

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ ЭКОЛОГИИ И ЭВОЛЮЦИИ
им. А.Н. СЕВЕРЦОВА

Д.С. Павлов, М.А. Скоробогатов

**МИГРАЦИИ РЫБ
В ЗАРЕГУЛИРОВАННЫХ РЕКАХ**

Товарищество научных изданий КМК
Москва – 2014

Павлов Д.С., Скоробогатов М.А. Миграции рыб в зарегулированных реках. – М.: Товарищество научных изданий КМК. 2014. 413 с.

В монографии проанализирован и обобщен большой материал по биологическим и гидравлическим основам обеспечения миграции рыб в реках России в условиях зарегулирования и изъятия стока. Рассмотрены основные биологические и технологические аспекты этой комплексной проблемы, такие как нерестовые и покатные миграции рыб, управление их поведением в потоке воды; опыт создания и применения различных рыбопропускных и рыбозащитных сооружений; стратегии охраны дальних мигрантов и жилых рыб. Приводятся общие представления о миграциях рыб и механизмах миграционного поведения (реореакция, ориентация рыб в потоке воды, локомоторные показатели, поведение в реоградиенте и при неоднородности потока по многим показателям – турбулентности, гидростатическому давлению, температуре воды и др.).

Рассматриваются особенности поведения рыб при прохождении плотин и в районах изъятия стока. Большое внимание уделено покатым миграциям и попаданию молоди рыб в водозаборные сооружения; основным факторам, влияющим на эти процессы; и причинам, вызывающим травмирование и гибель молоди при скате через турбины ГЭС. Обсуждаются принципы защиты рыб, различные способы и мероприятия, направленные на предотвращение попадания молоди в водозаборы. Предлагаются подходы к охране рыб в условиях зарегулирования и изъятия стока, концепции, принципы и стратегии охраны их популяций.

Работа представляет интерес для ихтиологов, гидробиологов, экологов, специалистов по охране биоразнообразия, работников рыбного хозяйства, преподавателей и студентов биологических и гидротехнических вузов.

Научный редактор
доктор биологических наук
В.Н. Михеев

Рецензенты:
доктор биологических наук *М.И. Шатуновский*,
доктор биологических наук *А.О. Касумян*

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES
A.N. SEVERTSOV INSTITUTE OF ECOLOGY AND EVOLUTION

D.S. Pavlov, M.A. Skorobogatov

**FISH MIGRATIONS
IN REGULATED RIVERS**

KMK Scientific Press
MOSCOW 2014

Pavlov D.S., Skorobogatov M.A. Fish migrations in regulated rivers / D.S. Pavlov, M.A. Skorobogatov; [Ed. V.N. Mikheev]; A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution RAS. – Moscow: KMK, 2014. – 413 p.

This book analyses and generalizes large amount of material on biological and hydraulic measures facilitating migrations of fish in rivers of Russia under conditions of regulated flow and flow withdrawal. Main biological, physical and engineering aspects of this complex problem are considered including spawning and downstream migrations of fish, managing their behaviour in water flow; development and application of various fish passing and diversion devices; specific strategies for protection of migratory and resident fish species. General patterns of fish migrations are presented along with basic mechanisms of their migration behaviour (rheoreaction, orientation in the water flow, locomotor characteristics, behaviour in rheogradient and in a heterogeneous flow: turbulence, hydrostatic pressure, water temperature, etc.).

Patterns of fish behaviour as they move through dams and in proximity of water intake devices are considered. Downstream migrations and entrainment of juvenile fish in water intakes are considered in detail, analysing the factors affecting these processes, main causes of juvenile fish injury and death during their downstream migration through turbines of hydroelectric power stations. Principles of fish protection, various methods and measures preventing the entrainment of fish in water intakes as well as main principles and strategies for protection of fish populations are discussed. Specific measures and tactics for fish protection under conditions of regulated and withdrawn flow are also considered.

This book will be interesting for ichthyologists, hydrobiologists, ecologists, fishery specialists, biodiversity managers, biology and engineering students.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	14
Глава 1. Общие представления о миграциях рыб	20
Глава 2. Реореакция и управление поведением рыб в потоке воды	24
2.1. Ориентация рыб в потоке воды	24
2.2. Локомоторные показатели	27
2.2.1. Пороговая скорость течения	28
2.2.2. Критическая скорость течения	30
2.2.3. Плавательная способность	34
2.3. Влияние факторов среды на показатели реореакции	42
2.4. Особенности поведения и распределения рыб в градиентных условиях	51
2.4.1. Градиент скорости течения – реоградиент	51
2.4.2. Градиент турбулентности потока	55
2.4.3. Градиент температуры потока	59
2.4.4. Градиент гидростатического давления	59
2.5. Основные положения теории управления поведением рыб в потоке	65
Глава 3. Поведение рыб при нерестовых миграциях в реках	70
3.1. Нерестовые миграции и реореакция рыб	70
3.2. Влияние зарегулирования стока	76
3.3. Сезонная динамика нерестовых миграций	78
3.4. Суточный ритм нерестовых миграций	81
3.5. Вертикальное распределение мигрантов	84
3.6. Горизонтальное распределение мигрантов	85
3.7. Скорость миграции рыб	91
3.8. Миграции производителей после нереста	95
Глава 4. Основы создания и применения рыбопропускных сооружений	100
4.1. Краткое описание конструкций и технологии рыбопропуска	100
4.2. Закономерности распределения рыб в нижнем бьефе гидроузлов	107
4.3. Биогидравлическое моделирование распределения рыб в нижнем бьефе гидроузлов	116
4.4. Математическое моделирование распределения рыб в зоне действия рыбопропускных сооружений	120
4.5. Привлечение рыб в рыбопропускное сооружение (РПС)	123
4.5.1. Скорости привлекающего потока и плавательная способность рыб	123
4.5.2. Выделение привлекающего потока	131
4.5.3. Гидравлические схемы привлечения рыб и компоновка сооружений гидроузла	132
4.5.4. Сопряжение привлекающего потока с основным потоком и с горизонтом миграции рыб	136
4.5.5. Суточный ритм привлечения рыб в РПС	139
4.5.6. Сезонная динамика привлечения рыб в РПС	141
4.5.7. Рыбозаградительные и рыбонаправляющие устройства	143

4.6. Поведение рыб в рыбопропускных сооружениях и оптимизация условий их накопления	145
4.7. Обеспечение выпуска и дальнейшей миграции рыб	148
Глава 5. Рыбопропускные сооружения, построенные в России	154
5.1. Общие сведения о рыбопропускных сооружениях	154
5.2. Рыбопропускные сооружения в бассейне р. Дон	154
5.2.1. Рыбопропускные сооружения Кочетовского гидроузла	157
5.2.2. Рыбопропускные сооружения Константиновского гидроузла	164
5.2.3. Рыбопропускные сооружения Николаевского гидроузла	166
5.2.4. Гидравлический рыбоподъемник Цимлянского гидроузла	167
5.2.5. Лестничный рыбоход Красноярского гидроузла	169
5.3. Рыбопропускные сооружения в бассейне р. Кубань	172
5.3.1. Рыбопропускные шлюзы Тиховского гидроузла	172
5.3.2. Рыбопропускной шлюз Федоровского гидроузла	173
5.3.3. Механический рыбоподъемник Краснодарского гидроузла	176
5.4. Рыбопропускные сооружения в бассейне р. Волга	180
5.4.1. Рыбопропускные шлюзы в составе вододелиителя	180
5.4.2. Гидравлический рыбоподъемник Волгоградского гидроузла	181
5.4.3. Механический рыбоподъемник Саратовского гидроузла	183
5.5. Рыбопропускные сооружения в бассейне р. Тулома	187
5.5.1. Лестничный рыбоход Нижне-Туломского гидроузла	188
5.5.2. Лестничный рыбоход и гидравлический рыбоподъемник Верхне-Туломского гидроузла	191
5.5.3. Лестничный рыбоход через Падунский порог	194
5.6. Рыбопропускные сооружения в бассейне р. Терек	197
5.7. Рыбопропускные сооружения на р. Волхов	198
5.8. Рыбоход на р. Нарва	198
Глава 6. Покатные миграции и попадание молоди рыб в водозаборные сооружения	202
6.1. Общие представления о покатных миграциях молоди рыб	203
6.1.1. Видовой состав и периоды онтогенеза покатников	203
6.1.2. Сезонная и суточная динамика	205
6.1.3. Предпосылки к покатной миграции молоди рыб	209
6.1.4. Механизмы реализации покатной миграции	212
6.1.5. Механизмы формирования пространственного распределения покатной молоди	214
6.1.6. Детерминизм, механизмы и типы покатных миграций	217
6.1.7. Влияние зарегулирования стока и водопотребления на покатную миграцию молоди рыб	220
6.2. Покатные миграции рыб через плотины	221
6.2.1. Распределение рыб и экологическая зональность водоемов с замедленным водообменном	221
6.2.1.1. Экологическая зональность водоемов с замедленным водообменом	221
6.2.1.2. Классификация распределения молоди рыб по экологическим зонам	222
6.2.1.3. Экологическая зональность изъятия стока, количественная оценка	225

6.2.2. Закономерности покатной миграции рыб через плотины	228
6.2.2.1. Видовой состав покатников	228
6.2.2.2. Возрастной и размерный состав покатников	231
6.2.2.3. Количественные характеристики покатной миграции	234
6.2.2.4. Сезонная динамика покатной миграции	235
6.2.2.5. Суточная динамика покатной миграции	235
6.2.2.6. Влияние типа экологической зональности изъятия стока на характеристики покатной миграции	240
6.2.3. Причины и механизмы покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом	242
6.2.3.1. Попадание рыб в район изъятия стока	242
6.2.3.2. Особенности миграционного поведения рыб в районе изъятия стока	246
6.2.3.3. Основные факторы, определяющие миграцию рыб из водоемов с замедленным водообменом и механизмы их влияния	248
6.2.4. Травмирование и гибель рыб при миграции через турбины ГЭС	250
6.2.4.1. Характер травм у рыб при миграции через ГЭС	251
6.2.4.2. Конструкция турбин и факторы, вызывающие травмирование и гибель рыб на ГЭС	255
6.2.4.3. Сравнительная оценка действия факторов на травмирование и гибель рыб при их миграции через ГЭС	260
6.2.4.4. Показатели гибели рыб на плотинах ГЭС	264
6.3. Попадание молоди рыб в водозаборные сооружения насосных станций и в ирригационные каналы	266
6.3.1. Закономерности и причины попадания молоди рыб в водозаборные сооружения	267
6.3.1.1. Сезонная динамика попадания молоди рыб в водозаборные сооружения	268
6.3.1.2. Видовой состав рыб	271
6.3.1.3. Возрастной и размерный состав рыб	272
6.3.1.4. Суточная динамика попадания рыб	273
6.3.1.5. Другие закономерности попадания рыб в водозаборные сооружения	274
6.3.2. Причины и механизмы попадания молоди рыб в водозаборные сооружения насосных станций и в ирригационные каналы	277
Глава 7. Защита рыб от попадания в водозаборные сооружения	286
7.1. Принципы защиты рыб	286
7.2. Оценка эффективности рыбозащитных устройств	290
7.3. Экологические способы защиты рыб, мероприятия и устройства	291
7.3.1. Регулирование водопотребления по акватории водоема	292
7.3.2. Зональное регулирование водопотребления	292
7.3.3. Вертикальное регулирование водопотребления	294
7.3.4. Суточное регулирование водопотребления	300
7.3.5. Сезонное регулирование водопотребления	301
7.4. Физические способы и устройства по защите рыб	302
7.4.1. Фильтрационный способ защиты рыб	303
7.4.2. Сепарационный способ защиты рыб	305
7.4.3. Способ защиты рыб, основанный на эрлифтном эффекте	307

7.5. Поведенческие способы и устройства по защите рыб	310
7.5.1. Световой способ	310
7.5.2. Электрический способ	312
7.5.3. Звуковой способ	314
7.5.4. Гидравлический способ	315
7.5.5. Барический способ	320
7.5.6. Тактильно-гидравлический способ с применением проницаемых преград	321
7.5.6.1. Основные конструкции	322
7.5.6.2. Анализ работы различных устройств тактильно-гидравлического способа с применением проницаемых преград	325
7.5.7. Тактильно-гидравлический способ с применением непроницаемых преград	329
7.5.7.1. Основные конструкции	330
7.5.7.2. Поведение рыб перед преградой	342
7.5.7.3. Влияние ряда факторов на эффективность отведения рыб	345
7.5.7.4. Ведущие биогидравлические показатели и их взаимосвязь	347
7.5.7.5. Применение рыбозащитных устройств с рыбоотводом и без рыбоотвода	349
7.6. Возможности использования различных способов защиты	352
7.7. Принудительное отведение защищаемых рыб	355
Глава 8. Подходы к охране рыб в условиях зарегулирования и изъятия стока	362
8.1. Концептуальные подходы и принципы охраны биоразнообразия	362
8.2. Стратегии охраны популяций рыб	369
Заключение	373
Список видов рыб	375
Основные обозначения	378
Литература	379
References	402

CONTENT

Introduction	14
Chapter 1. Fish migration	20
Chapter 2. Rheoreaction and managing fish behaviour in water flow	24
2.1. Fish orienting in water flow	24
2.2. Characteristics of locomotion	27
2.2.1. Threshold current velocity	28
2.2.2. Critical current velocity	30
2.2.3. Swimming performance	34
2.3. Effects of environmental factors on rheoreaction	42
2.4. Fish behaviour and distribution in gradient conditions	51
2.4.1. Flow velocity gradient: rheogradient	51
2.4.2. Flow turbulence gradient	55
2.4.3. Water temperature gradient	59
2.4.4. Hydrostatic pressure gradient	59
2.5. Basics of fish behaviour management in the water flow	65
Chapter 3. Fish behaviour during the spawning migrations in rivers	70
3.1. Spawning migrations and rheoreaction in fish	70
3.2. Effects of flow regulation	76
3.3. Seasonal dynamics of spawning migrations	78
3.4. Diurnal rhythm of spawning migration	81
3.5. Vertical distribution of migrating fish	84
3.6. Horizontal distribution of migrating fish	85
3.7. Speed of migration	91
3.8. Migration of adult fish after spawning	95
Chapter 4. Technology and use of fish passages	100
4.1. Brief description of fish passage technology and constructions	100
4.2. Fish distribution in the tailraces of hydropower systems	107
4.3. Biological and hydraulic models of fish distribution in the tailraces of hydropower systems	116
4.4. Mathematical models of fish distribution in vicinity of fish passages	120
4.5. Attracting fish to fish passages	123
4.5.1. Swimming performance and the velocity of the attracting flow	123
4.5.2. The attracting flow	131
4.5.3. Hydraulic schemes of fish attraction and the arrangement of hydropower installations	132
4.5.4. Conjugation of the attracting flow with the basic flow and the fish migration horizon	136
4.5.5. Diurnal rhythm of fish attraction to passages	139
4.5.6. Seasonal dynamics of fish attraction to passages	141

4.5.7. Fish screens and diversion devices	143
4.6. Fish behaviour in fish passages and the optimal conditions for fish aggregation	145
4.7. Release and further migration of fish	148
Chapter 5. Fish passages in Russia	154
5.1. General information	154
5.2. Fish passages in the Don River basin	154
5.2.1. Fish passages in the Kochetovskii hydropower system	157
5.2.2. Fish passages of the Konstantinovskii hydropower system	164
5.2.3. Fish passages of the Nikolaevskii hydropower system	166
5.2.4. Hydraulic fish lift of the Tsymlyanskii hydropower system	167
5.2.5. Fish ladder of the Krasnoyarskii hydropower system	169
5.3. Fish passages in the Kuban River basin	172
5.3.1. Sluice fish passes of the Tikhovskoi hydropower system	172
5.3.2. Sluice fish pass of the Fedorovskii hydropower system	173
5.3.3. Mechanical fish lift of the Krasnodarskii hydropower station	176
5.4. Fish passages in the Volga River basin	180
5.4.1. Sluice fish passes integrated in water-divider	180
5.4.2. Hydraulic fish lift at the Volgogradskii hydropower station	181
5.4.3. Mechanical fish-lift of the Saratov hydropower station	183
5.5. Fish passages in the Tuloma River basin	187
5.5.1. Fish ladder of the Nizhne-Tulomskaya hydropower station	188
5.5.2. Fish ladder and hydraulic fish lift of the Verkhne-Tulomskaya hydropower station	191
5.5.3. Fish ladder through the Padunskii rapids	194
5.6. Fish passages in the basin of the Terek River	197
5.7. Fish passages in the Volkhov River	198
5.8. Fish –pass in the Narva River	198
Chapter 6. Downstream migration and entrainment of juvenile fish in water intakes	202
6.1. The downstream migration of juvenile fish	203
6.1.1. Species composition and the developmental stages of migrating fish	203
6.1.2. Diurnal and seasonal dynamics	205
6.1.3. Prerequisites for the young fish downstream migration	209
6.1.4. Mechanisms of the downstream migration	212
6.1.5. Spatial distribution of juvenile fish during their downstream migration	214
6.1.6. Determinism, mechanisms and types of downstream migrations	217
6.1.7. Effects of flow regulation and water consumption on downstream migrations of juvenile fish	220
6.2. Downstream migrations of fish through dams	221
6.2.1. Fish distribution and ecological zones in water bodies with slowed water exchange	221
6.2.1.1. Ecological zones in water bodies with slowed water exchange	221
6.2.1.2. Classification of juvenile fish distribution with respect to ecological zones	222
6.2.1.3. Ecological zones of water intake, quantitative assessment	225
6.2.2. Patterns of fish downstream migration through dams	228

6.2.2.1. Species composition of migrating juveniles	228
6.2.2.2. Age and size composition of migrating juveniles	231
6.2.2.3. Quantitative characteristics of downstream migration	234
6.2.2.4. Seasonal dynamics of downstream migration	235
6.2.2.5. Diurnal dynamics of downstream migration	235
6.2.2.6. Effect of different ecological zones of water intake on downstream migration of fish	240
6.2.3. Causes and mechanisms of downstream migration of fish from water bodies with slowed water exchange	242
6.2.3.1. Fish entrance to water intake area	242
6.2.3.2. Migration behaviour of fish in water intake areas	246
6.2.3.3. Factors affecting migration of fish from water bodies with slowed water exchange and their mechanisms	248
6.2.4. Injury and death of fish during their migration through turbines of hydropower stations	250
6.2.4.1. Types of injures in fish during their migration through hydropower stations	251
6.2.4.2. Turbine construction and factors causing injury and death of fish	255
6.2.4.3. Comparative assessment of different factors causing injury of migrating fish at hydropower installations	260
6.2.4.4. Quantitative analysis of fish death at dams of hydropower stations	264
6.3. Entrainment of juvenile fish in pumping stations and irrigation channels	266
6.3.1. Patterns and causes of fish entrainment in water intake structures	267
6.3.1.1. Seasonal dynamics of fish entrainment in water intake structures	268
6.3.1.2. Fish species composition	271
6.3.1.3. Age and size composition	272
6.3.1.4. Diurnal dynamics of fish entrainment	273
6.3.1.5. Other factors influencing fish entrainment in water intakes	274
6.3.2. Causes and mechanisms of juvenile fish entrainment in water intakes of pumping stations and irrigation channels	277
Chapter 7. Protecting fish from entrainment in water intakes	286
7.1. General principles of fish protection	286
7.2. Efficiency of fish protection devices	290
7.3. Ecological approaches, measures and devices	291
7.3.1. Water consumption regulation in the water area	292
7.3.2. Zonal regulation of water consumption	292
7.3.3. Vertical regulation of water consumption	294
7.3.4. Diurnal regulation of water consumption	300
7.3.5. Seasonal regulation of water consumption	301
7.4. Physical methods and devices for fish protection	302
7.4.1. Filtration methods for fish protection	303
7.4.2. Separation methods for fish protection	305
7.4.3. Air-lift methods for fish protection	307
7.5. Methods and devices of fish protection that exploit their behaviour	310
7.5.1. Using light	310
7.5.2. Using electrical stimuli	312
7.5.3. Using sounds	314

7.5.4. Using hydraulic stimuli	315
7.5.5. Using pressure	320
7.5.6. Using tactile-hydraulic stimuli with permeable barriers	321
7.5.6.1. Basic constructions	322
7.5.6.2. Performance of different devices using the tactile-hydraulic stimuli with permeable barriers	325
7.5.7 Using tactile-hydraulic stimuli with impermeable barriers	329
7.5.7.1. Basic construction	330
7.5.7.2. The behaviour of fish before the barrier	343
7.5.7.3. Factors affecting the efficiency of fish diversion	345
7.5.7.4. Basic biohydraulic characteristics and their relationships	346
7.5.7.5. Using fish protecting devices with and without diversion	349
7.6. Possible use of different protection methods	352
7.7. Forced diversion of the protected fish	355
Chapter 8. Strategies of fish protection under flow regulation and withdrawal	362
8.1. Approaches and principles for biodiversity conservation	362
8.2. Conservation of fish populations: strategies	369
Conclusions	373
Fish species list	375
List of abbreviations	378
References (in Russian)	376
References (in English)	402

Нашим друзьям и коллегам, работавшим и работающим по обеспечению миграций рыб и применению рыбопропускных и рыбозащитных сооружений в нашей стране: Барекяну А.Ш., Большову А.М., Ващинникову А.Е., Викторову П.В., Волкову И.М., Глейзеру С.И., Гангардту Г.Г., Даркову А.А., Дегтяревой Н.Г., Жидовинову В.И., Иванову А.В., Иванову П.В., Извольскому И.С., Илюшину К.В., Исаеву А.И., Карелину В.С., Карповой Е.И., Киселеву-Цецхладзе В.Н., Кипперу З.М., Кобец В.Н., Колпачкову Ю.М., Коноплеву Е.Н., Корябкину В.Н., Костину В.В., Лазареву С.И., Лупандину А.И., Малеванчику Б.С., Малинину Л.К., Мельниковой М.Б., Мантейфелю Б.П., Милейко И.В., Мишеловичу Г.М., Михайлову Н.Н., Михееву В.Н., Михееву П.А., Мотинову А.М., Муравенко Г.С., Нездолию В.К., Никонорову И.В., Нусенбаум Л.М., Образовскому А.С., Пахорукову А.М., Поддубному А.Г., Постоеву В.С., Петрашкевичу В.В., Ревичу В.А., Рипинскому И.И., Ряховской Г.Н., Сабуренкову Е.Н., Сатарову В.В., Сбикину Ю.Н., Сегалю Г.Я., Синявской В.М., Сливка А.П., Стрельцовой Н.Б., Сукало Г.М., Старостину В.Н., Тарадиной Д.Г., Тихому М.В., Тюрину В.П., Уманец И.К., Филиппову Г.Г., Фильчагову Л.Г., Фомичеву О.А., Химицкому К.Ф., Харчеву Г.К., Ходоревской Р.П., Цыпляеву А.С., Чистякову А.А., Черноусову А.Н., Шкура В.Н., Шкура Вл.Н., Штафу Л.Г., Эрслеру А.Л., Яковлеву А.Е. и всем другим, кто ведет и продолжит эту работу, посвящаем эту книгу.

