорожных конструкциях. Сборник научных трудов «Проблемы строительства автомобильных дорог в Западной Сибири», Тюмень, 1999, с.33-36.

257. Шуваев А.Н., Тестешев А.А. Оптимальные составы нефтегрунтов антропогенного происхождения. Сборник научных трудов «Проблемы строительства автомобильных дорог в Западной Сибири», Тюмень, 1999, с.39-43.
258. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999, 268 с.
259. Юрченко В.А. Укрепление грунтов сырой маловязкой нефтью при строительстве лесовозных автомобильных дорог в Тюменской области. Диссертация на соискание ученой степени к.т.н., Тюмень, 134 с.
260. Ягафаров Р.Г. Влияние многократной регенерации активных компонентов буровых растворов. «Проблемы нефти и газа Тюмени», №52, 1981, 41 с.
261. Ягин В.П., Руднов В.М., Вайкум В.А., Черепанов Е.П. Нефтеобъект. Патент Российской Федерации на изобретение №2291933, 2007.
262. Ягубов Г.Ш., Ахмедов В.А. Рекультивация техногенно-нарушенных почв на Апшероне (на азербайджанском языке). Сборник трудов Института почвоведения и агрохимии НАНА «Исследования по почвоведению и агрохимии», Том XV, Баку: Элм, 1999, с.37-42.
263. Ягудин Н.Г., Коренькова С.Ф., Шеина Т.В. Шламобетон. Патент Российской Федерации на изобретение №2184808, 2002.
264. Яманина Н.С., Фролова Е.А., Филиппоап О.П и др. Утилизация отходов машиностроительных и нефтеперерабатывающих предприятий. «Экология и промышленность России», №10, 2001.
265. Ястребова Л.Н., Плотникова И.А. Процессы структурообразования грунтов с битумными эмульсиями и влияние на них природы эмульгатора. Труды СоюзДорНИИ, Выпуск 5, 1965, с.70-80.
266. Bartz J. et al. Öl und Denzinversikerungsversuche in der Ödtrrhenebene. Gas und Wasserfach, Vol. 110, №22, 1969, s.592-595.
267. Carmen E.P., Crossman T.L., Gatiff E.G. J. Soil Cont., Vol. 7, 1998, p.455-466.

268. Disposal Process For Drilling Mud To Aid Farmess. Oil and Gas J. Vol. 71, №34, 1973, 36 p.
269. De Jong E. Reclamation Problems and Procedures for the Oil Industry on the Canadian Prairies.// Reclamation Review, Vol. 13, p.75-85.
270. Dom P.B., Salanito J.P. Temporal ecological assessment of oil contaminated soils before and after bioremediation. Chemosphere, Vol. 40, №4, 2000, p.419-426.
271. Drilling Fluids Disposal Ussial Conserns Operators and Agencies// Drill. Bitt., Vol. 32, №7, 1982, p.59, 61-62.
272. Electorowicz M., Boeva V. Electrokinetic supply of nutrients in soil bioremediation// Environmental Technology, Vol. 17, 1996, p.1339-1349.
273. Guidelines for General Assessment of the Status of Humman-induced Soil Degradation. Working paper & Preprint 88/4 ISRIC, Wegeningen, 1988.
274. Lee K., De-Mora S. Environ. Technol. Vol. 20, 1999, p.783-794.
275. Lifshits S.Kh., Chalova O.N., Glaznetsova Yu.S., Zueva I.N. The effect to oil contamination on the adaptive potential of plants in criolite zones. AAAPG-2012. Abstract of the 8-th Intern. Conf. on Petroleum Geocemistry and Exploration in the Afro-Asian Region. Hangzhou, China, November 2-4, 2012, p.91.
276. Marks R.E., Acar Y.B., Gale R.J. In-situ remediation of contaminated soils containing hazardous mixed wastes by bio-electrokinetic remediation and other competitive technologies//Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils./ Ed. 5DL Wise, D.J. Trantodo. Marcel Dekker Inc., Ch. 18, 1994, p.405-436.
277. McGill W.W. Soil restoration following oil spills. Review. J. Canad. Petrol. Technol., Vol. 16, №2, 1997, p.60-67.
278. Natal-Da-Luz T., Verweij L.I., Morais R.A., VanVelzen P.V., Sonsa M.J.M., VanGes-tel J.P. Influence of earth worm activity on microbial communities related with the degradation of persistent pollutants. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 31, 2012, p.794-803.

279. Neidhardt D. Regeite Sistem Allows Water Rewse, Cuts Clean-up Cosp. Oil and Gas J. Vol. 83, 1985, p.88-94.
280. Oudot J. Selective migration of low and medium molecular welght hydrocarbons in petroleum-contaminated terrestrial environments.// Oil Chem. Pollot., Vol. 6, №4, 1990, p.251-261.
281. Piccolo A., Celano G., De Simot C. Interaction of atrazine with humic substances of different origin and their hydrolysed products.// Sci. Total. Env., Vol. 117/118, 1992, p.403-412.
282. Shang J.Q. Electrokinetic sedimentation: a theoretical and experimental stady. Can. Geotech. J. Vol. 34, №2, 1997, p.305-314.
283. Tyrphy E., Kehev A. The Effect of Oil and Gas Well Drilling Fluids on Shallow Croundwater// Pepet Invest. N.D. Geolog. Surv. Vol. VIII, №82, 1984, 156 p.
284. Utilisation of Drilling Mud// Drilling D.C.W. Vol. 34, №13, 1973, 33 p.
285. Van Sickle Virginia, Groat G.G. Proc. Ist. Symp. Oil and Gas Expor. And Prod. Waste Manag. Proct. New Orlean, 1990, p.659-675.
286. Walton B.T. et all. Bioremediation through Rhizosphere Technology. Washington, DC: Amer. Chem. Soc., 1994, p.82-92.
287. Walse C., Schopp W., Warfvinge P., Sverdrup H. Modeling long-term impact on soil acidification for six sites in Europe. Report 3, Lund University, Sweden, 1996, 63 p.

Типографик данные
Компьютерный дизайн - Т.А.Адиева

Подписано к печати: 08.12.2023
Формат: 70x100 1/16
Количество печатных листов: 45,5
Тираж: 100экз

Напечатано в типографии:
"CLASS PRINT"
Адрес: г.Баку, Ясамальский р-н
проспект Матбуат 22.
Тел: +99455 555 99 07
classprint.mmc@gmail.com