ВВЕДЕНИЕ

Развитие многих отраслей хозяйства (энергетика, промышленность, водный транспорт, сельское хозяйство, коммунальное хозяйство) связано с непрерывным увеличением использования водных ресурсов. Этот процесс особенно бурными темпами происходил и происходит в промышленно развитых странах, в том числе и в России.

За прошедший век и, особенно, за его вторую половину зарегулирован сток основных рек мира. Если в начале века плотин с высотой более 15 м были единицы, то к 1950 г. их насчитывалось 5 тысяч, а сейчас уже около 50 тысяч. В последнее десятилетие прошлого века строилось примерно по две плотины в день (Данилов-Данильян, 2009). В мире из 177 рек, которые длиннее 1000 км, 64 реки (менее 40%) остаются пока свободно текущими, но на многих из них на сегодняшний день также планируется строительство плотин. Большая часть этих рек – это притоки гораздо более крупных рек Дальнего Востока России, притоки Амазонки и других рек (From sea to source, 2012).

В России в настоящее время зарегулирован сток большинства рек как в Европейской части страны (Волга, Дон, Кубань и др.), так и в Сибири (Обь, Ангара, Енисей и др.). На многих из них построены каскады гидроузлов. Плотины прервали пути нерестовых миграций рыб, привели к утрате их нерестилищ, разрушили веками сложившуюся систему их воспроизводства. Только одна крупная река Европы – Печора остается незарегулированной (From sea to source, 2012).

Бурными темпами растет водопотребление на нужды сельского и коммунального хозяйства, энергетики и промышленности. Человечество отбирает из различных источников почти 5000 км³ воды в год (Данилов-Данильян, 2009). В СССР в 80-е годы XX в. объем водопотребления составлял около 350 км³/год, в том числе 150 км³/год для целей орошения. В России в 2009 г. объем водопотребления составлял 62,5 км³/год (Данилов-Данильян, 2009). При этом имеются водозаборы, расходы которых соизмеримы с расходами воды в крупных реках. Так, например, в Кубань Марьяно-Чебургольской оросительной системе – расход воды составляет более 200 м³/сек. Вместе с водой в эти искусственные реки попадают и гибнут миллиарды особей покатной молоди рыб.

Зарегулирование и водопотребление во многих внутренних водоемах коренным образом изменили экологические условия существования гидробионтов и привели к резкому сокращению численности популяций промысловых рыб (бассейны рек Азовского и Каспийского морей) и даже к занесению популяций ряда видов в Красную Книгу Российской Федерации (2001).

Сейчас перед человечеством весьма остро стоит проблема обеспечения миграций рыб и сохранения их естественного воспроизводства в условиях зарегулирования и изъятия стока. С этой целью применяют различные рыбопропускные (РПС) и рыбозащитные (РЗУ) сооружения и устройства, а также проводят различные рыбоохранные мероприятия.

Первые упоминания о рыбоходах появились во Франции и относятся к XVII в. (Clay, 1961; Kamula, 2001). Эти рыбоходы представляли собой открытое русло с искусственными порогами, выполненными из вязанок веток деревьев. Следующий этап применения рыбоходов связан с именем бельгийского инженера Дениля (Denil, 1909) и относится к началу XX в. Он создал конструкцию рыбохода, получившую название «рыбоход Дениля».

30-е годы XX в. ознаменовались огромным шагом вперед, в том числе благодаря исследованиям и строительству (1936–1939 гг.) комплекса рыбопропускных сооружений на Бонневильской плотине (р. Колумбия, США). Особый вклад при этом внес Майло Белл (Bell, 1973; 1986) – автор патента на Бонневильский рыбоход. Последующие годы были связаны с накоплением опыта проектирования, строительства и эксплуатации рыбопропускных сооружений в США, Канаде, Японии, Франции, Германии, Норвегии, Финляндии, Швеции, России и других странах.

Следует подчеркнуть значительный объем не только гидравлических, но и биологических исследований, связанных с созданием этих сооружений, в том числе по энергетике плавания и плавательной способности рыб. Особенно значимую роль в этом процессе сыграла лаборатория инженерного корпуса армии США (U.S. Army Corps of Engineers) на Бонневильской плотине. Параллельно с направлением работ по созданию рыбопропускных сооружений развивалось и создание разнообразных рыбозащитных устройств как для турбинных водозаборов, так и для водозаборов других типов.

Основные результаты этих работ представлены в целом ряде монографий и обзоров (Clay, 1961, 1995; Trefethen, 1968, 1972; Collins, Elling, 1960; Bell, 1986, 1990a,b; Ebel, 1985; Larinier, 2000; Dams, fish and fisheries, 2001; Fish passes..., 2002; Larinier, Travade, Porcher, 2002; Fishways: biological basis..., 2002; Larinier, Marmulla, 2004; Castro-Santos, Haro, 2005, 2010; Hydraulic design..., 2007; Anadromouse salmonid passage..., 2008; Lundqvist, et al., 2008; Calles, Greenberg, 2009; Grundlagen fur einen..., 2011; Williams, Katapodis, Larinier, et al., 2011; From Sea to Source, 2012 и др.). Огромное внимание проблеме обеспечения миграции уделяет Департамент рыбного хозяйства FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). С участием этой организации выпущен ряд обзоров, отражающих состояние работ в этой области (Welcomme, 1985; Pavlov, 1989; Dams, fish and fisheries, 2001; Fish Passes – Design, dimensions and monitoring, 2002 и др.). В настоящее время в США и Европейском союзе созданы общества по обеспечению миграции, применению рыбопропускных и рыбозащитных сооружений, которые координируют работу и проводят международные совещания. Из совещаний последних лет отметим симпозиум по экогидравлике. 10-й Международный симпозиум состоялся в 2014 г. (Тронхейм, Норвегия) <http://www.cedren.no/>

Events/Event/tabid/3645/ArticleId/2047/10th-International-symposium-on-eco hydraulics.aspx.

В России первое упоминание о рыбопропускных сооружениях мы встречаем в работе А.К. Гейнмана (1907), а первое действующее сооружение было построено в 1876 г. – Нарвский рыбоход, по которому поднимался атлантический лосось. В 1938 г. на р. Тулома (Кольский полуостров) для атлантического лосося был построен рыбоход на Нижне-Туломской ГЭС, действующий до настоящего времени. В 1940 г. выходят первые монографии (Тихий, Викторов, 1940; Харчев, 1940), в которых дается обзор исследований и конструкции рыбопропускных и рыбозащитных сооружений и устройств. Это было связано с развитием интенсивного водохозяйственного строительства в СССР в 30-е годы прошлого века.

Были определены (Тихий, Викторов, 1940) два основных направления рыбохозяйственной деятельности по сохранению воспроизводства – искусственное рыбозаведение проходных рыб и работы по сохранению хотя бы части естественного воспроизводства. В нижних участках рек (Волга, Дон, Кубань и др.) построены рыбобродные заводы и нерестово-выростные хозяйства, которые в 80-е годы XX в. выпускали около 11 млрд экз. молоди. Так, например, на Волго-Каспийском бассейне с рыбобродных заводов выпускалось ежегодно более 100 млн экз. молоди проходных видов рыб (90 млн экз. молоди осетровых (*Acipenseridae*¹), 18 млн экз. белорыбицы *Stenodus leucichthys leucichthys*, 0,6 млн экз. курина лосося *Salmo trutta caspicus*) (Никоноров, 1984). Несмотря на успех этих мероприятий, признается, что полная замена естественного воспроизводства на искусственное нецелесообразна, так как она приведет к резкому обеднению генофонда популяций, и поэтому само их существование будет находиться в сильной зависимости от случайности. Даже короткий перерыв в искусственном воспроизводстве из-за какой-либо непредвиденной катастрофы или ошибки в технологии рыбобродного процесса может привести к гибели популяции. Частичное сохранение естественного воспроизводства, а значит и обеспечение миграций рыб, являются обязательными элементами рыбохозяйственной деятельности в условиях интенсивного водопользования.

В связи с бурным гидротехническим строительством на рыбохозяйственных реках особое внимание применению рыбопропускных и рыбозащитных сооружений и устройств начали уделять 40–50 лет назад. Тогда были организованы специальные исследовательские коллективы. Основными биологическими организациями, которые вели эту работу, являлись: ИПЭЭ РАН им. А.Н. Северцова (ранее ИЭМЭЖ), ГосНИОРХ; КаспНИИРХ, ИБВВ РАН. Гидравлические, гидротехнические и проектные работы велись в институтах Гидропроект им. С.Я. Жука, ТвГТУ (ранее КПИ), НГМА (ранее НИМИ), ВолжНИИГиМ, ВНИИВодгео, Южгипроводхоз, Укргипроводхоз, ВОСоюзводпроект и др. Начиная с 1965 г. проводились специальные совещания, а с 1972 г. работы координировались отдельной программой

¹Здесь и далее латинские названия приводятся при первом упоминании родов и видов. Пресноводные виды в основном – по «Атласу пресноводных рыб России, 2002», морские – по «Аннотированному каталогу Рыбы морей России, 2014».

ГКНТ (Государственный комитет науки и техники СССР). С момента начала разработки проблемы по различным ее аспектам опубликованы сотни работ, выданы десятки авторских свидетельств и патентов, изданы специальные монографии, ряд обзорных работ и сборников (Тихий, Викторов, 1940; Харчев, 1940; Бирзбек, Киппер, 1960; Киппер, Милейко, 1962; «Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений», 1967; Цыпляев, 1973; Павлов, Пахоруков, 1973, 1983; «Биологические основы применения...», 1978; Павлов, 1979; Шкура, 1979; 1998; 1999; Барекян, 1980; Мусиенко и др., 1982; Павлов, Барекян, Рипинский и др, 1982; Малеванчик, Никоноров, 1984; Водопрпускные и водозаборные сооружения, 1988; Поддубный, Малинин, 1988; Pavlov, 1989, Рипинский, 1991; Павлов, Лупандин, Костин, 1999, 2007; Постоев и др., 1999; 2003; Михеев, 2000; Чистяков, 2006; Петрашкевич, 2007 и многие др.).

В результате в 1960–1970 гг. в нашей стране был разработан ряд положений по биологическим и гидравлическим основам применения рыбопропускных и рыбозащитных сооружений; созданы новые конструкции; утверждены – «Временные положения по проектированию рыбозащитных устройств водозаборных сооружений», 1967; «Методические указания по работе контрольно наблюдательных пунктов Главрыбвода на водозаборных сооружениях, 1970», СНиП 2.06.07-87 «Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения», 1987 и «Пособие по проектированию рыбопропускных и рыбозащитных сооружений к СНиП 2.06.07-87», 1988.

С 2013 г. введен в действие Свод правил «СП 101.13330.2012 Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения. Актуализированная редакция СНиП 2.06.07-87».

В 90-е годы XX в., в связи с распадом СССР и экономическим кризисом, финансирование многих программ по РПС и РЗУ, к сожалению, было прекращено, некоторые лаборатории закрыты, а ряд коллективов прекратил свое существование. В отличие от США, Канады, стран Европейского союза, где в последние годы наблюдается мощное наращивание деятельности по исследованию и применению РПС и РЗУ, активно работают специальные общества, регулярно проводятся международные совещания, в России наблюдается упадок в этой области. Однако накопленный за предыдущие годы опыт представляет большой интерес, как для международного научного сообщества, так и для возобновления этой деятельности у нас в стране. В связи с этим в 2013 г. в России было проведено международное рабочее совещание по биологическим и гидравлическим основам свободного прохода рыб в зарегулированных реках (Biological and Hydraylic Bases..., 2013).

В США и других странах рыбопропускные и рыбозащитные сооружения и устройства первоначально разрабатывались, прежде всего, для лососевых рыб – Salmonidae. В России это делалось не только для лососевых, но также и для представителей других семейств (осетровых – Acipenseridae, сельдевых – Clupeidae, сиговых – Coregonidae, карповых – Cyprinidae, сомовых – Siluridae, речных угрей – Anguillidae, окуневых – Percidae). Наиболее серьезное внимание уделено обеспечению миграций этих рыб в равнинных реках южного склона Европейской части

нашей страны – бассейнов Каспийского, Азовского и Черного морей и, прежде всего, в реках Волга, Дон и Кубань.

В связи с тем, что в России в водозаборные сооружения попадает в основном ранняя молодь карповых, окуневых, сельдевых, осетровых и других рыб с длиной тела менее 30 мм, к рыбозащите предъявляются более жесткие требования. Требуется защищать молодь всех видов размером более 12 мм (СНиП 2.06.07.87). В США и Канаде и в ряде других промышленно развитых странах, прежде всего, обеспечивается охрана покатной молоди лососевых рыб с размером 10 см и более.

В настоящее время в России построен целый ряд рыбопропускных и большое число рыбозащитных сооружений, но эффективно работают лишь некоторые из них. Естественно, что особенности поведения упомянутых выше рыб, специфика гидрологии речных бассейнов, традиции ведения хозяйства в России потребовали новых решений, иногда отличных от принятых для лососевых. В то же время мы хотим подчеркнуть, что биологические и гидравлические основы создания устройств, способствующих миграциям рыб, и, прежде всего, рыбопропускных и рыбозащитных устройств, во многом сходны для разных видов рыб.

Таким образом, в России имеется значительный опыт биогидравлических исследований в связи с разработкой РПС и РЗУ, опыт проектирования, строительства и применения таких устройств. Результаты этих работ, особенно последних лет, пока не подвергались всестороннему биогидравлическому анализу. Они разбросаны по отдельным изданиям и мало знакомы не только зарубежным, но даже отечественным специалистам, поэтому обобщение этих данных и стало главной задачей нашей работы.

Цель книги – обобщить имеющиеся материалы по: миграциям рыб во внутренних водоемах на незарегулированных и зарегулированных участках рек; по биогидравлическим основам создания РПС и РЗУ; мероприятиям, сооружениям и устройствам, обеспечивающим восстановление миграционных путей для рыб; мероприятиям, сооружениям и устройствам, обеспечивающим защиту рыб от попадания в водозаборные сооружения.

Создание и применение таких сооружений связано с использованием наших знаний и теоретических представлений по широкому кругу биологических, гидравлических и технических вопросов. В основе этого процесса должны лежать знания биологии рыб, особенностей их нерестовых и покатных миграций, поведения перед плотинами и водозаборными сооружениями, ориентации, скоростей плавания, реакции на различные факторы среды и, прежде всего, реакции на течение – реореакции. Именно эта реакция лежит в основе связи «мигрант–поток», а обеспечение миграций во многом сводится к разработке методов управления поведением рыб в потоке воды.

Логика построения книги такова, что описанию каких-либо конструкций предшествуют главы по закономерностям миграции рыб и их поведению в потоке воды. После главы по общим представлениям о миграциях (глава 1) сразу дается глава по реореакции рыб и управлению поведением рыб в потоке воды (глава 2), затем следует глава по особенностям поведения рыб при нерестовых миграциях (глава

3) и биологическим и гидравлическим основам применениям РПС (глава 4). Только после этих глав рассматриваются построенные в России конструкции рыбопропускных сооружений (глава 5). Следующая глава посвящена механизмам и закономерностям покатных миграций молоди (глава 6) и лишь затем рассматриваются устройства (в основном построенные в России) по защите рыб от попадания в водозаборные сооружения (глава 7). В заключительной главе (глава 8) рассмотрены стратегии охраны рыб в условиях зарегулированного стока и водопотребления.

Авторы монографии – биолог и гидравлик – около 50 лет занимаются биологическими и гидравлическими основами создания рыбопропускных и рыбозащитных сооружений и устройств, проблемой управления поведением рыб в потоке воды и обеспечения миграций рыб при зарегулировании и изъятии стока.

Данная работа выполнена при финансовой поддержке программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России, 2010–2012 гг.». Подготовка рукописи к печати завершена при поддержке гранта 14-01171 Российского научного фонда.

Мы выражаем глубокую благодарность научному редактору нашей книги д.б.н. В.Н. Михееву за его ценные советы и замечания. Мы так же благодарны к.б.н. В.В. Костину, Н.В. Протасовой, М.В. Гревцовой, С.В. Будаеву и Е.Н. Букваревой за помощь при подготовке рукописи к печати.

Глава 1

ОБЩИЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О МИГРАЦИЯХ РЫБ

Миграции животных – одно из наиболее сложных и интересных биологических явлений. Это в полной мере относится и к рыбам, чьи миграции различны по своей протяженности, направлению и формам проявления (анадромные, катадромные и потамодромные, пассивные и активные). Миграции имеют приспособительное значение, обеспечивая благоприятные условия существования и воспроизводства вида. С их помощью решается проблема освоения пространства в условиях неравномерного распределения ресурсов.

Миграции рыб весьма разнообразны в своих проявлениях, что вызывает необходимость их классификации. В этой связи выделяются два хорошо выраженных подхода. Первый из них условно может быть назван «функциональным». В нем рассматриваются миграционные циклы в целом и выделяются типы миграций в соответствии с их биологическим значением: нерестовые, нагульные и зимовальные. При этом подчеркнем, что миграционные циклы представляют собой неотъемлемый элемент жизненного цикла рыб (Никольский, 1961). Второй подход условно может быть назван «экологическим» и базируется на характеристике образа жизни рыб. К.Ф. Кесслер (1877) впервые классифицировал рыб на морские, солоновато-водные, разноводные, а также проходные, полупроходные и пресноводные, положив в основу деления рыб в первую очередь их отношение к солености. Эта классификация в дальнейшем была упрощена В.И. Мейснером (1933) – морские, проходные, полупроходные и пресноводные (туводные) рыбы – и в таком виде находит широкое применение в России до сих пор.

Определения «анадромный» и «катадромный» тип миграции издавна использовались ихтиологами для обозначения мигрантов, идущих из соленых вод в пресные и из пресных – в соленые для размножения (Meek, 1916; Norman, 1931; Шмидт, 1936 и др.). А. Мик (Meek, 1916) также ввел термины «денатантные» и «контрнатантные» миграции, т.е. по течению и против течения.

Пожалуй, наиболее универсальную экологическую классификацию миграций предложил Д. Майерс (Myers, 1949). Следуя этой классификации, можно различать три основных типа миграции рыб:

Диадромные – миграции между морем и пресными водами. К ним относятся анадромные, катадромные и амфидромные миграции. При этом последние не связаны с размножением, но происходят регулярно в какой-либо период жизненного цикла.

Потамодромные – миграции проходят полностью в пресной воде, в том числе дальние миграции у реодромных речных видов и короткие у многочисленных «жилых» видов рыб.

Океанодромные – миграции осуществляются полностью в морской воде.

По различным аспектам миграций рыб имеется большой объем литературы. Отметим здесь лишь ряд монографий и обзоров – Meek, 1916; Scheuring, 1928; 1930; Шмидт, 1936; 1947; Harden Jones, 1968; Northcote, 1978; 1984; Павлов, 1979; Марти, 1980; Thorpe, 1982; McKeown, 1984; Welcomme, 1985; Gross, 1987; Павлов и др., 1999; 2007; Поддубный, Малинин, 1988; McDowall, 1999; Lupandin et al., 2005; Scott et al., 2006; Calles, Greenberg, 2009; From sea to source..., 2012 и многие другие.

Миграции рыб, как правило, тесно связаны с системой течений в области распространения отдельных популяций. При этом рыбы могут перемещаться как против течения (контрнатантные миграции), так и вниз по течению (денатантные миграции) (Meek, 1916; Scheuring, 1928; Шмидт, 1947; Павлов, 1979 и др.). У пресноводных рыб денатантные миграции носят название «покатные миграции» (downstream migrations). В русскоязычной литературе синоним этого термина – «скат рыб» (drift).

Миграционное поведение рыб во внутренних водоемах схематично может быть представлено в виде «миграционных колец» (Павлов, 1986), которые «накладываются» на существующую систему течений: река, река–море, река–озеро, приток–река, приток–озеро–река–море (рис. 1.1 А, вклейка). В отличие от понятия миграционного цикла, этот термин подчеркивает замкнутость миграций не во времени, а в пространстве. На протяжении жизненного цикла общее направление передвижений рыб относительно течения неоднократно меняется. Как правило, наряду с активными миграциями против течения, существуют пассивные или активно-пассивные миграции молоди и отнерестившихся производителей, скатывающихся по течению.

Наличие у рыб как пассивных, так и активных миграций неоднократно подчеркивалось рядом авторов (Meek, 1916; Шмидт, 1936; Harden-Jones, 1968; Марти, 1980; Павлов, 1979, Northcote, 1984 и др.). Среди животных такое сочетание встречается не часто и характерно, кроме рыб, только для головоногих моллюсков и некоторых ракообразных (Decapoda). Движение против течения в период нерестовых и по течению в период покатных миграций – одна из форм существования большинства видов рыб. Масштаб этих перемещений в пространстве различен. Вопрос о соотношении репродуктивной и трофической частей ареала решается у разных видов рыб в процессе естественного отбора по-разному, а у рыб одного вида – в зависимости от конкретных условий существования. У одних и тех же видов рыб может даже наблюдаться переход от жилых форм к полупроходным или проходным и обратно, поэтому типы миграций правильнее характеризовать для отдельных популяций, а не для видов в целом (Pavlov, Ruban, Sokolov, 2002).

Явление миграций выражено в разной степени, но характерно как для проходных, полупроходных, так и для туводных рыб. В основе этого лежит общность

биологического значения миграций, связанного с комплексным использованием ареала в соответствии с меняющимися в течение жизни потребностями особей. Масштаб миграций этих групп рыб определяется эволюционной и экологической спецификой вида (Павлов, 1979, 1986).

Для одних видов рыб, которые в дальнейшем будут называться «мигранты», характерны длительные нерестовые и покатные миграции вдоль реки. К ним в первую очередь следует отнести проходных рыб, а также туводных рыб, которые совершают реодромные миграции в пределах бассейна реки (рис. 1.1 А, вклейка). Протяженность нерестовых и покатных миграций «мигрантов» у проходных рыб может достигать нескольких тысяч километров, а у полупроходных и реодромных – нескольких сотен километров. Для других видов рыб (туводные – «жилые») свойственны незначительные по протяженности миграции в пределах небольших участков рек или их притоков, а также в пределах акваторий водохранилищ и озер. Их протяженность обычно не превышает нескольких десятков километров.

У многих реодромных мигрантов протяженность нерестовых миграций в крупных речных системах достигает нескольких сотен километров (Welcomme, 1985). Так, например, у стерляди они составляют около 250 км (Калмыков, 2005; Калмыков и др., 2009). При этом ниже Волгоградской плотины на участке р. Волги длиной около 700 км нижеволжская стерлядь представлена тремя популяциями более низкого ранга, образующими непрерывный ряд – популяционный континуум. Они в значительной степени репродуктивно изолированы вследствие разобщенности основных нерестилищ и малой протяженности как нерестовых, так и покатных миграций, т.е. у таких рыб наблюдается цепочка из нескольких миграционных колец.

Некоторые виды рыб, в зависимости от условий существования, демонстрирует потрясающую вариабельность экологических форм с различными миграционными (жизненными) стратегиями – проходной, туводной или транзитивной (эстуарной, полупроходной). К ним относятся многие представители родов из семейства лососевых (Salmonidae: *Salmo*, *Parasalmo*; *Oncorhynchus*, *Salvelinus*), а также из семейств миноговых (Petromyzontidae: *Lethenteron*), колюшковы (Gasterosteidae: *Gasterosteus*), карповых (Cyprinidae: *Rutilus*, *Abramis*, *Vimba*), окуневых (Percidae: *Sander*) и др. (Northcote, 1978, 1984; Павлов, 1979; Thorpe, 1988; Gross, 1987; FAO, Fisheries Technical Paper, 2001; Павлов, Савваитова, 2008 и др.). Масштаб миграций у отдельных форм вида, например, у микижи (*Parasalmo (Oncorhynchus) mykiss*) может различаться от нескольких километров до нескольких тысяч километров (рис. 1.2, 1.3, вклейка).

Возведение плотин, регулирование стока рек и безвозвратное водоизъятие нарушают веками сложившиеся миграционные кольца (рис. 1.1 В, вклейка). Анадромные нерестовые миграции заканчиваются под первыми плотинами, а покатные – массовой миграцией и гибелью в искусственных «реках» – ирригационных каналах и водозаборных сооружениях. Большая часть нерестилищ в водохранилищах оказывается заиленными, а оставшиеся – недоступными для производителей. Так, например, после строительства плотины Волгоградского гидроузла на р. Вол-

ге протяженность миграционных путей белуги *Huso huso* и русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii* сократилась с 3500 км до 750 км; многократно уменьшилась площадь нерестилищ и участков для нагула молоди.

Охрана рыб при миграциях, сохранение их миграционных путей – одна из основных задач, которую необходимо решать при воздействии человека на экосистемы водоемов. Обеспечение миграций рыб в реках в условиях зарегулирования и изъятия стока требует восстановления миграционных колец (рис. 1.1 В, вклейка), а для этого необходима разработка и применение рыбоохранных мероприятий, а также создание специальных устройств и сооружений – рыбопропускных, рыбозащитных, искусственных нерестилищ и др. Биологическим и инженерным основам создания и применения этих сооружений и мероприятий, посвящены последующие главы данной работы.

Глава 2

РЕОРЕАКЦИЯ И УПРАВЛЕНИЕ ПОВЕДЕНИЕМ РЫБ В ПОТОКЕ ВОДЫ

Рассматривая среду обитания рыб, можно сказать, что она практически всегда подвижна. Течения существуют в различных по типу водоемах. В реках они формируются наличием уклона свободной поверхности воды, а в бессточных водоемах и водоемах с замедленным водообменом – под воздействием ветровых, приливно-отливных и конвекционных явлений.

Течение – это мощный, всегда присутствующий фактор среды обитания в водных системах. Пространственное распределение рыб и их миграции обусловлены разнообразными адаптациями, возникающими в ходе эволюции по отношению к этому фактору. При этом главной поведенческой адаптацией является реореакция – реакция рыб на течение. Теоретические представления и экспериментальные данные, полученные по этой реакции, по влиянию различных средовых воздействий и раздражителей на ее проявление, лежат в основе управления поведением мигрантов в потоке воды и позволяют обеспечивать миграции рыб при негативном антропогенном воздействии.

Реореакция – врожденная, безусловно-рефлекторная, поведенческая реакция которая заключается в том, что, находясь в потоке воды, рыбы, как правило, двигаются против течения. Все другие особенности поведения рыб в потоке воды, в том числе и их миграции, разворачиваются уже на фоне этой специфической реакции.

Реореакция способствует сохранению рыбами местообитаний в проточных водоемах, а при нерестовых анадромных миграциях – достижению нерестилищ, расположенных выше по течению. При покатных миграциях рыбы активно занимают такое положение в пространстве, при котором условия ориентации или высокие скорости потока препятствуют реализации реореакции.

Реореакция включает в себя ориентационную и локомоторную компоненты поведения, которые требуют отдельного рассмотрения.

2.1. ОРИЕНТАЦИЯ РЫБ В ПОТОКЕ ВОДЫ

Реореакция, как и всякая другая форма ориентации в пространстве, возникает в результате действия определенных рецепторов и наличия в окружающей среде соответствующих раздражителей для этих рецепторов-ориентиров. Ориентация рыб

против течения связана с восприятием процесса сноса рыб относительно неподвижных ориентиров в окружающей среде. Это было впервые показано Е. Лионом (Lyon, 1905) и в дальнейшем подтверждено многими авторами.

Одним из основных рецепторов, с помощью которого рыбы способны ориентироваться в потоке воды, является **зрение** (Lyon, 1905). Раздражителями при этой ориентации являются неподвижные зрительные ориентиры. Наилучшие условия зрительной ориентации оказываются у берегов, у дна и у поверхности потоков, где ориентирами являются грунт, водная растительность, тени от наземных объектов и др. Помимо неподвижных зрительных ориентиров, определенную роль при ориентации могут играть и объекты (например, зоопланктон и другие взвешенные организмы или частицы), движущиеся со скоростью, отличной от скорости движения зрительных ориентиров в точке нахождения рыбы.

В темное время суток или в мутной воде роль зрения при ориентации рыб в потоке снижается и может полностью утратить свое значение. Однако в прозрачной воде роль зрения даже ночью, особенно в условиях видимости звезд или луны, может быть существенной. Это обусловлено высокой пороговой чувствительностью зрения, достигающей у взрослых рыб 10^{-5} – 10^{-7} лк (Павлов, 1970).

Механизм зрительной ориентации – оптомоторная (зрительно-двигательная) реакция. Эта безусловно-рефлекторная реакция проявляется как движение рыб за перемещающимися в их поле зрения объектами (ориентирами). Исследования оптомоторной реакции у рыб показали, что наиболее сильно она выражена у рыб, обитающих в толще воды. У донных рыб эта реакция проявляется слабее. Наиболее четко оптомоторная реакция выражена у молоди рыб. Зрительный механизм ориентации у ранней молоди пресноводных костистых рыб (Павлов, 1970; 1979) является не только основным, но и единственным (рис. 2.1). Как только освещенность падает ниже пороговых величин для оптомоторной реакции, ранняя молодь костистых рыб длиной менее 30 мм при нахождении в толще потока сразу сносится течением. Последнее имеет чрезвычайно важное значение для понимания механизмов миграций молоди и причин их попадания в водозаборные сооружения. По мере роста молоди рыб у них начинают функционировать и другие механизмы ориентации – осязание, органы равновесия (горизонтальные каналы лабиринта и органы боковой линии).

Осязание может играть большую роль при ориентации рыб в потоке воды. Слепленные или интактно слепые рыбы способны ориентироваться

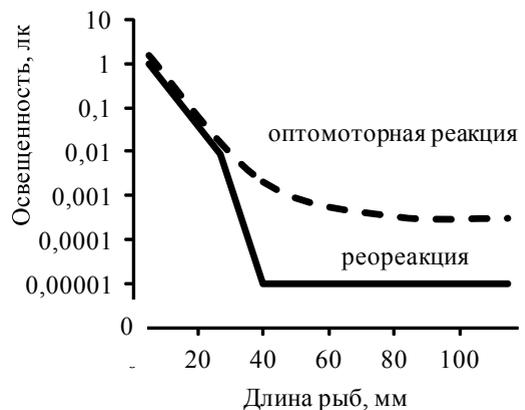


Рис. 2.1. Изменение пороговой освещенности для оптомоторной реакции и реореакции у молоди воблы с разной длиной тела (по Павлов, 1979)

в потоке воды при контакте с дном или стенками экспериментальных бассейнов. Раздражителями при такой ориентации являются неподвижные тактильные ориентиры. Даже при кратковременных контактах с неподвижными ориентирами такие рыбы получают достаточную информацию для ориентации в потоке (Lyon, 1905; Dijkgraaf, 1933 и др.). Исследуя тактильный механизм ориентации в потоке воды, мы установили наличие у рыб тактило-моторной реакции, ответственной за его проявление (Павлов, 1979).

Наибольшую роль при ориентации играют органы осязания у донных рыб. В отличие от рыб, обитающих в толще воды, у них тактильный механизм ориентации в потоке начинает функционировать значительно раньше. Г. Арнольд и Д.С. Павлов отмечают такую ориентацию уже на личиночных стадиях у камбалы *Pleuronectes platessa* (Arnold, 1974) и осетровых (Павлов, 1979).

При наличии круговых течений (Dijkgraaf, 1933; Gray, 1937; Howland, Howland, 1962 и др.) даже слепые рыбы способны ориентироваться в потоке, воспринимая центробежные ускорения. Такая ориентация осуществляется с помощью **органов равновесия – горизонтальных каналов лабиринта** за счет восприятия инерционных стимулов. Позднее было установлено (Павлов, Тюрюков, 1993; Pavlov, Tjurjukov, 1995; Тюрюков, 1996), что рыбами воспринимаются не только центробежные, но и линейные ускорения. Так, реофильные рыбы ельцы *Leuciscus leuciscus* ($l = 40\text{--}50$ мм) способны определять направление своего движения, при ускоренном перемещении вместе с окружающей массой воды, в условиях исключающих стимуляцию органов зрения, осязания и боковой линии. При этом они совершают компенсаторные перемещения в направлении, противоположном движению окружающей их массы воды. Только совместное выключение органов равновесия, осязания и боковой линии приводило к прекращению реореакции в темноте. В наших опытах реореакцию ельца вызывали линейные ускорения величиной более $15\text{--}50$ см/с². Пороги реореакции, вызванные пульсационными ускорениями, у плотвы ($l = 8\text{--}37$ мм) составляли от 2,5 до 7,5 см/с². Такие величины ускорений укладываются в интервал ускорений, возникающих в речных потоках в результате пульсаций скорости течения, что доказывает способность рыб определять направление течений и ориентироваться в пространстве с помощью горизонтальных каналов лабиринта, путем детекции инерционных стимулов.

В условиях сильной турбулентности определенную роль в ориентации рыб могут играть **органы боковой линии**. Однако исследования С. Дикграфа (Dijkgraaf, 1933, 1962; Harden Jones, 1968) показали, что ориентация рыб возможна лишь на струи воды диаметром менее 1–2 длин рыбы. Такие струи встречаются в природе довольно редко. Специальные эксперименты с выключением органов осязания, равновесия и боковой линии не подтвердили участия последней в формировании реореакции (Павлов, Тюрюков, 1993; Pavlov, Tjurjukov, 1995; Тюрюков, 1995). Вероятно, с помощью органов боковой линии рыбы анализируют неоднородность поля скоростей течения и избегают столкновения с препятствиями. Стимулом, вызывающим у ельцов в темноте реакцию избегания, является смещение слоев воды относительно их тела, возникающее в зонах с поперечными градиентами скоростей течения величиной более 0,3 (см/с)/см.

В целом, на основе современных данных, можно считать, что в большинстве случаев ориентация рыб в потоке воды происходит в основном с помощью трех органов чувств – зрения, осязания и горизонтальных каналов лабиринта. Значительно реже, лишь при определенных условиях, происходит ориентация с участием органов боковой линии. О значении других рецепторов и механизмов (слух, электрорецепция) можно говорить пока только предположительно.

В естественных условиях на рыб воздействует комплекс раздражителей. Какой же из них является ведущим и определяющим поведение рыб? Для выяснения этого вопроса были поставлены специальные опыты (Павлов, 1970), в которых рыбы могли использовать для ориентации любой из упомянутых выше рецепторов. В круглом сосуде создавалось циркуляционное течение, неравномерное по сечению. Вокруг сосуда вращалась оптомоторная ширма. При совпадении направления движения оптомоторной ширмы и течения сигналы от органов зрения и сигналы от всех других рецепторов имеют противоположное значение. Оказалось, что в этом случае большинство из 18 исследованных видов рыб и даже донные рыбы прекращали сопротивление течению и активно шли по течению за ширмой, или пассивно сносились им. Только осетровые рыбы не обнаруживали оптомоторной реакции, проявляя в то же время четкую реореакцию. Молодь осетровых, не реагируя на вращение ширмы, продолжала двигаться против течения.

По-видимому, приоритетность стимулов зависит от образа жизни, степени развития отдельных органов чувств и поэтому может быть разной у видов с различной экологией – донных и пелагических. Так, ельцы при определении направления течения отдают предпочтение зрительным стимулам, а при их отсутствии – инерционным. Тактильные стимулы вызывают у них реакцию только при отсутствии инерционных и зрительных стимулов. Таким образом, для ельца приоритетность стимулов, вызывающих реореакцию, наиболее высокая у зрительных, а наиболее низкая у тактильных стимулов. Для осетровых приоритетными будут являться тактильные стимулы, а затем инерционные, и, видимо, в наименьшей степени зрительные.

Из приведенных данных следует, что днем у большинства рыб ведущую роль при ориентации в потоке воды играют органы зрения. Ночью при снижении освещенности ниже пороговой и в мутных реках основную роль при ориентации играют органы осязания и детекция инерционных стимулов (с помощью горизонтальных каналов лабиринта), вызванных ускорением и торможением при пульсации скорости течения.

2.2. ЛОКОМОТОРНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ

Локомоторная активность рыб в потоке может быть охарактеризована рядом функциональных показателей: пороговая скорость течения ($V_{\text{пор}}$); критическая скорость течения для рыб ($V_{\text{к}}$); плавательная способность ($T_v = f(V)$). Рассмотрим более подробно эти показатели.

2.2.1. Пороговая скорость течения

Пороговая скорость течения ($V_{\text{пор}}$) – минимальные скорости потока, при которых возникает ориентация рыб против течения. При скоростях ниже пороговой рыбы перемещаются относительно потока произвольным образом. Ее величина определяет нижнюю границу скоростей течения для проявления реореакции рыб. Пороговая скорость течения больше отражает ориентационную компоненту реореакции, чем локомоторную.

По данным Н.Е. Аслановой (1952), рыбы, обитающие в толще воды, более чувствительны к течению – для ставриды *Trachurus trachurus*, кефали *Mugil cephalus*, воблы *Rutilus rutilus caspicus* пороговая скорость течения изменяется в пределах от 3,8 до 5,6 см/с. Менее чувствительны к течению рыбы из придонных горизонтов – для леща *Abramis brama*, сазана *Cyprinus carpio* пороговая скорость течения изменяется от 8,5 до 8,9 см/с; для судака *Sander lucioperca* и барабули *Mullus barbatus* – от 11,0 до 12,5 см/с. Также показано, что чувствительность рыб к течению снижается при переходе рыб в нерестовое состояние (пятая стадия зрелости половых продуктов).

Наши данные по пороговым скоростям течения представлены в таблице 2.1 и на рисунке 2.2. Нетрудно заметить, что пороговые скорости для гольца, белуги, осетра, ерша, пескаря, подкаменщика намного выше, чем для других рыб.

Таблица 2.1. Пороговые скорости течения для рыб (по Павлов, 1979)

Виды рыб	Длина (l), мм	Пороговая скорость, см/с	Примечание
Вобла	6–7	1,00	Наблюдения в природе
Красноперка	6–7	1,00	Наблюдения в природе
Сазан	6–7	1,00	Наблюдения в природе
Лещ	6–7	1,00	Наблюдения в природе
	55	2,40	t ° = 14 °C
Язь	35–40	1,88	
	50–58	3,45	
Плотва	12–113	0,95–6,30	
Карась	13–91	2,90–9,90	
Голец	27–82	6,90–9,10	
Ерш	45–50	3,60–4,30	
	80–89	6,20–6,40	
	103	6,30	
Окунь	46–54	5,60–6,90	t ° = 15 °C
	56–59	6,90–7,30	t ° = 15 °C
Пескарь	45	6,00	t ° = 15 °C
Подкаменщик	70	9,00	t ° = 15 °C
Белуга	52	7,00–8,00	
Осетр	13–16	5,00–6,00	
	50	7,00–8,00	
	1050–1320	18,00–25,00	t ° = 25–27 °C

Эти рыбы даже на ранних стадиях развития ведут донный образ жизни и в потоке располагаются непосредственно у дна. Наибольшие значения пороговых скоростей течения (от 18 до 25 см/с) наблюдались у производителей осетров ($L = 105\text{--}132$ см) (Павлов, 1979). Относительно высокие пороговые скорости были и у окуня, обитающего в прибрежных зарослях. Напротив, у рыб, которые обычно держатся в толще потока и у поверхности (плотва *Rutilus rutilus*, язь *Leuciscus idus*, лещ, а также личинки воблы, красноперки *Scardinius erythrophthalmus*, сазана), $V_{\text{пор}}$ значительно ниже, т.е. их чувствительность к течению выше, чем у донных рыб. Для плотвы, карася, гольца получены следующие зависимости пороговой скорости от длины тела:

$$\text{плотва (Rutilus rutilus)} - V_{\text{пор}} = 1,01 - 0,01l + 0,0005l^2; \quad (2.1)$$

$$\text{карась (Carassius carassius)} - V_{\text{пор}} = 2,29 + 0,034l + 0,0003l^2; \quad (2.2)$$

$$\text{голец (Barbatula barbatula)} - V_{\text{пор}} = 7,75 - 0,01l + 0,0008l^2. \quad (2.3)$$

Эти уравнения использованы для построения кривых на рисунке 2.2.

Таким образом, в ходе онтогенеза у рыб наблюдается увеличение пороговых скоростей течения, т.е. их чувствительность к течению снижается. Аналогичные данные (рис. 2.3) были получены и для молоди атлантического лосося *Salmo salar* (Veselov, 1998). Величина $V_{\text{пор}}$ (рис. 2.3) имела высокое значение у недавно выклюнувшихся личинок с еще не рассосавшимся желточным мешком ($L=2,3\text{--}2,6$ см). Затем, по мере их роста и, особенно, после перехода на стадию малька, происходит ее снижение и длительная стабилизация, соответствующая двухлетнему росту пестряток от 4 до 8 см (возрастные группы 1+ и 2+). Однако, далее, в последний год жизни в реке, происходит трансформация пестряток в смолтов ($L=10\text{--}12$ см, возрастные группы 2+ и 3+), которая сопровождается резким ростом пороговой скорости течения.

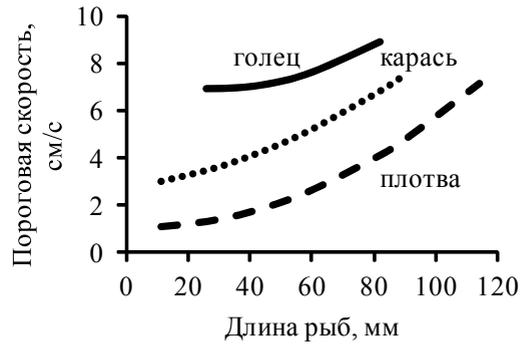


Рис. 2.2. Пороговая скорость течения для гольца, карася, плотвы (по Павлов, 1979)

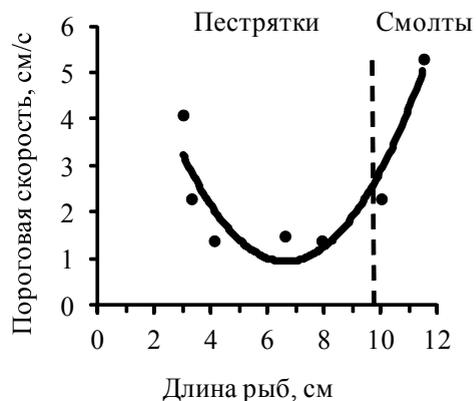


Рис. 2.3. Изменение пороговой скорости течения в онтогенезе у молоди атлантического лосося (по Veselov, 1998)

2.2.2. Критическая скорость течения

Критическая скорость течения (V_k) – минимальная скорость течения, при которой рыба сносится потоком воды. Величина этой скорости определяет верхнюю границу интервала скоростей, в пределах которого возможно удержание рыб в потоке. В нормативных документах (СНиП 2.06-07-87) используется эквивалентный термин – «сносящая скорость».

Критическая скорость течения – один из главных функциональных показателей реореакции, который используется при управлении поведением рыб в потоке воды. Она различна у разных видов рыб и изменяется в онтогенезе (Brett, 1965, Павлов, 1979, Павлов, Пахоруков, 1983 и др.). Критические скорости течения для некоторых видов приведены на рисунке 2.4.

Личинки и мальки многих видов рыб длиной до 30 мм, имеющие сходные черты экологии (обитают в толще воды, питаются планктоном), обладают очень близкими значениями критических скоростей (рис. 2.4). По мере развития, роста и увеличения экологической разобщенности у рыб наблюдаются все большие различия в величине критической скорости течения.

Рыбы из быстротекущих рек имеют большие критические скорости течения (рис. 2.5), чем те же виды или виды, сходные по экологии из стоячих водоемов или водоемов с замедленным водообменом (рис. 2.6, 2.7). При этом среди рыб из рек наибольшие величины этой скорости имеют уклея *Alburnus alburnus*, окунь *Perca*

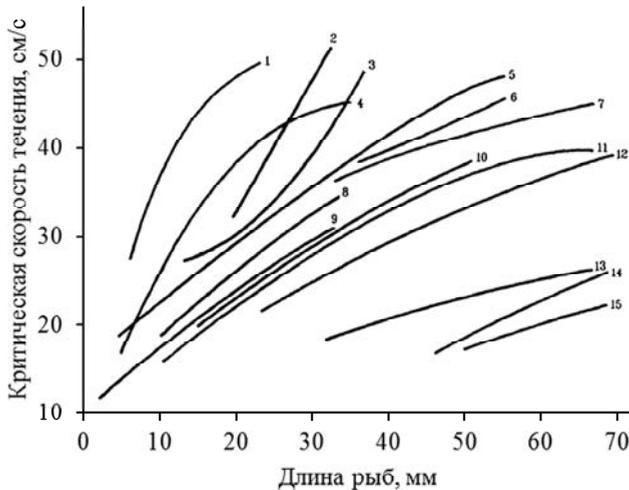


Рис. 2.4. Изменение критических скоростей течения для рыб разных видов в онтогенезе (по Pavlov, 1989)

1 – уклея, 2 – верховка, 3 – вобла, 4 – карась, 5 – синец, 6 – окунь, 7 – рыбец, 8 – голец, 9 – подкаменщик, 10 – горчак, 11 – линь, 12 – щиповка, 13 – осетр, 14 – белуга, 15 – севрюга

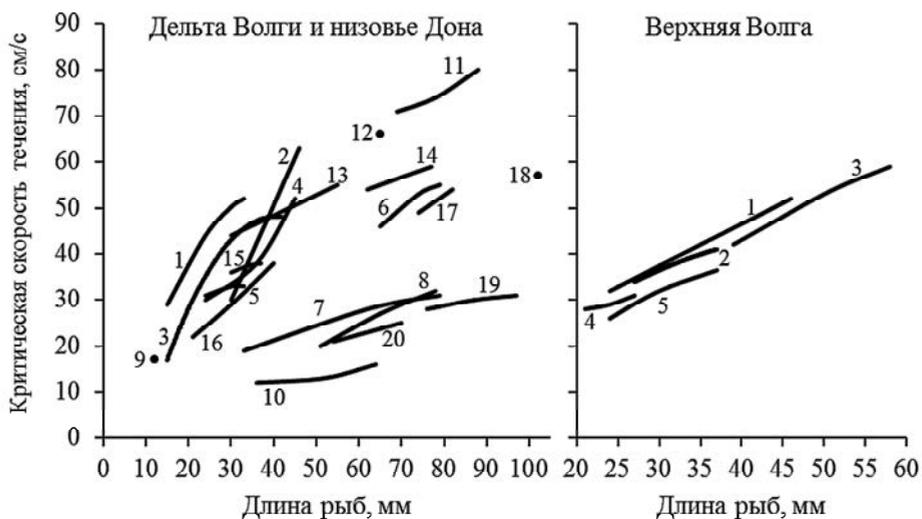


Рис. 2.5. Критические скорости течения для рыб из крупных рек (по Павлов, 1979)

Дельта Волги: 1 – укляя, 2 – окунь, 3 – вобла, 4 – синец, 5 – лещ, 6 – щука, 7 – осетр, 8 – белуга, 9 – северюга, 10 – стерлядь; р. Дон: 11 – укляя, 12 – красноперка, 13 – кутум, 14 – белый амур, 15 – толстолобик, 16 – рыбец, 17 – сом, 18 – налим, 19 – осетр, 20 – северюга; Верхняя Волга: 1 – голяян, 2 – укляя, 3 – окунь, 4 – лещ, 5 – плотва

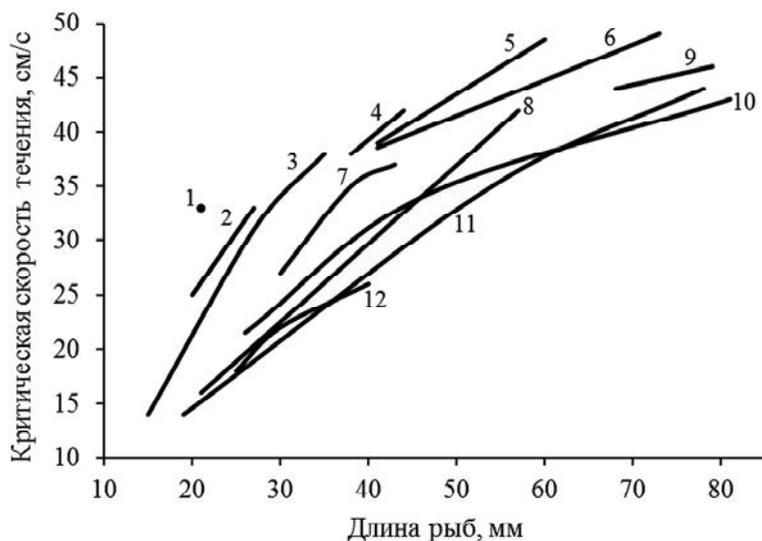


Рис. 2.6. Критические скорости течения для рыб из небольших рек и ручьев (по Павлов, 1979)

Река Ильдъ: 1 – форель, 2 – укляя, 3 – плотва, 7 – окунь, 8 – подкаменщик, 10 – голец, 11 – шиповка, 12 – пескарь. Ручей Салтыковский: 4 – окунь, 5 – горчак, 6 – линь, 9 – пескарь

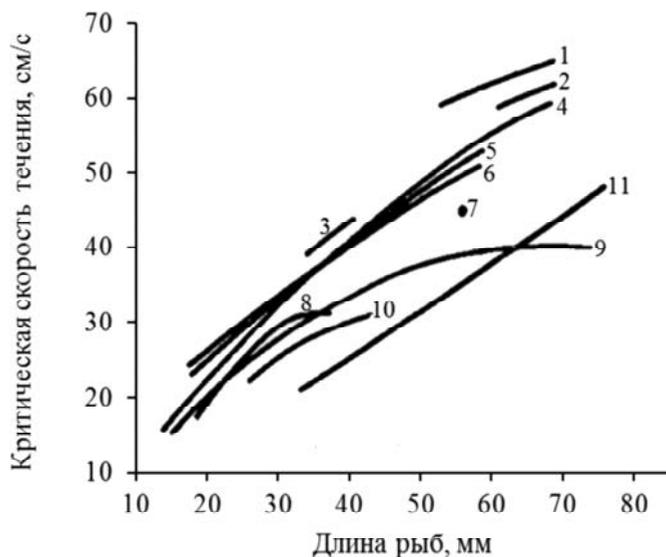


Рис. 2.7. Критические скорости течения для рыб из водохранилищ, прудов и озер (по Павлов, 1979)

из: (И) – Ивановского водохранилища, (Р) – Рыбинского водохранилища, (Я) – прудов Ярославской обл., (Т) – прудов Тверской обл., (М) – прудов Московской обл.

1 – окунь (И), 2 – красноперка (И), 3 – язь (И), 4 – плотва (И, Р), 5 – верховка (И, М), 6 – укляя (Р), 7 – лещ (И), 8 – лещ (Р), 9 – карась (М, Т, Я), 10 – синец (Р), 11 – судак (Р, И)

fluviatilis, красноперка, вобла, а наименьшую – осетр, севрюга и стерлядь. Среди рыб из ручьев наибольшую критическую скорость течения имеет форель *Salmo trutta*, укляя, плотва, окунь, а наименьшую – пескарь *Gobio gobio*, голец, обыкновенный подкаменщик *Gottus gobio*. Среди рыб (обитателей водохранилищ и прудов) наибольшая критическая скорость была зафиксирована у укляи, верховки *Leucaspius delineatus*, плотвы, окуня и красноперки, а наименьшая – у судака, карася и леща (Павлов, 1979).

Критические скорости течения для рыб из водоемов с разными гидравлическими условиями приведены на рисунке 2.8.

По степени убывания величины скоростей течения эти водоемы можно расположить в следующем порядке: дельта р. Волги, верховье р. Волги, ручей Салтыковский, р. Ильдь, Рыбинское водохранилище. Оказалось, что критические скорости течения для рыб одних и тех же видов достоверно различаются и располагаются по убыванию скорости именно в этой последовательности (Павлов, 1979). Наибольшие значения V_k наблюдаются у рыб из полноводных рек. По-видимому, эта разница определяется, прежде всего, скоростным режимом водоема и степенью тренированности рыб.

Критические скорости течения, для личинок атлантического лосося (Veselov, 1998), были минимальны по сравнению с другими возрастными группами молоди лосося (рис. 2.9). С увеличением длины тела рыб происходит почти линейный рост значений этого показателя, который достигает максимума у относительно круп-

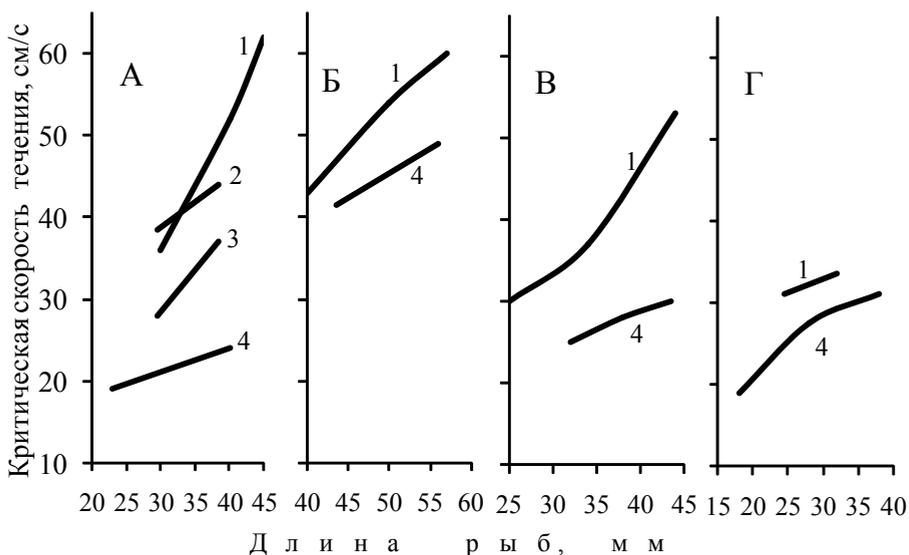


Рис. 2.8. Критические скорости течения для рыб из водоемов с разными гидравлическими условиями (по Павлов, 1979)

А – окунь ($l = 30-45$ мм), Б – окунь ($l = 45-58$), В – синец, Г – лещ; 1 – дельта р. Волга, 2 – ручей Салтыковский, 3 – р. Ильдь, 4 – Рыбинское водохранилище

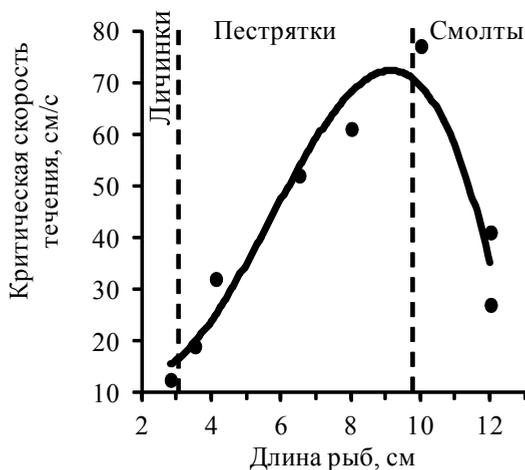


Рис. 2.9. Изменение критической скорости течения для молоди атлантического лосося в онтогенезе (по Veselov, 1998)

ных пестряток ($L=10$ см). Процесс трансформации пестряток в смолтов приводит к весьма резкому снижению критической скорости течения.

Абсолютные значения критической скорости течения увеличиваются, а относительные (отношение критической скорости течения (V_k), к длине рыб (l)) уменьшаются в онтогенезе (рис. 2.10).

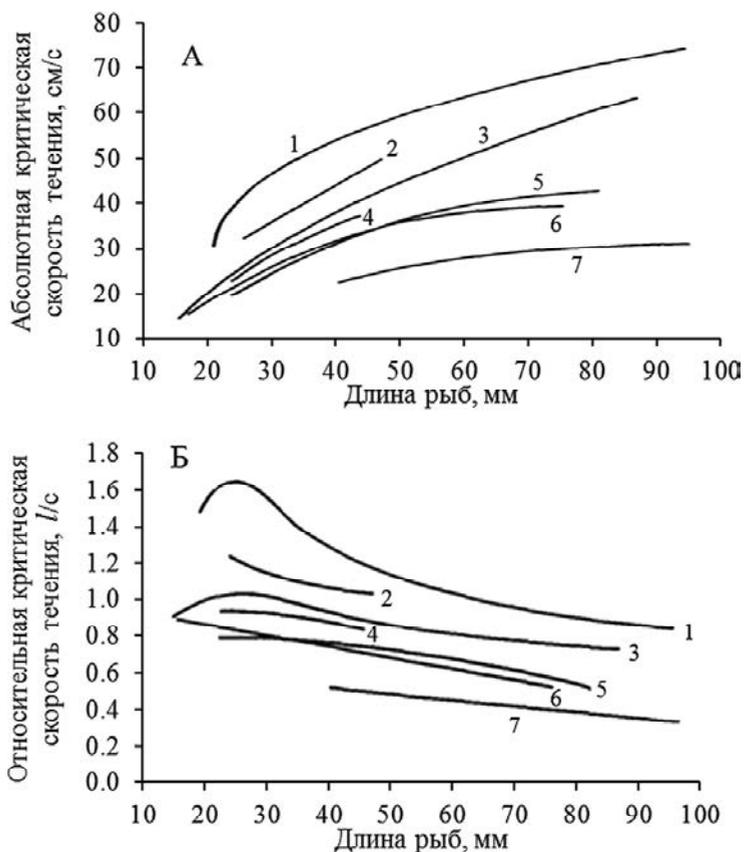


Рис. 2.10. Изменение абсолютной (А) и относительной (Б) критической скорости течения для разных видов рыб в онтогенезе (по Павлов, 1979)

1 – укляя, 2 – голянь, 3 – плотва, 4 – рыбец, 5 – голец, 6 – карась, 7 – осетр

2.2.3. Плавательная способность

Этот показатель локомоторной активности включает весь диапазон возможных скоростей плавания и позволяет оценить продолжительность движения рыб при разных скоростях течения, при тех или иных гидравлических условиях и поведенческих ситуациях.

Исследователями предпринимались неоднократные попытки теоретически рассчитать скорость и энергию, требующиеся для движения рыб. В большинстве руководств по конструированию рыбопропускных сооружений имеются разделы по плавательной способности рыб, в которых приводятся расчетные оценки по М. Бич (Beach, 1984). При оценке общедоступной энергии он использовал подход Ю. Жоу (Zhou, 1982) о лимитированном запасе энергии и величины максимальной аэробной энергии, взятые из Дж. Бретта (Brett, 1965, 1972). Расчет проводился с учетом усредненных запасов гликогена, мускульной массы тела и химической энергии доступной для рыб (Zhou, 1982) при определенной температуре и длине тела.

Такой подход позволил построить серию кривых по времени до утомления на максимальных скоростях у рыб различной длины, при разной температуре (рис. 2.11, 2.12). Эти кривые «кочуют» из одного руководства по рыбопропускным сооружениям в другое, но, по нашему мнению, они дают, как правило, завышенные данные. Простота таких подсчетов и заявляемая универсальность сделали их очень популярными. Однако в них не учитывается видовая специфика рыб, различное соотношение красной и белой мускулатуры, наличие у рыб разного уровня мотивации к движению против течения и др. (Павлов, Сабуренков, 1974), поэтому никакие расчеты и формулы не могут заменить прямой сбор эмпирических данных по плавательной способности рыб в различного рода гидродинамических установках, лотках, трубах, экспериментальных участках рыбоходов и т.д. (Павлов, Сабуренков, 1974; Павлов, 1979; Castro-Santos, Haro, 2005). Именно такой подход мы использовали при сборе материала, который излагается ниже.

Чтобы разобраться в соотношении скорости и продолжительности плавания рыб, мы решили проанализировать эти величины по возможности в более широком диапазоне (Сабуренков и др., 1967; Павлов, Сабуренков, 1974). С этой целью было проведено несколько сотен опытов с молодью воблы и других видов. На рисунке 2.13 приведены кривые соотношения скорости и продолжительности плавания молоди *разных видов* рыб.

Нетрудно заметить, что если в левой части графика (на участках наибольших скоростей) при резком изменении скорости продолжительность плавания меняется незначительно, то в правой части, где скорости небольшие, незначительное из-

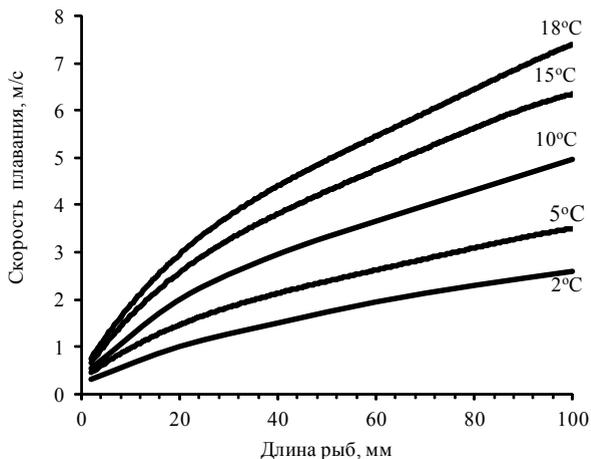


Рис. 2.11. Зависимость максимальной скорости плавания от длины тела и температуры воды для лососевых (по Beach, 1984)

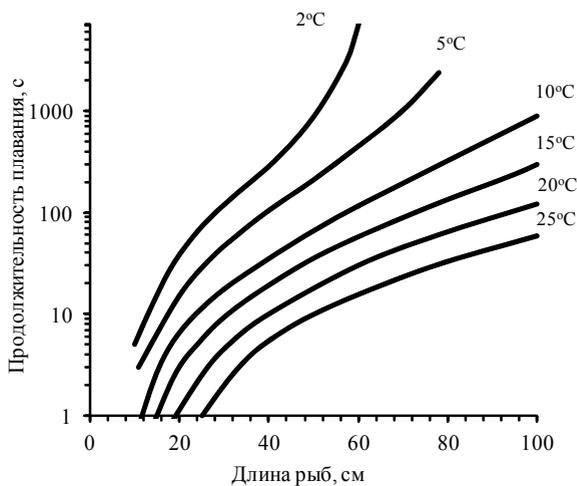


Рис. 2.12. Зависимость продолжительности плавания на максимальной скорости от длины тела рыбы и температуры воды для лососевых (по Beach, 1984)

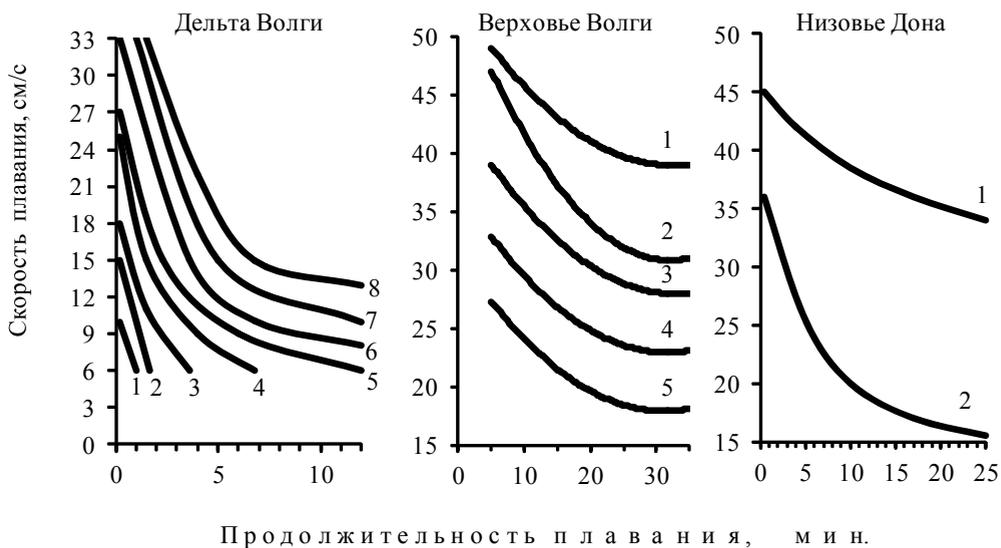


Рис. 2.13. Соотношение скорости и продолжительности плавания молоди рыб различных видов (по Павлов, 1979)

Дельта Волги ($t = 20-23\text{ }^{\circ}\text{C}$), вобла с длиной тела: 1 – 7 мм, 2 – 8 мм, 3 – 9 мм, 4 – 10 мм, 5 – 11 мм, 6 – 12 мм, 7 – 13 мм, 8 – 14 мм

Верховье Волги ($t = 16-20\text{ }^{\circ}\text{C}$): 1 – лещ (55–60 мм), 2 – верховка (37–45 мм), 3 – плотва (24–29 мм), 4 – окунь (23–26 мм), 5 – плотва (14–16 мм)

Низовье Дона ($t = 19\text{ }^{\circ}\text{C}$): 1 – лещ (40–50 мм), 2 – осетр (70–80 мм)

менение скорости потока приводило к огромному увеличению продолжительности плавания, кривые становились почти параллельными оси времени. Можно также добавить, например, у размерной группы 12–14 мм при снижении скорости потока ниже 15 см/с длительность плавания возрастала до нескольких часов, а на скорости 6 см/с рыбы держались без заметного утомления трое суток.

Эти данные позволили Е.Н. Сабуренкову, Ю.Н. Сбикину и Д.С. Павлову (1967) построить схематическую кривую плавательной способности $T_v = f(V)$ (рис. 2.14). Кривая $T_v = f(V)$ может быть разбита на три зоны: А – зона бросковых скоростей (доли секунд – несколько секунд); Б – зона максимальных скоростей (время движения десятки секунд, минуты); В – зона крейсерских скоростей (десятки минут – часы). Из приведенного графика видно, что бросковые, максимальные и крейсерские скорости являются не какими-либо обособленными скоростями плавания, а звеньями единой характеристики – плавательной способности рыб (T_v). Каждая из указанных зон представляет собой набор развиваемых рыбами в различных ситуациях скоростей, между которыми не существует резкого перехода.

Можно утверждать, что найденная закономерность справедлива и для других видов рыб. Впоследствии такая зависимость была подтверждена рядом исследователей (Tsukamoto Katsumi, Kajihara, 1975; Webb, 1975; 1998 и др.).

Ряд данных о плавательной способности (табл. 2.2) половозрелых проходных и полупроходных рыб (черноморско-азовской проходной сельди *Alosa immaculata*, ше-



Рис. 2.14. Плавательная способность рыб. Схема соотношения между скоростью и продолжительностью плавания (по Павлов, Сабуренков, 1974)

1 – зона бросковых скоростей (время движения: секунды, доли секунды), 2 – зона максимальных скоростей (время движения: десятки секунд, минуты), 3 – зона крейсерских скоростей (время движения: десятки минут, часы)

маи *Chalcalburnus chalcoides*, рыба *Vimba vimba*, чехони *Pelecus cultratus* и др.) были получены на Кочетовском гидроузле на р. Дон при отработке режимов эксплуатации рыбопропускного шлюза (Павлов и др. 1984; Стрельцова, Шкура, 1989; Шкура, 1998).

В таблице 2.2 приводятся уравнения, полученные по экспериментальным данным (Павлов и др., 1984; Шкура, 1999), а на рисунке 2.15 графическое изображение зависимости $T_v = f(V)$ для ряда видов рыб из р. Дон.

Зависимость продолжительности плавания (T_v) от скорости плавания рыбы (V_p) описывается уравнением вида

$$V_p = a/T_v + b, \tag{2.4}$$

где: a и b – коэффициенты уравнения, определяемые экспериментально для каждого вида рыб.

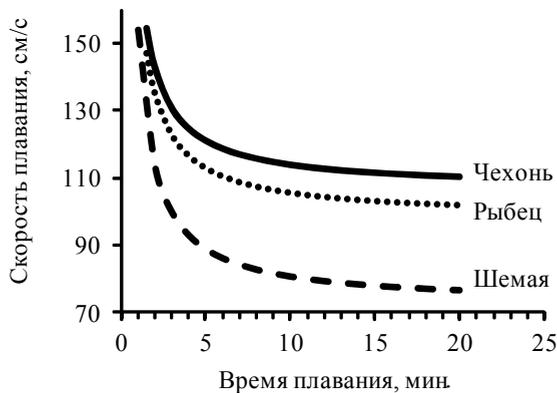


Рис. 2.15. Плавательная способность чехони, рыбеца и шемаи (по Павлов и др., 1984; Шкура, 1999)

Таблица 2.2. Характеристики плавательной способности некоторых видов рыб из р. Дон (по данным Шкура, 1999)

Виды рыб	Температура воды, °С	Длина тела (l), см	Вид уравнения
Шемая	13,0–15,0	20,7	$V = 81,400/T_v + 72,40$
Рыбец	14,4	33,0	$V = 71,218/T_v + 106,95$
Чехонь	18,5	27,0	$V = 73,770/T_v + 78,23$
Лещ	Весна, 14,0	36,0	$V = 51,830/T_v + 56,19$
	Осень, 14,0	39,6	$V = 22,800/T_v + 60,20$
Сельдь	13,5	27,4	$V = 112,260/T_v + 79,61$
	18,8	27,3	$V = 162,500/T_v + 97,45$
	22,4	20,9	$V = 158,2/T_v + 120,3$

Величина этих коэффициентов зависит не только от вида рыб, длины тела, но и от других факторов, в том числе и от температуры воды, а в некоторых случаях и от времени суток (Шкура, 1999).

Р. Байнбридж (Bainbridge, 1960) и Дж. Брет (Brett, 1964) охарактеризовали зависимость между скоростью плавания и временем до утомления некоторых лососевых, предложив соответствующие методики для ее количественной оценки. Так, Дж. Брет (Brett, 1964) идентифицировал ее как логарифмическую, т.е.

$$\ln T = a + bU_s \quad (2.5)$$

где: T – время до утомления; U_s – скорость плавания, равной скорости потока; a и b – коэффициенты.

В зарубежной литературе, при описании плавательной способности, также часто выделяют три скорости плавания: «cruising» (крейсерская скорость – V_s), которая может сохраняться часами; «sustained» (устойчивая скорость – V_{st}), которая может сохраняться в течение минут; и «burst» (бросковая скорость – V_m) – единичное усилие, неустойчивая скорость (Bell, 1981, 1986). Между крейсерской, устойчивой и бросковой скоростями предлагаются (Bell, 1986) следующие зависимости:

$$V_s = 1/2 V_m \quad (2.6)$$

$$V_c = 1/6 V_m \quad (2.7)$$

Для некоторых видов рыб диапазоны изменения перечисленных выше скоростей показаны на рисунке 2.16.

Помимо продолжительности движения при заданной скорости потока плавательную способность рыб характеризуют по расстоянию, которое они могут преодолеть в данных условиях. Между скоростью и продолжительностью плавания, скоростью течения и пройденным расстоянием имеются определенные соотношения (рис. 2.17). Понятно, что чем быстрее рыба плавает, тем быстрее утомляется и, в результате, может преодолеть меньшее расстояние.

Знание этого расстояния, позволяет прогнозировать работу рыбоходов. Например, если длина водопропускной трубы, которая используется для пропуска рыб под дорожным полотном (Леман, Лошкарева, 2009), окажется больше расчетного

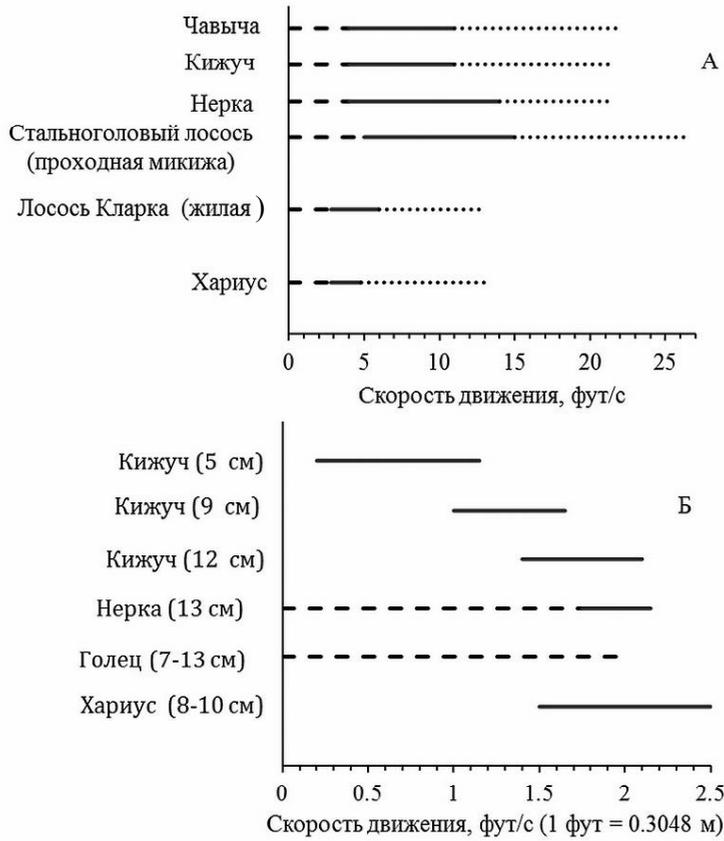
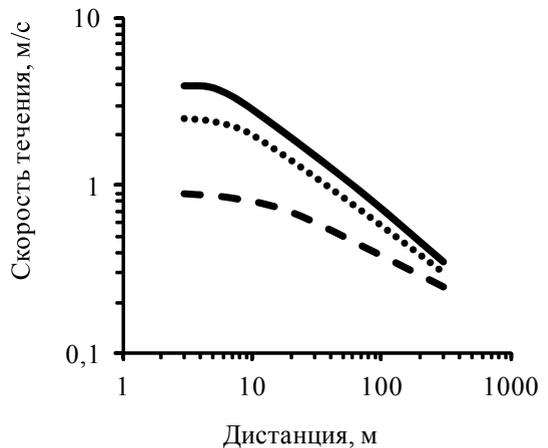


Рис. 2.16. Плавательная способность взрослых особей (А) и молоди (Б) лососевых рыб (по Bell, 1986)

Скорости плавания рыб: (---) – крейсерская, (—) – устойчивая, (•••) – бросковая

Рис. 2.17. Дистанция, преодолеваемая без отдыха взрослыми особями лососевых (по Dane, 1978)

(—) – микижа, кижуч, нерка, чавыча, (•••) – горбуша, кета, (---) – хариус. Скорость движения рыб относительно водопропускной трубы – 0,60 м/с



расстояния, которое может пройти рыба при заданных условиях (рис. 2.17), то после установки такой трубы на пути миграции возникнет трудно проходимое или непреодолимое для рыб искусственное препятствие.

Рассмотрим отдельные режимы плавания в общей характеристике плавательной способности.

Бросковая скорость ($V_{бр}$) – развивается рыбами на очень короткое время, например, при испуге, мобилизационно-панических реакциях, погоне за жертвой. В потоке воды эти скорости также используются при преодолении водопадов, перекатов и т.д. Рыбы разгоняются до максимальной бросковой скорости (локомоторная фаза броска), а затем перемещаются по инерции (инерционная фаза броска).

Величина бросковой скорости различна у рыб *разных видов* и изменяется в *онтогенезе* (Выскребенцев, Савченко, 1970, Павлов, 1979; Стрельцова, Шкура, 1989; Шкура, 1998; Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000 и др.). Для исследованных видов рыб эта величина составляет до 30 и более Л/с. Так для шемаи (Шкура, 1989; Шкура, 1998) она достигает 41,5 Л/с, при этом зависимость бросковой скорости, измеренная в длинах тела рыб, описывается уравнением:

$$V_{бр} = 36,81 \exp(-0,0164 L). \quad (2.8)$$

Величины бросковых скоростей зависят от условий обитания рыб. Это было показано в экспериментах с кижучем *Oncorhynchus kisutch*, обитающим в трех различных реках Британской Колумбии (Taylor, McPhail, 1985), а также при изучении бросковых скоростей у анадромных и пресноводных колюшек (*Gasterosteidae*) (Taylor, McPhail, 1986).

В работе Д.С. Павлова, А.И. Лупандина, А.Ш. Барекяна, М.А. Скоробогатова (Павлов и др., 1999; Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000) изложены результаты исследований поведения и некоторые показатели локомоторной фазы движения плотвы на бросковой скорости. С увеличением длины тела рыб величина бросковой скорости увеличивалась и всегда была больше при первом броске, чем при втором (рис. 2.18). Установлено, что величины бросковых скоростей не зависят от того, где совершался бросок: в потоке или в стоячей воде. Время между первым и вторым бросками в потоке не отличалось от времени между бросками в стоячей воде.

Максимальные скорости плавания рыб по продолжительности занимают промежуточное положение между бросковыми и крейсерскими скоростями ($V_{мак}$). Подобные скорости развиваются рыбами иногда при миграции для

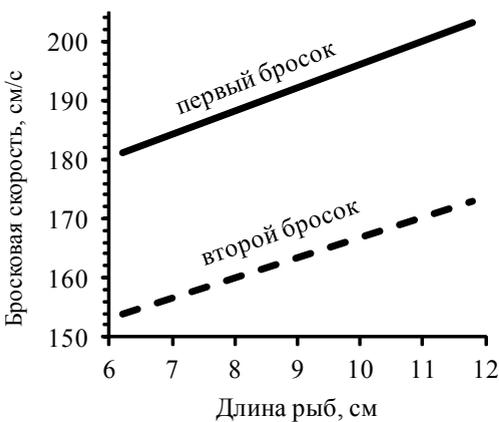


Рис. 2.18. Бросковые скорости плотвы для рыб разной длины при первом и втором броске (Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

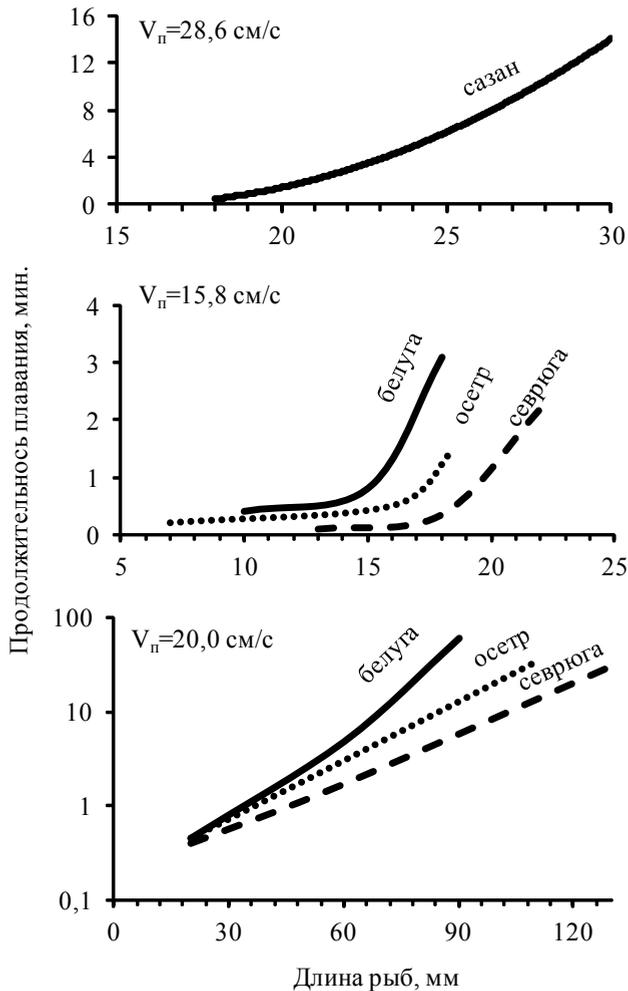


Рис. 2.19. Продолжительность плавания молоди рыб (по Сабуренков, Сбикин, Павлов, 1967; Беляева, Ходоревская, 1972; Павлов и др., 1981)

преодоления стремнин рек, при погоне за добычей, при прохождении рыбоходов и в других ситуациях. У хороших пловцов (половозрелые рыбы) величины этих скоростей достигают 10 длин тела в секунду (Павлов, 1979; Павлов и др., 1984 и др.).

Продолжительность плавания на максимальных скоростях увеличивается в онтогенезе (рис. 2.19).

В зоне максимальных скоростей лежит и критическая скорость течения для рыб. Определение критической скорости происходит путем наращивания скорости потока в течение 20–30 с, а показателем достижения критической скорости является переход рыб в режим плавания на бросковой скорости.

Крейсерская скорость плавания ($V_{кр}$) – встречается у рыб при миграциях и длительном удержании в определенных зонах потока и при движении стай. Затраты энергии на движение при этих скоростях наиболее экономичны, а продолжи-

тельность плавания может измеряться сутками. Этому типу скоростей соответствует также понятие миграционная скорость, т.е. скорость, при которой возможны длительные перемещения рыб (см. главу 3).

У половозрелых рыб эти скорости обычно находятся в пределах 1–4 L/c (Шулейкин, 1953; Радаков, 1964; Blaxter, 1967; Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988 и др.). Для многих видов рыб скорости перемещения в 2–3 L/c могут поддерживаться длительное время – в течение часа и более. У лососевых и сельдевых скорости движения при миграциях составляют 3–4 L/c. Величины этих скоростей различны у рыб *разных видов* и изменяются в *онтогенезе*.

2.3. ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА ПОКАЗАТЕЛИ РЕОРЕАКЦИИ

Все показатели реореакции так или иначе связаны с воздействием факторов среды – температуры, освещенности, скорости течения, интенсивности турбулентности и др. Остановимся более подробно на влиянии этих факторов.

Температура воды. Рыбы являются пойкилотермными животными, их жизнедеятельность и обменные процессы связаны с температурой воды (Голованов, 2013). Показатели реореакции не являются исключением из этих правил. У каждого вида имеется свой температурный оптимум их жизнедеятельности и соответственно температурный оптимум для скорости плавания. Они представлены для некоторых видов рыб на рисунке 2.20.

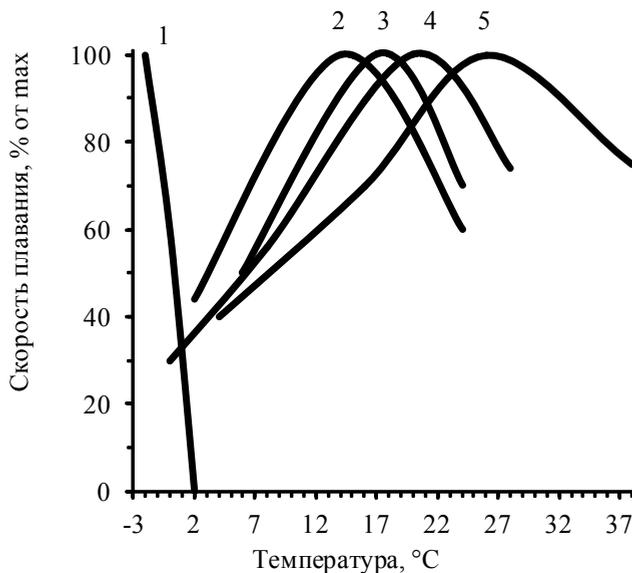


Рис. 2.20. Температурные оптимумы скоростей плавания некоторых рыб (по Павлов, 1979)
1 – р. *Trematomus*, 2 – *Oncorhynchus nerka*, 3 – *Salvelinus fontinalis*, 4 – *Leucaspius delineates*, 5 – *Carassius auratus*. За 100% принята наибольшая скорость плавания

Пороговые скорости течения также зависят от температуры воды. Для молоди атлантического лосося максимум $V_{\text{пор}}$ наблюдается при температуре близкой к нулю (рис. 2.21).

Исследования критических скоростей течения верховки показали, что ее температурный оптимум находится в пределах от 20 до 22 °C (рис. 2.22). Изменение температуры воды в пределах ± 5 °C приводит к снижению критической скорости на 15–20%. Наиболее резкое падение V_k происходит при температуре выше оптимальной. Резкое уменьшение критической скорости отмечается также и при снижении температуры от 3 до 0 °C (Павлов, 1979).

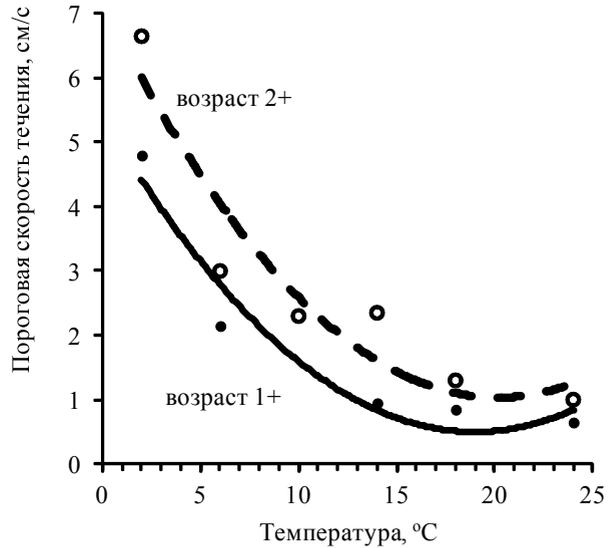


Рис. 2.21. Пороговые скорости течения для молоди атлантического лосося при разной температуре воды (по Veselov, 1998)

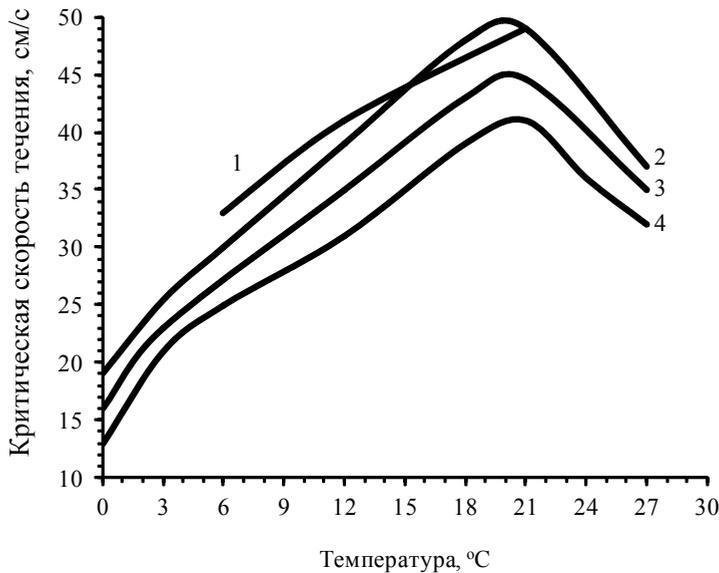


Рис. 2.22. Влияние температуры воды на критическую скорость течения для рыб (по Павлов, 1979)

1 — окунь ($l = 45$ мм), верховка: 2 — ($l = 50$ мм), 3 — ($l = 45$ мм), 4 — ($l = 40$ мм)

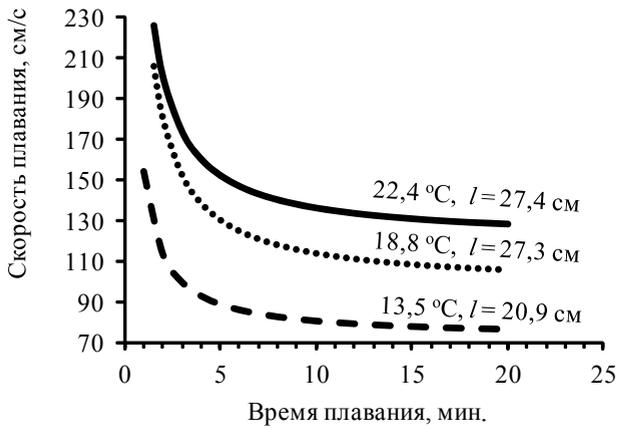


Рис. 2.23. Плавательная способность черноморско-азовской проходной сельди при различной температуре (р. Дон, по Шкура, 1999)

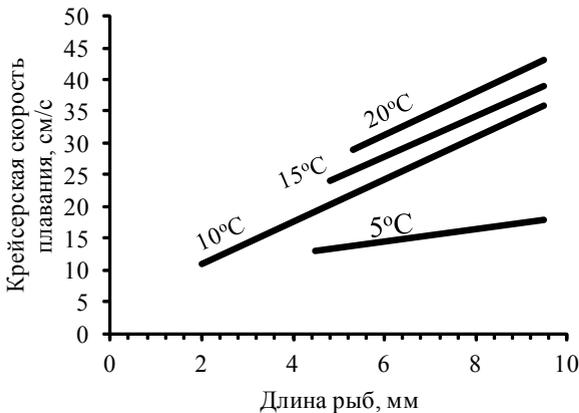


Рис. 2.24. Крейсерская скорость плавания молоди кижуча при различной температуре воды (по Brett, Hollands, Alderaice, 1958)

На производителях черноморско-азовской проходной сельди было показано (Шкура, 1999), что снижение температуры приводит к уменьшению продолжительности плавания (рис. 2.23). Величина крейсерской скорости так же изменится при изменении температуры (рис. 2.24). Величины бросковых скоростей, как отмечают некоторые исследователи (Blaxter, Dickson, 1959; Brett, 1964; Beamish, 1966; 1978 и др.) остаются постоянными в достаточно широких пределах изменения температуры.

Освещенность в течение суток может изменяться в миллионы раз. Естественно, что с ее изменением происходит изменение и условий зрительной ориентации рыб, а значит и реореакции.

Критическая скорость течения в темноте у ранней молоди почти всех костистых рыб оказалась значительно меньше, чем на свету. Резкий перепад этих скоростей происходит при пороговых освещенностях для зрительного механизма реореакции – оп-

томоторной реакции (Павлов, 1966а; 1970; 1979). Отсутствие условий для проявления зрительного механизма реореакции вызывает в ранние периоды развития (ранние и поздние личинки, начало малькового периода) снос рыб потоком. По мере роста рыб пороговые величины освещенности для оптомоторной реакции уменьшаются. В связи с этим меняются также и те величины освещенности, при которых начинается резкое изменение критической скорости (рис. 2.25 А).

По мере развития, у молоди начинают функционировать тактильный и другие механизмы ориентации, благодаря чему становится возможным проявление рео-

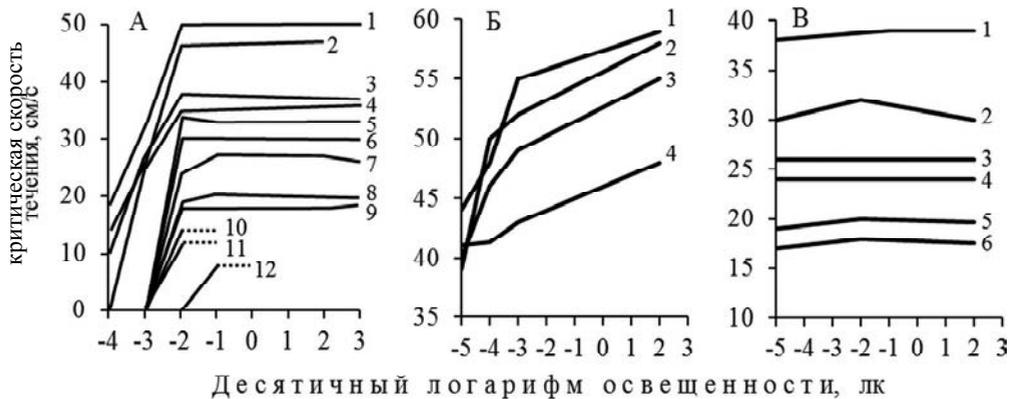


Рис. 2.25. Влияние освещенности на критическую скорость течения для рыб (по Павлов, 1979)
 А – молодь воблы: 1 – (33–34 мм), 2 – (31–32 мм), 3 – (29–30 мм), 4 – (27–28 мм), 5 – (25–26 мм), 6 – (23–24 мм), 7 – (21–22 мм), 8 – (19–20 мм), 9 – (16–18 мм), 10 – (14–15 мм), 11 – (12–13 мм), 12 – (8–9 мм); Б – молодь рыб, обитающих в пелагиали: 1 – окунь ($l = 55\text{--}65$ мм), 2 – красноперка (65–75 мм), 3 – красноперка (55–64 мм), 4 – плотва (55–65 мм); В – молодь рыб, обитающих у дна: 1 – голец (50–65 мм), 2 – осетр (70–75 мм), 3 – осетр (45–54 мм), 4 – осетр (55–65 мм), 5 – осетр (35–44 мм), 6 – северюга (15–18 мм)

рекции при низкой освещенности и в темноте (рис. 2.25 Б). Однако тактильный механизм ориентации обеспечивает рыбу информацией о положении тела в пространстве в значительно меньшем объеме, чем зрение, поэтому критические скорости в темноте обычно ниже, чем на свету. Чем больше размер рыб, тем лучше развит тактильный механизм ориентации и тем меньше выражена зависимость критической скорости от освещенности. Из костистых рыб наиболее слабо эта зависимость выражена у гольца – рыбы, живущей в придонных слоях, часто так-

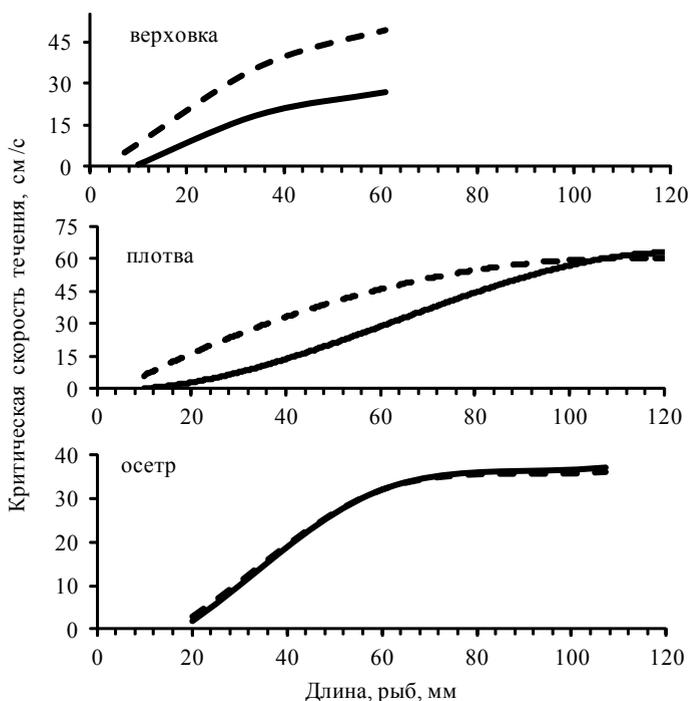


Рис. 2.26. Изменение критической скорости течения для трех видов рыб в онтогенезе (по Сбкин, 1974, 1980)
 (---) – на свету, (—) – в темноте

тильно контактирующей с дном и имеющей слабую оптомоторную реакцию. У молоди осетровых в отличие от костистых рыб зрительный механизм ориентации в потоке воды не развит, поэтому у осетровых изменение освещенности не оказывает влияние на критическую скорость (рис. 2.25 В). Можно думать, что у этих рыб скорости будут в значительной мере зависеть от степени шероховатости дна. В подтверждение этих положений на рисунке 2.26 приводятся зависимости критической скорости течения для верховки, плотвы и осетра в темноте и на свету.

Турбулентность является одной из неотъемлемых характеристик потока (Гринвальд, 1989; Гринвальд, Никора, 1988; Taguchi, Liao, 2012), она оценивается величиной пульсации скорости и давления.

Установлено влияние интенсивности турбулентности на пороговую скорость течения (Павлов, Скоробогатов, Штаф, 1983). При низком уровне турбулентности величина пороговой скорости у молоди плотвы ($l = 15\text{--}21$ мм) на свету и в темноте составляла, соответственно, 3,0 и 8,0 см/с. В опытах с повышенной турбулентностью на свету, даже при скорости течения меньше 1,0 см/с, плотва находилась в ориентированном состоянии, ее пороговая скорость составляла всего 0,1 см/с, а в темноте возрастала до 5,0 см/с. Для мальков голавля величина этой скорости в возмущенном (турбулентном) потоке оказалась почти в два раза ниже, чем в невозмущенной среде.

Такие различия в величинах пороговой скорости течения при различных уровнях турбулентности, по-видимому, связаны с работой органов равновесия и боковой линии. Рост пульсаций скорости и давления с повышением уровня турбулентности, естественно, улучшают условия ориентации рыб при помощи этих рецепторов, что ведет к повышению чувствительности рыб и снижению величины пороговой скорости.

Особенно большой объем экспериментального материала получен нами по зависимости критической скорости от интенсивности турбулентности потока (Павлов, Скоробогатов, Штаф, 1982; Павлов и др., 1994; Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000 и др.). С увеличением интенсивности турбулентности (K) значения V_k для различных видов рыб снижаются (рис. 2.27 и 2.28). Уменьшаются они и с увеличением длины тела рыб.

Турбулентность влияет и на такой интегральный показатель

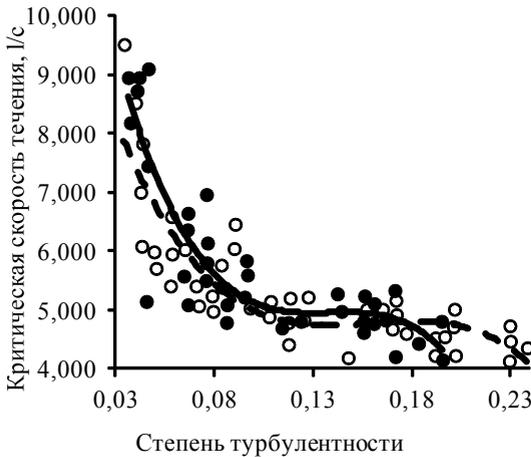


Рис. 2.27. Изменение критической скорости течения для голавля с разной длиной тела (l) в зависимости от интенсивности турбулентности (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)
(\circ , ---) — $l = 112$ мм, (\bullet , —) — $l = 75$ мм

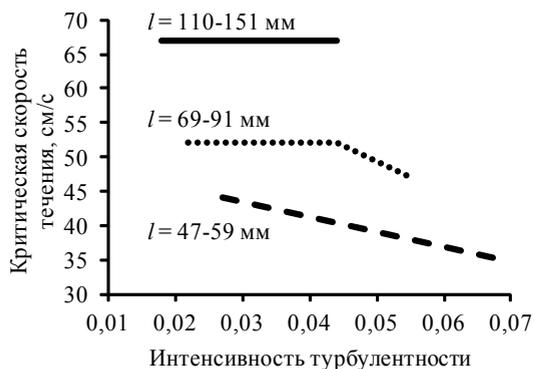


Рис. 2.28. Изменение критической скорости течения для плотвы с разной длиной тела (l) в зависимости от интенсивности турбулентности (K) (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

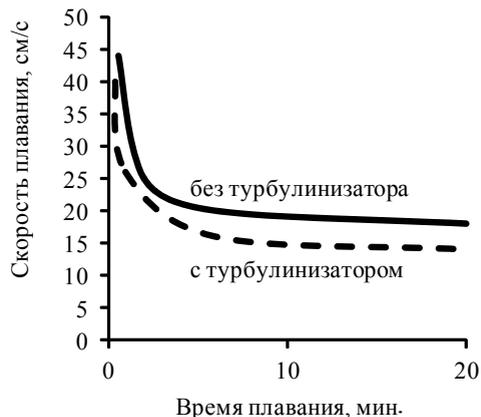


Рис. 2.29. Плавательная способность плотвы ($l = 26,5 \pm 2,3$ мм) (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

как плавательная способность. На рисунке 2.29 показаны зависимости продолжительности плавания (T_v) от скорости плавания (V) в потоках с различной степенью турбулентности для плотвы длиной $26,5 \pm 2,3$ мм. Увеличение интенсивности турбулентности приводит к уменьшению продолжительности плавания.

Крейсерские скорости плавания рыб также зависят от турбулентности (рис. 2.30). С увеличением интенсивности турбулентности потока крейсерская скорость снижается.

Е. Эндерс с соавторами (Enders et al., 2003) установили, что энергетические затраты на плавание молоди атлантического лосося возрастают при увеличении стандарта пульсации скорости течения. Например, при изменении стандарта пульсации скорости течения с 5 см/с до 8 см/с энергетические затраты молоди на плавание увеличиваются в 1,3 раза при скорости течения 18 см/с.

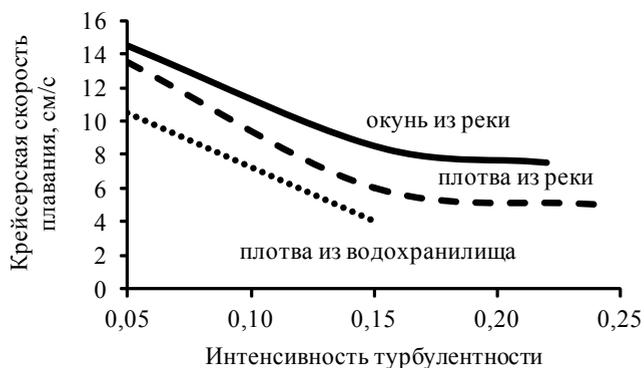


Рис. 2.30. Крейсерские скорости плавания рыб в зависимости от интенсивности турбулентности потока (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

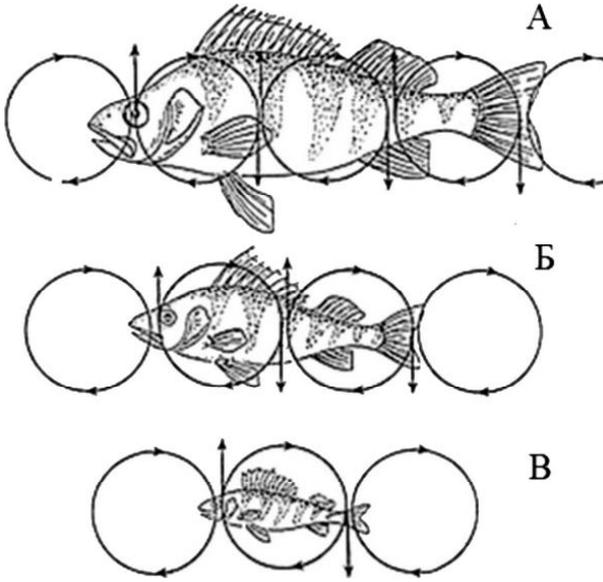


Рис. 2.31. Схема влияния вихрей турбулентности на рыб разных размеров (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

А, Б – размер вихря меньше длины тела рыбы, В – размер вихря сравним с длиной тела рыбы

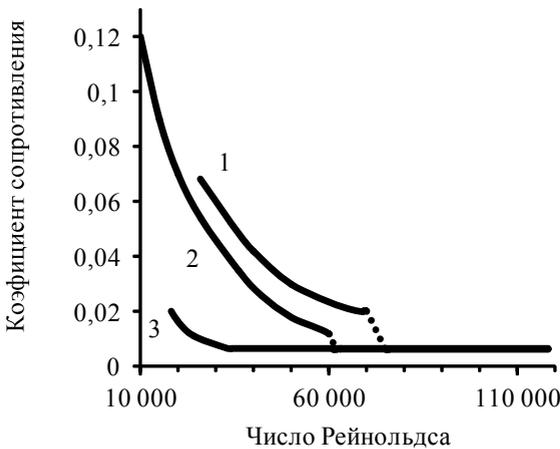


Рис. 2.32. Изменение коэффициента сопротивления тела рыб в зависимости от числа Рейнольдса (по Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000)

1 – плотва ($l = 112$ мм) в потоке воды, 2 – плотва ($l = 67$ мм) в потоке воды, 3 – плотва ($l = 67$ мм и $l = 112$ мм) в стоячей воде. Пунктирными линиями обозначено резкое изменение коэффициента сопротивления

Рассматривая весь материал по влиянию интенсивности турбулентности на критическую скорость течения и другие показатели реореакции рыб, необходимо указать причины такого влияния. Так, снижение критической скорости течения для рыб с разной длиной тела начинается при различном уровне турбулентности, т.е. каждому размеру рыб соответствует уровень турбулентности, при котором происходит снижение скорости плавания. Было показано, что причиной снижения скорости плавания в турбулентном потоке является потеря рыбами равновесия. Эта потеря равновесия происходит при определенных параметрах турбулентности, когда размер среднего вихря приближается к размеру тела рыб (Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000). Это показано на рисунке 2.31. В этом случае возникает крутящий момент сил, действующий на рыбу со стороны вихря, который пытается развернуть ее тело. Для противодействия этому моменту и стабилизации положения тела в пространстве рыбы используют плавники, в результате чего повышается коэффициент сопротивления и снижается скорость плавания рыб (Лупандин, 2005). На рисунке 2.32 показаны зависимости коэффициента сопротивления (C_x) от числа Рейнольдса (Re) при движении плотвы на инерционной фазе броска.

Если при броске в стоячей воде все плавники у рыб прижаты к телу, то в потоке воды на определенных участках инерционного движения рыбы расправляют грудные плавники. Резкое увеличение коэффициента сопротивления при $Re < 72000$ в потоке и связано с использованием рыбами для стабилизации своего положения грудных плавников.

Величина скорости перемещения рыб, при которой они начинали расправлять грудные плавники, зависит от длины тела рыбы и интенсивности турбулентности потока. С повышением турбулентности у рыб такая реакция проявлялась при большей скорости их движения.

Гидростатическое давление и наклонные потоки. Приведенные выше данные получены в горизонтальных потоках. В то же время, в природе и в зоне действия гидротехнических сооружений наблюдаются восходящие и нисходящие потоки. Любое перемещение по глубине связано с изменением гидростатического давления. Если рыбы перемещаются против течения в наклонных потоках, то критическая скорость течения у них снижается. Для плотвы с длиной тела $l = 20\text{--}23$ мм увеличение угла наклона потока от 0 до 50° приводило к снижению критической скорости течения на 20%.

Перемещение по глубине в нисходящих потоках связано с увеличением давления, а в восходящих потоках – с его уменьшением. В таких условиях критическая скорость течения для рыб зависит от двух факторов – угла наклона потока и давления (Павлов, Лупандин, Скоробогатов и др., 1997). Изменение этих двух параметров приводит к уменьшению критической скорости течения для рыб (рис.

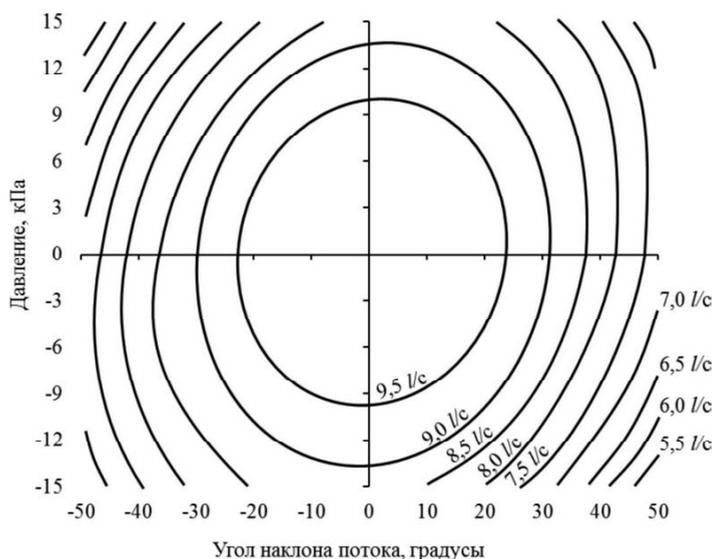


Рис. 2.33. Линии равных критических скоростей течения для плотвы (длина тела $l = 18\text{--}23$ мм) в зависимости от давления и угла наклона потока относительно горизонтальной плоскости. (Критическая скорость течения выражена в длинах тела за секунду – л/с.) (по Павлов и др., 1995)

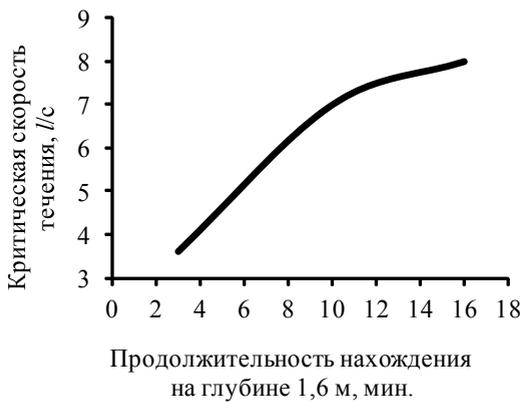


Рис. 2.34. Относительные критические скорости течения для плотвы ($l=18-23$ мм) при погружении на глубину 1,6 м в зависимости от продолжительности нахождения на этой глубине (по Павлов и др., 1995)

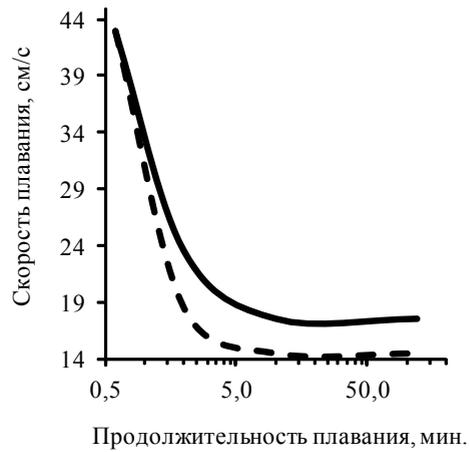


Рис. 2.35. Продолжительность плавания плотвы длиной 29–38 мм при разных скоростях плавания в горизонтальном потоке (—), и наклонном потоке (---) с углом наклона $+50^\circ$ и -50° (по Павлов и др., 1997) Результаты опытов при $+50^\circ$ и -50° совпали

2.33). Однако если рыба остается на этой глубине (при этом давлении) некоторое время, то она акклимируется к этому давлению и критическая скорость течения для нее становится через некоторое время такой же, как до ее погружения или всплытия (рис. 2.34).

Плавательная способность рыб уменьшается в восходящих и нисходящих потоках. На рисунке 2.35 показаны зависимости $T_v = f(V)$, полученные в горизонтальных и вертикальных потоках для плотвы с длиной тела $l = 26,5 \pm 2,3$ мм.

Наносы. Критическая скорость течения для рыб изменяется также в зависимости от концентрации и фракционного состава взвешенных в потоке наносов (Скоробогатов, Павлов, 1994). На рисунке 2.36 показано изменение критической скорости течения в зависимости от концентрации взвешенных наносов размером ме-

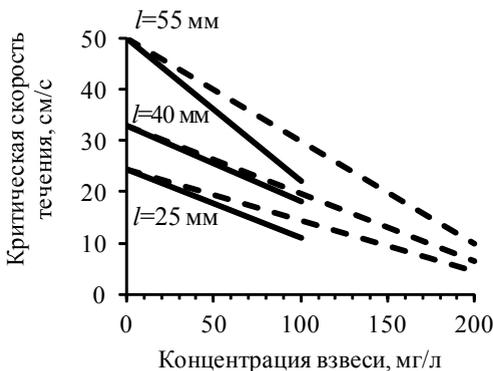


Рис. 2.36. Критическая скорость течения для плотвы в зависимости от концентрации и размера взвешенных частиц (по Скоробогатов, Павлов, 1994) (—) — частицы 0,005 мм, (---) — частицы 0,5–1,0 мм

нее 0,005 мм и 0,5–1,0 мм для трех размерных групп плотвы. С увеличением концентрации наносов величина критической скорости течения для рыб уменьшается. Значительное влияние на изменение критической скорости течения оказывают частицы большего размера.

* * *

Заканчивая рассмотрение локомоторных показателей (разделы 2.2. и 2.3), подчеркнем, что пороговая скорость течения, критическая скорость течения, крейсерская скорость плавания, бросковые скорости, плавательная способность различны у разных видов, изменяются в онтогенезе, зависят от мест обитания рыб и их физиологического состояния. Это необходимо учитывать при разработке рыбоохранных технологий, конструкций рыбопропускных и рыбозащитных сооружений. Следует отметить, что в настоящее время существует ряд публикаций, в которых собраны данные о скоростях плавания рыб и влиянии на них ряда факторов (Радаков, 1964; Blaxter, 1967; Павлов, Пахоруков, 1983; Bell, 1986 и др.). Одним из наиболее полных справочников является «Техническая оценка применения подпотоковой скорости потока к водозабору в качестве индикатора потенциально негативных воздействий на окружающую среду» (Technical evaluation..., 2000).

2.4. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ В ГРАДИЕНТНЫХ УСЛОВИЯХ

В природных условиях и в зоне действия гидротехнических сооружений рыбы встречаются с потоками, в которых скорости течения, интенсивность турбулентности, температура воды и другие параметры изменяются как по ширине, так и по глубине потока. Перемещаясь в таких условиях, рыбы выбирают определенные зоны потока, соответствующие их мотивационному состоянию. Создавая определенные градиентные условия или изменяя их в процессе эксплуатации гидротехнических сооружений, можно управлять поведением рыб (Павлов, 1979; Павлов, Пахоруков, 1983).

Рассмотрим поведение и распределение рыб в потоке при наличии градиента скорости течения (реоградиента), термоградиента, градиента турбулентности и гидростатического давления.

2.4.1. Градиент скорости течения – реоградиент

Значительный объем экспериментальных работ по изучению поведения мелких «модельных» рыб, наблюдаемых в различных гидравлических условиях, выполнен в лабораториях ИЭМЭЖ им. А.Н. Северцова АН СССР, ГосНИОРХе, НИМИ, КПИ. Опыты проведены в достаточно большом диапазоне изменения соотношений размеров рыб и скорости потока, а также соотношений критической скорости течения для рыб (V_k) к средней скорости по ширине потока (V_n). В экспериментах соотношение V_k/V_n изменялось от 0,33 до 1,2 (Павлов, 1979; Шкура, Кобец и др., 1973). Следует отметить, что приведенные ниже положения и выводы по

проведенным экспериментам подтверждены исследованиями в натуральных условиях (Павлов, 1979; Поддубный, Спектр, 1967; Поддубный, Малинин, 1988).

В равномерном потоке при скоростях течения ниже критических, все рыбы неукоснительно проявляют реореакцию и двигаются против течения. При этом их распределение по ширине потока достаточно равномерно, только у донных рыб отмечается предпочтение к движению в периферийных зонах потока, где лучше условия для тактильной ориентации.

Совсем другой оказывается реакция рыб на течение и характер их распределения в потоке в случае реоградиентных условий. Как донные, так и пелагические рыбы избирают определенные скоростные зоны потока. Можно выделить два основных типа (Павлов, 1979) поведенческой реакции на течение в таких условиях (рис. 2.37).

Первый тип – четкая ориентация и постоянное движение рыб против течения, их нахождение в такой зоне потока, где скорости составляют более $0,3 V_k$ (избираемая скорость $V_{изб} = (0,3-0,95)V_k$); второй тип – дезориентация по отношению к направлению основного потока, часто движение по кругу и пребывание в зоне, где скорости течения менее $0,3 V_k$. К рыбам, проявляющим первый тип реакции, относятся виды, которые большую часть своей жизни проводят на течении. К рыбам, проявляющим второй тип реакции, относятся виды, которые обитают в таких гидравлических условиях, где течение практически отсутствует – пруды, озера и водохранилища, а в реках и ручьях – это заливы и зоны прибрежной растительности и разного рода убежища.

У рыб с первым типом реакции величины избираемой скорости в реоградиенте ($V_{изб}$) связаны не только с упомянутыми выше факторами, но и с гидравлической

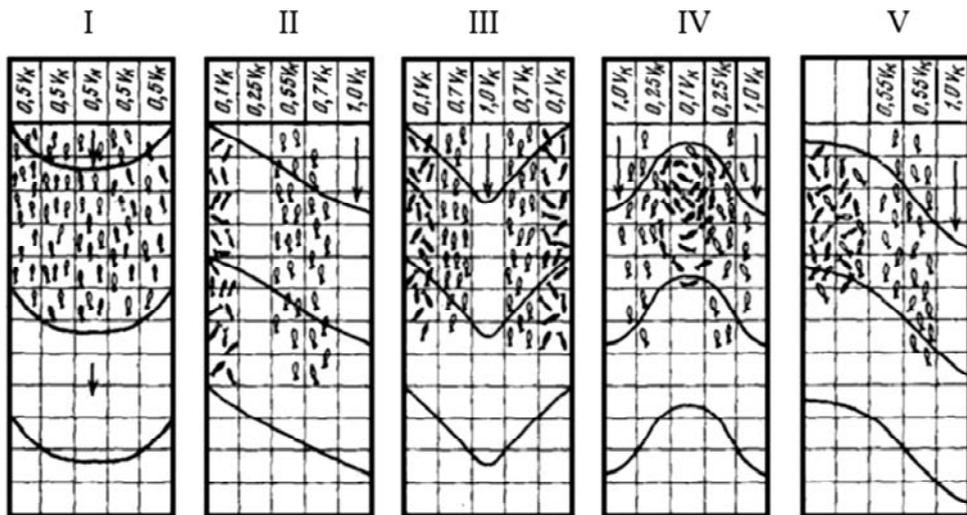


Рис. 2.37. Схематическое изображение распределения рыб в реоградиентных условиях при разных гидравлических схемах (по Павлов, 1979)

I–V – номера гидравлических схем (пояснения см. в тексте); V_k – критическая скорость течения; (—) – эпюры распределения скоростей течения; \longrightarrow – направление течения

структурой самого потока. Чем плавнее изменяется скорость в реоградиенте, тем больше избираемая скорость приближается к критической и к максимальной скорости потока в лотке. Чем круче эпюра скоростей течения, тем меньше $V_{изб}$. С увеличением средней скорости потока (V_n) растет и избираемая скорость, однако относительное влияние крутизны реоградиента на распределение рыб сохраняется.

Можно отметить, что в определенных пределах средней и критической скоростей течения величина соотношения скоростей по ширине потока является более важным фактором для распределения рыб в потоке, чем их абсолютные значения (рис. 2.37). Это, по-видимому, связано с тем, что именно величина этого соотношения является наиболее постоянным фактором в водоеме, мало зависящим от переменного скоростного режима. Подобное использование скоростной структуры потока позволяет рыбам сохранять район своего обитания или трассу своего движения в изменчивых гидравлических условиях.

Скорость течения (V_n) является одной из важнейших гидравлических характеристик. Естественно, что чем она выше, тем большую скорость движения должны поддерживать рыбы для удержания в потоке. Следует, прежде всего, различать понятия относительной ($V_{р.о.}$ – относительно неподвижных ориентиров) и абсолютной ($V_{р.а.} = V_n + V_{р.о.}$) скорости движения рыб. По экспериментальным данным в условиях равномерного потока с увеличением V_n непрерывно увеличивается как $V_{р.а.}$, так и $V_{р.о.}$, т.е. растет не только скорость движения рыб, но и величина превышения рыбой скорости потока (рис. 2.38).

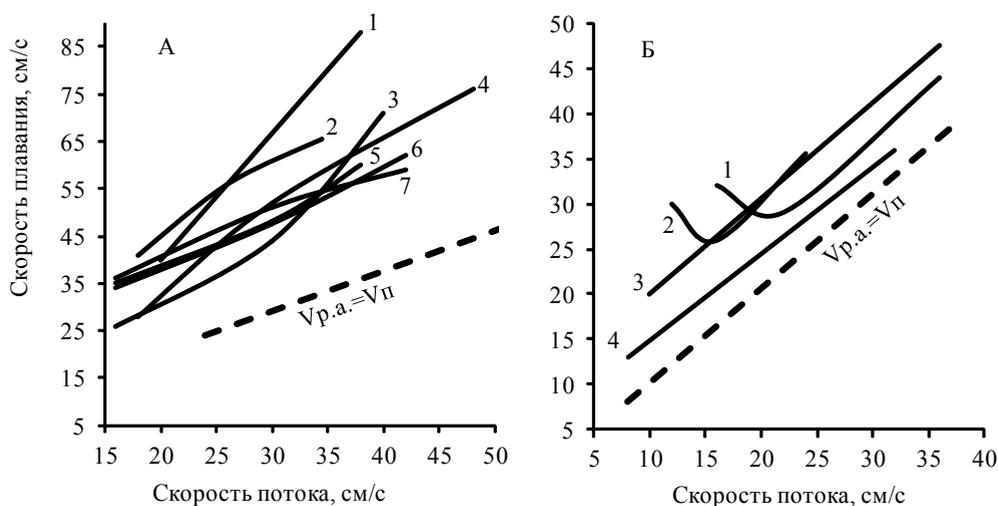


Рис. 2.38. Изменение абсолютной скорости движения ряда рыб в зависимости от скорости течения в равномерном (А) и реоградиентном (Б) потоках (по Павлов, 1979)

А: 1 – верховка, 2 – лещ, 3 – голец, 4 – плотва, 5 – карась, 6 – укля, 7 – пескарь

Б: 1 – гольян, 2 – плотва, 3 – гольян, 4 – стерлядь; $V_{р.а.}$ – абсолютная скорость движения рыб, V_n – скорость потока

Особенно интересно то, что эта величина, несмотря на ее абсолютный рост, остается по отношению к V_n у всех исследованных рыб, кроме пескаря, постоянной в довольно широких пределах скоростей ($V_{p.o.}/V_n$ для гольца – 1,5–1,6; карася – 1,6–1,8; плотвы – 1,6–1,7; уклей – 1,5–1,9; леща – 1,9–2,1; верховки – 2,1–2,2).

В реоградиентных условиях исследуемое соотношение скоростей носит иной характер. В достаточно широком диапазоне, при непрерывном увеличении $V_{p.a.}$, величина $V_{p.o.}$ не увеличивается, а остается практически неизменной (Павлов, 1979).

Таким образом, в отличие от условий равномерного потока, в реоградиенте рыбы поддерживают стабильным не относительное, а абсолютное превышение скорости потока. Это делает их менее зависимыми от гидравлических условий и дает возможность выбора скорости движения, соответствующей их физиологическому состоянию.

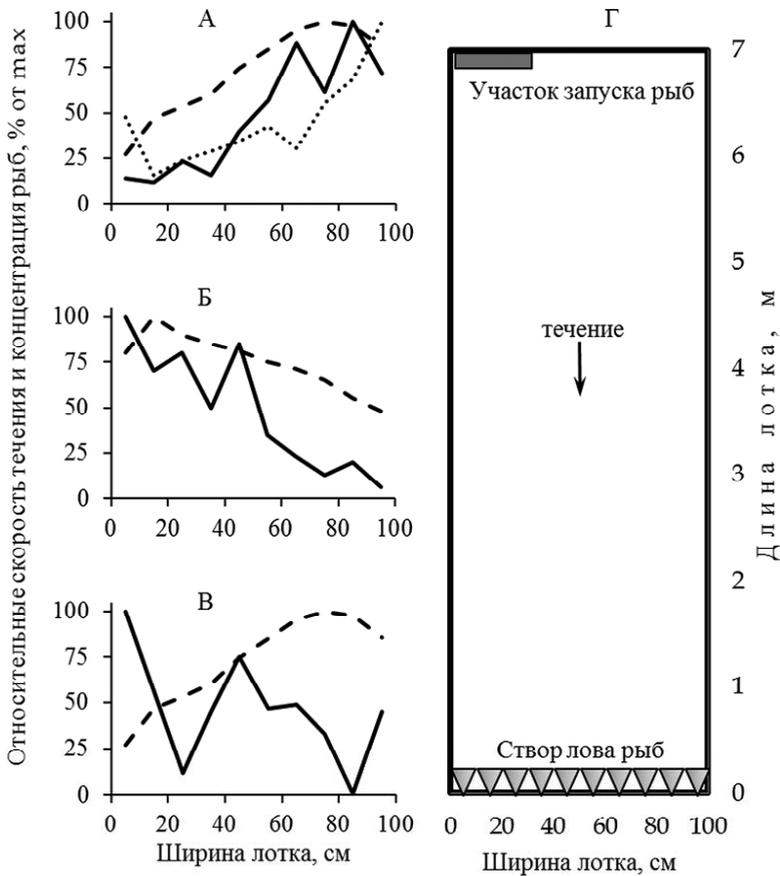


Рис. 2.39. Распределение пассивных покатных мигрантов (плотва, лещ, гольян, $l = 12,8-13,7$ мм) в реоградиенте в темное время суток (по Павлов, Штаф, 1981)

А, Б – распределение живых рыб при разных гидравлических режимах; В – распределение мертвых рыб; Г – схема расположения участков запуска и лова рыб в лотке; (---) – эпюра скоростей по ширине потока, (—) – распределение запускаемых рыб, (•••) – распределение естественных покатных мигрантов

Весьма важным для характеристики поведения рыб в реоградиенте являются показатели градиента скоростей течения по ширине потока (dV/dy). Существует два характерных значения этих градиентов: пороговый – $(dV/dy)_п$, и критический – $(dV/dy)_к$. Если градиент скорости не превышает пороговое значение, то наблюдается поисковое перемещение рыб по ширине потока. В пределах между пороговым и критическим градиентами – направленное продвижение рыб. Если рыбы попадают в зоны потока с градиентом, превышающим критическое значение, то имеет место уход рыб в сторону меньших скоростей течения.

Опытами установлено, что величины порогового и критического градиентов зависят от вида рыб и условий среды. Для предварительных расчетов величину порогового градиента рекомендуется принимать: $(dV/dy)_п = 0,026 \pm 0,003$ л/с (Шкура, 1999).

В реоградиентных условиях также происходит перераспределение скатывающейся молоди рыб. Впервые это было доказано опытами Павлова и Штафа (Павлов, Штаф, 1981). Установлено, что в темное время суток наблюдалось смещение скатывающихся рыб и увеличение их концентрации в зоне больших скоростей (рис. 2.39.). При этом отмечалась тенденция усиления этого процесса при режимах с большими средними скоростями потока. Перераспределение покатной молоди в реоградиенте и отсутствие такового у мертвых рыб и поплавок указывает на то, что данный процесс носит активный характер.

2.4.2. Градиент турбулентности потока

В градиенте турбулентности рыбы также совершают выбор определенных турбулентных зон потока (Pavlov, 1989; Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000; Taguchi and Liao, 2011). Различные виды рыб, обитающие в разных гидравлических условиях, при одной и той же средней скорости течения, но при неравномерном распределении интенсивности турбулентности по ширине потока, предпочитают различные уровни турбулентности. Такие исследования были проведены нами с голавлем *Leuciscus cephalus*, пескарем и окунем (из реки), европейским хариусом *Thymallus thymallus* (из ручья) и карасем (из озера). Пескарь, хариус и голавль, в отличие от окуня и карася, предпочитали потоки с высокой степенью турбулентности.

Такая избирательность определяется экологическими условиями обитания этих видов рыб. Пескарь, типичный представитель речной фауны, обитает у дна водотоков, где пульсация скоростей течения наибольшая (Гринвальд, Никора, 1988). Хариус предпочитает реки с быстрым течением, а, следовательно, с повышенной турбулентностью. Был отловлен в ручье, где близость берегов и дна способствуют развитию турбулентных возмущений потока. Голавль также проводит свою жизнь в быстротекущих водотоках. Все эти три вида являются типичными реофилами. В отличие от них окунь обитает как в прибрежье рек (зона прибрежной растительности), так и в водоемах с замедленным стоком. Карась, который в основном выбирает низкий уровень турбулентности, является типичным представителем водоемов со стоячей водой.

Таким образом, исследованные виды рыб в зависимости от свойственного им образа жизни выбирают участки потока с определенными уровнями турбулентности. Рыбы реофильного комплекса (пескарь, хариус и голавль) предпочитают потоки с относительно высокой степенью турбулентности, в отличие от лимнофильных (карась) и эврибионтных по отношению к течению (окунь), которые предпочитают потоки с низким уровнем турбулентности.

Неоднозначно реагируют на турбулентность и рыбы одного вида, обитающие в различных гидравлических условиях (Скоробогатов и др., 1994; Pavlov, Lupandin, Skorobogatov, 2000). Например, взятая из реки плотва, с длиной тела 25–30 мм, в диапазоне скоростей течения от 0,08 до 0,21 м/с предпочитала более турбулентный поток. При этом с увеличением скорости течения степень выбора такого потока уменьшалась. Плотва из водохранилища при малых скоростях течения распределялась в потоке равномерно. С увеличением скорости течения она предпочитала менее турбулентный поток.

Выбор рыбами определенных зон потока определяется скоростью течения и интенсивностью турбулентности. Результаты исследований при различных скоростях течения с одиночными особями голавля и ельца длиной тела 55–90 мм представлены на рисунке 2.40 в виде графиков зависимости степени выбора рыбами турбулентности относительно показателей интенсивности турбулентности в каналах (K_1/K_2). Каждая кривая на этом графике описывает выбор рыбами турбулентного потока при одной из средних скоростей течения. Голавль и елец выбирают зону потока с повышенной турбулентностью при определенных значениях ее интенсивности. Существуют две точки, соответствующие уровням турбулентности, при которых степень выбора равнозначна. Одна из этих точек (нижняя граница предпочтения турбулентности) с минимальной величиной степени

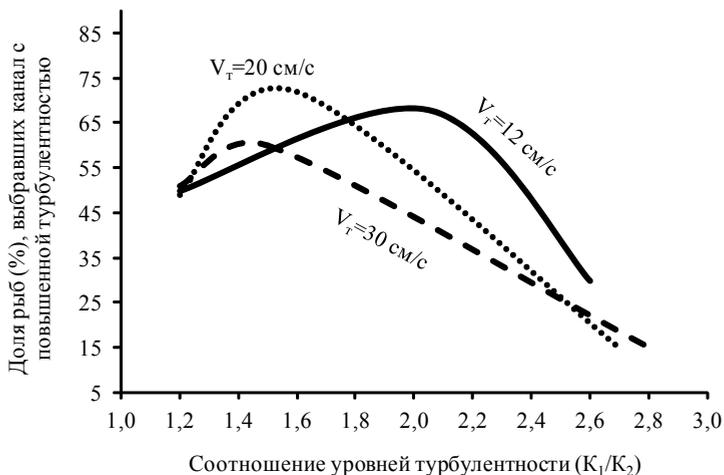


Рис. 2.40. Выбор голавлем ($l = 69-72$ мм) турбулентных зон потока в зависимости от соотношения уровней турбулентности в каналах (по Павлов и др., 2000)
 K – интенсивность турбулентности, V_t – скорость течения

турбулентности, по-видимому, определяет порог чувствительности рыб к этому фактору. При отношении K_1/K_2 , близком к величине 1,2, рыбы не осуществляют выбор, и только, когда это отношение превышает данное значение, возможна их реакция на турбулентность. Аналогичные результаты получены с мальками плотвы и другими видами рыб (Скоробогатов и др., 2000). Исходя из этого, можно считать, что, если два потока по интенсивности турбулентности отличаются между собой более чем на 20%, рыбы способны осуществлять выбор необходимого гидравлического режима.

Вторая точка на рисунке 2.40 ($K_1/K_2=1,8-2,4$) соответствует максимальному соотношению уровней турбулентности. Это соотношение указывает на наличие таких режимов, при которых изменяется знак выбора и рыбы начинают избегать зоны потока с повышенным уровнем турбулентности.

Анализ гидравлической структуры потока показал, что при этих значениях степени турбулентности средний размер вихря соизмерим с длиной тела рыб. Именно в таких условиях происходит нарушение их равновесия и снижение скоростей плавания. По этой причине рыбы избегают более турбулентный поток.

Следовательно, рыбы могут отличать и выбирать зоны потока с определенными уровнями турбулентности. Этот выбор во многом зависит от скорости течения. С ее увеличением диапазон избираемых рыбой зон потока с повышенной турбулентностью сужается.

В реках градиент турбулентности существует как по ширине, так и по глубине потока. В таких условиях кроме турбулентности на рыб действует величина гидростатического давления, которая может корректировать их выбор в отношении турбулентности.

В опытах с плотвой длиной 25–35 мм сравнивали выбор турбулентных зон по ширине и глубине потока, выпуская рыб из разных участков лотка – напротив канала с высоким и низким уровнями турбулентности и между ними (Скоробогатов и др., 2002). При градиенте турбулентности по ширине потока и соотношении уровней турбулентности в каналах менее 2.2 получили однозначный ответ по предпочтению плотвой турбулентности (рис. 2.41). В этих опытах 78–82% рыб, независимо от места выпуска, выбирали зону потока с высоким уровнем турбулентности.

При вертикальном градиенте турбулентности плотва (Скоробогатов и др., 2000) выбирала зоны потока, соответствующие давлению акклимации, мало обращая внимание на турбулентность потока (рис. 2.41). Свой выбор определенных турбулентных зон плотва осуществляла только при выпуске на границе двух потоков. В этом случае она перемещалась в более турбулентную зону так же, как при градиенте турбулентности по ширине потока.

Такое различие в поведении связано с тем, что акклимированные к определенному давлению рыбы стараются сохранить горизонт своего обитания, т.е. предпочтение комфортного давления для них гораздо важнее, чем предпочтение турбулентности. Находясь на границе раздела двух потоков, когда рыбе не надо изменять горизонт плавания, она может осуществлять выбор турбулентности.

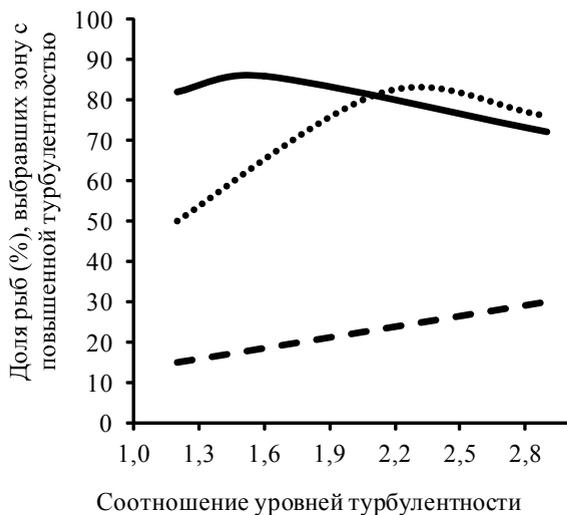


Рис. 2.41. Выбор плотвой ($l = 25\text{--}35$ мм) турбулентных зон по глубине потока в зависимости от соотношения интенсивности турбулентности (по Павлов и др., 2000)

Исходное положение рыб: (-) – перед зоной с повышенной турбулентностью, (•••) – на границе зон, (---) – перед зоной с пониженной турбулентностью

выбирали зоны потока с меньшей турбулентностью, причем по мере созревания все больше рыб (73%) предпочитали такой поток. Самки на III стадии зрелости предпочитали зону потока с низким уровнем турбулентности (58%), но на IV стадии более 70% рыб выбирали более турбулентный поток, а на V стадии такая же доля рыб избегала его.

По-видимому, предпочтение турбулентности у плотвы в период созревания половых продуктов связано с нерестовой миграцией и движением рыб против течения. Соотношение полов в начальный период нерестового хода у разных видов рыб неодинаковое. Например, в нерестовом стаде леща на Нижней Волге в конце апреля и начале мая больше самцов, а в середине мая – самок. Аналогично, для сельди-черноспинки *Alosa kessleri* в первых косяках самцы составляют подавляющее большинство, в некоторых пробах до 95–99% (Танасийчук, 1948). Наши наблюдения на р. Большая Коша (приток р. Волга) показали, что у плотвы первыми на нерест идут самцы. Они заходят в реку еще на III стадии зрелости гонад. Самки подходят на нерестилища на более поздней стадии зрелости половых продуктов (IV). Возможно, что пребывание рыб в турбулентном потоке стимулирует у них созревание гонад. По-видимому, на более поздних стадиях зрелости половых продуктов, когда рыбы находятся в преднерестовом состоянии, высокая турбулентность может привести к преждевременному выбросу текущих половых продуктов, поэтому на V стадии зрелости плотва избегает зоны потока с повышенной турбу-

В преднерестовый период изменяется не только физиологическое состояние рыб, но и коренным образом меняется их поведение. Известно, что по мере приближения нерестового периода плавательная способность рыб снижается (Павлов, 1979). Как следствие, изменяется их отношение к течению, а, следовательно, и к турбулентности.

Проведенные исследования показали (Павлов, Лупандин, Скоробогатов, 2000), что 80% самцов плотвы на III стадии зрелости половых продуктов из предъявленных им двух потоков с разной степенью турбулентности (0,08 и 0,24) предпочитали более высокий уровень этого фактора. На более поздних стадиях зрелости они

лентностью. Следует отметить, что в этот период снижается и критическая скорость течения.

2.4.3. Градиент температуры потока

Температурные условия в водоемах могут быть весьма различными. Они изменяются в зависимости от сезона года, глубины, направления ветра и других факторов. В лотических водоемах за счет турбулентности происходит выравнивание температур, поэтому градиент температур значительно меньше, чем в лимнических водоемах. Лишь в прибрежных зонах и в заливах водотоков за счет прогревания температура воды несколько выше, чем на стрежне. Однако в нижнем бьефе гидроузлов встречаются потоки с большими градиентами температуры. Это объясняется тем, что забор воды, сбрасываемой в нижний бьеф через турбины, происходит из нижних слоев водохранилищ с низкими температурами, а забор воды через холостые водосбросы, а также для питания рыбопропускных сооружений – из верхних горизонтов с высокими температурами воды. Поэтому термоградиент в условиях нижнего бьефа может существенно влиять на распределение и привлечение рыб в рыбопропускные сооружения.

В стоячей воде выбор определенных температурных зон зависит от вида рыб, изменяется в онтогенезе и связан с величиной температурного градиента (Поддубный и др., 1976; Elliot, 1981; Haynes, Gerber, 1989; Лапкин и др., 1990; Голованов, 2012, 2013 и др.)

В потоке воды рыбы также выбирают участки течений с определенной температурой. Например, в потоке воды при равномерном распределении скорости течения и при неравномерном распределении температуры воды по ширине потока плотва длиной $l = 30\text{--}35$ мм (Павлов, Скоробогатов, 1994) перемещалась против течения и выбирала определенные температурные зоны. При скорости течения менее $0,6V_k$ и градиенте температур от $0,11$ до $0,18$ °C/см группы плотвы выбирали поток с наименьшей температурой, а при скорости $0,8V_k$ предпочтения зоны потока с определенной температурой не наблюдалось.

Увеличение градиента температур до $0,325$ °C/см приводило к тому, что в термоградиенте рыбы останавливались в зоне потока, где температура воды отличалась от температуры акклимации на $2,6$ °C, а затем скатывались вниз по течению.

На границе потоков могут наблюдаться пульсации температур. Эксперименты показали, что поведение рыб зависит не только от градиента температуры воды, но и от величины ее пульсации. Для плотвы длиной $l = 30\text{--}35$ мм отклонение температуры от средней на величину на $0,75$ °C препятствует ее перемещению против течения.

2.4.4. Градиент гидростатического давления

Перемещаясь по глубине потока (активно или под действием течений), рыбы попадают в поле изменяющегося гидростатического давления. Любые верти-

кальные перемещения рыб приводят к изменению давления и объема газа в плавательном пузыре, и, как следствие, к изменению плавучести рыб. Давление нейтральной плавучести соответствует глубине, на которой выталкивающая сила и сила веса рыбы уравновешены, а точки их приложения лежат на одной вертикальной прямой. В этом случае рыба находится в гидростатическом равновесии. Рыбам энергетически выгодно поддерживать нейтральную плавучесть (Evans, Damant, 1928; Alexander, 1966; Цветков, 1974). При активном плавании они могут компенсировать разницу в действии этих сил за счет гидродинамических усилий, возникающих при обтекании их тела, а также за счет работы плавников.

Изменение плавучести у разных видов рыб достигается или за счет газорегуляции плавательного пузыря (Evans, Damant, 1929; Alexander, 1966), или благодаря проявлению барореакции (Evans, Damant, 1929; Alexander, 1966; McCutcheon, 1966; Цветков, 1974). Барореакция, также как и реореакция, имеет врожденный характер и представляет собой комплекс поведенческих реакций, направленных на восстановление плавучести рыб, которая меняется в результате действия давления. Считается, что барореакция состоит из двух стадий – локальной компенсации и компенсаторно-двигательной реакции (Evans, Damant, 1929; Alexander, 1966; Mc.Cutcheon, 1966; Цветков, 1974; Скоробогатов и др., 1995). Стадия локальной компенсации, наблюдаемая при малых изменениях давления, проявляется в увеличении частоты работы грудных плавников и в повышении двигательной активности рыб. Компенсаторно-двигательная реакция связана с перемещением рыб на другой горизонт плавания, где давление оптимально для их жизнедеятельности.

Ряд исследований по реакции рыб на изменение давления выполнены в стоячей воде (Jones, 1951; Alexander, 1959; McCutcheon, 1966; Цветков, 1974 и др.). В природе такое состояние среды обитания рыб встречается крайне редко. В любом водоеме всегда существуют течения. Именно в этих условиях возможно одновременное проявление двух наиболее значимых реакций в жизни рыб – реореакции и барореакции.

Исследования показали, что в потоке при повышении давления карповые рыбы одновременно проявляют реореакцию и барореакцию (Скоробогатов и др., 1995, Скоробогатов и др., 1997). В этих условиях отсутствует стадия локальной компенсации. Рыбы сначала изменяют угол наклона тела, затем перемещаются на другой горизонт, а при дальнейшем увеличении давления перестают проявлять реореакцию и сносятся течением, ориентируясь головой против потока.

Такое поведение рыб позволило выделить характерные давления, при которых наблюдаются отдельные стадии барореакции рыб:

– Давление чувствительности ($P_{\text{ч}}$), при котором у рыб начинается стадия локальной компенсации. Эта стадия барореакции существует только в стоячей воде.

– Давление изменения положения тела в пространстве ($P_{\text{о}}$), при котором рыбы изменяют угол наклона тела.

– Пороговое давление ($P_{\text{пор}}$), при котором рыбы начинают перемещаться на другой горизонт плавания (стадия двигательной компенсации).

– Критическое давление ($P_{\text{к}}$), при котором рыбы прекращают реореакцию. Эта стадия барореакции наблюдается только в потоке воды.

Величины перечисленных выше характерных давлений зависят от температуры воды, освещенности, скорости течения и ряда других факторов.

Анализ имеющегося экспериментального материала показывает, что в потоке проявление отдельных стадий барореакции происходит при более высоких величинах давления, чем в стоячей воде (табл. 2.3). Это связано с тем, что гидродинамические силы, возникающие при обтекании тела рыб, частично компенсируют момент сил и разницу между силой веса и выталкивающей силой. Поэтому в потоке рыбы имеют больший размах глубин, на которых им не надо проявлять барореакцию.

С увеличением скорости течения стадии изменения положения тела рыб и компенсаторный переход на другой горизонт плавания осуществляются рыбой (плотвой и верховкой) при большей величине давления (табл. 2.4).

Для молоди верховки и уклей зависимости порогового давления ($P_{\text{пор}}$) от температуры воды (в пределах от 13 до 24 °С) и длины рыб (в пределах от 13 до 31 мм) приведена на рисунке 2.42.

Величина порогового давления не зависит от интенсивности изменения давления и уменьшается с ростом температуры воды и с увеличением длины рыб.

Таблица 2.3. Значения давления чувствительности ($P_{\text{ч}}$), давления изменения ориентации ($P_{\text{ч}}$), порогового ($P_{\text{пор}}$) и критического ($P_{\text{к}}$) давлений для разных видов открытопузырных рыб

Давление, кПа	Скорость течения	Верховка ($l = 25,3 \pm 2,2$ мм)	Плотва ($l = 22,5 \pm 3,2$ мм)	Голавль ($l = 23,0 \pm 2,1$ мм)
$P_{\text{ч}}$	$V = 0$	$2,1 \pm 0,6$	$1,5 \pm 0,5$	$2,6 \pm 0,9, 0$
$P_{\text{о}}$	$V = 0$	$4,2 \pm 0,6$	$3,7 \pm 0,4$	$4,1 \pm 0,2$
	$V = 0,5V_{\text{к}}$	$5,3 \pm 0,3$	$5,9 \pm 0,3$	$6,6 \pm 0,4$
$P_{\text{пор}}$	$V = 0$	$9,4 \pm 0,9$	$11,2 \pm 0,7$	$10,5 \pm 0,4$
	$V = 0,5V_{\text{к}}$	$10,4 \pm 0,4$	$13,1 \pm 0,3$	$14,6 \pm 0,5$
$P_{\text{к}}$	$V = 0,5V_{\text{к}}$	$29,5 \pm 0,4$	$31,8 \pm 0,3$	$>45,0$

Примечание: V – скорость течения, $V_{\text{к}}$ – критическая скорость течения для рыб.

Таблица 2.4. Величины давлений (кПа), при которых изменялось положение тела ($P_{\text{о}}$) и начиналось компенсаторное перемещение ($P_{\text{п}}$) верховки ($l = 25,3 \pm 2,2$ мм) в зависимости от скорости течения

Скорость течения, м/с	$P_{\text{о}}$, кПа	$P_{\text{п}}$, кПа
0,00	$16,2 \pm 3,3$	$27,5 \pm 6,4$
0,04	$17,2 \pm 2,2$	$30,0 \pm 4,3$
0,08	$19,5 \pm 1,3$	$33,4 \pm 5,2$
0,24	$25,8 \pm 2,1$	$38,6 \pm 1,0$

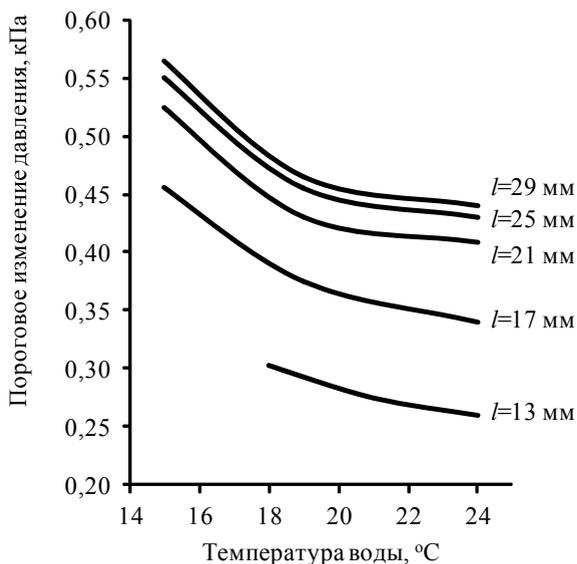


Рис. 2.42. Пороговое изменение давления в зависимости от температуры воды для смешанных групп верховки и уклей с разной длиной тела (l) (по Павлов и др., 1997)

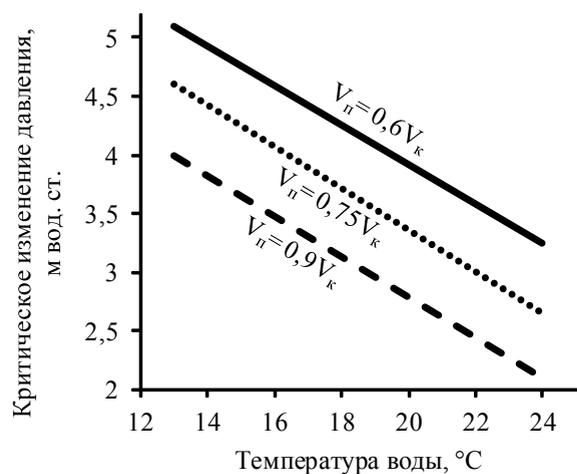


Рис. 2.43. Критическое изменение давления в зависимости от температуры воды и относительной скорости потока (V_n/V_k) для смешанных групп верховки и уклей ($l = 20$ мм) (по Павлов и др., 1997)

Кроме того, величина этого давления всегда меньше на свету и больше в темноте.

Критическое давление для смешанных групп молоди верховки и уклей уменьшалось с увеличением скорости течения и температуры воды (рис. 2.43).

Связь плавательной способности с показателями барореакции рыб хорошо прослеживается по результатам экспериментов, полученных для разных видов рыб и рыб разных размеров. Так голавль, как наиболее сильный пловец, имеет более высокие показатели характерных давлений, чем плотва и верховка (см. табл. 2.3). Давление, при котором наблюдается стадия прекращения реореакции, с увеличением скорости течения снижается, но оно выше у рыб с большей длиной тела. С уменьшением размера рыб падает плавательная способность. Им трудно одновременно проявлять реореакцию и барореакцию. Это приводит к торможению реореакции при более низких величинах давления.

В потоке величины давления изменения положения тела рыбы и критического давления определяют границы зоны двойного реагирования, в пределах которой у рыб проявляются одновременно две реакции – реореакция и барореакция (рис. 2.44).

Границы этой зоны определяют не только величина дав-

ления, но и скорость течения. Эти показатели связаны с видовыми и возрастными характеристиками рыб, а также с абиотическими факторами самой среды. В этом диапазоне изменения давления удобно управлять поведением рыб, стимулируя определенный вид реакции или ее торможение. Точка пересечения полученных графических зависимостей отражает процесс компенсаторно-двигательной реакции рыб при прекращении реореакции. Эта точка практически совпадает с критической скоростью течения для рыб.

В опытах с верховкой ($l = 23,1$ мм) установлено, как меняется давление изменения положения тела и критическое давление в зависимости от интенсивности турбулентности при средней скорости течения $9,0$ см/с (Скоробогатов и др. 1995, Скоробогатов и др. 1997). С увеличением турбулентности растет давление, при котором начинает изменяться положение тела верховки, а критическое давление – снижается (рис. 2.45).

Полученные графические зависимости аппроксимируются следующими уравнениями:

$$P_{\text{пор}} = 23,76K - 0,444;$$

$$P_{\text{к}} = -41,32K + 41,86.$$

Совместное решение этих уравнений дает точку пересечения графиков с координатами: $K = 0,666$, $P = 15$ кПа. В ней совпадают величины критического и порогового давлений. Следует предположить, что при $K = 0,666$ должны отсутствовать как реореакция, так и реакция на изменение

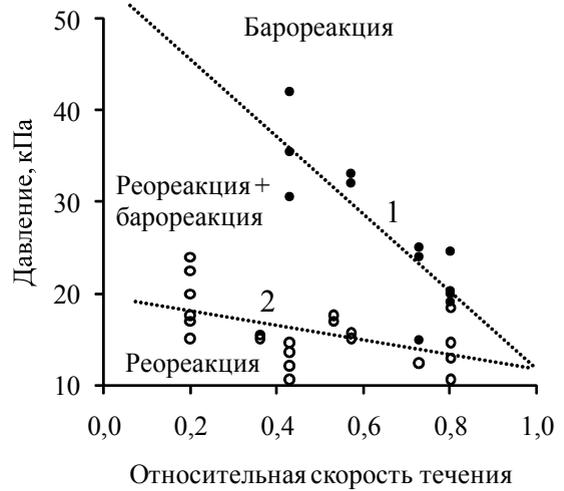


Рис 2.44. Проявление баро- и реореакции в зависимости от критического (1) и порогового (2) изменения давления и относительной скорости потока ($V_{\text{п}}/V_{\text{к}}$) (по Павлов, Скоробогатов, 2000)

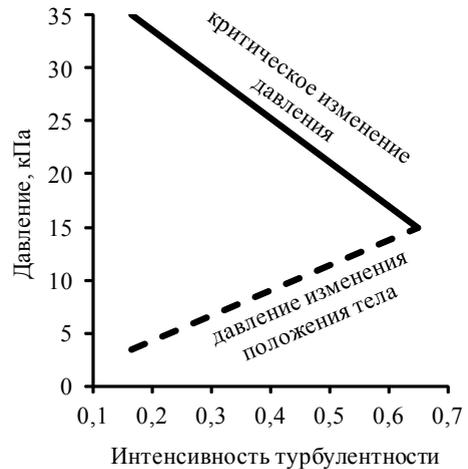


Рис. 2.45. Давление, вызывающее изменение положения тела, и критическое изменение давления в зависимости от интенсивности турбулентности для верховки ($l = 22-25$ мм) при скорости течения $9,0$ см/с (по Павлов, Скоробогатов, 2000)

давления. Специальные эксперименты показали, что при интенсивности турбулентности $K = 0,641$ молодь верховки перестает реагировать как на течение, так и на изменение давления. Отметим, что значение интенсивности турбулентности, полученное в эксперименте, оказалось близко к расчетной величине.

В приведенных данных прослеживается действие на рыб всех трех факторов гидравлической неоднородности среды – изменения давления, скорости течения и турбулентности потока. Сочетание и величины этих факторов определяют дальнейшую реакцию рыбы и ее поведение в целом. При комплексном воздействии скорости течения и давления существуют такие величины этих факторов, при которых прекращается реореакция, но рыбы продолжают реагировать на изменение давления. В условиях повышенной турбулентности рыбе приходится дополнительно реагировать на пульсацию скорости и давления, увеличивая энергетические затраты как на плавание, так и на стабилизацию своего тела в пространстве. Такое состояние рыб, с одной стороны, приводит к повышению порогового давления, при котором начинается компенсаторно-двигательная реакция, а с другой – к снижению критического давления, при котором происходит прекращение реореакции. В то же время после прекращения реореакции реакция рыб на изменение давления не пропадает. Рыбы продолжают активно перемещаться против действия градиента давления. Однако при определенном сочетании уровня турбулентности и давления прекращается не только реореакция, но и барореакция.

Таким образом, находясь в поле градиента гидростатического давления, рыбы выработали определенные механизмы адаптации к нему. Эти механизмы напрямую связаны с экологией вида. Они позволяют одним рыбам быстрее, а другим медленнее приспосабливаться к смене давления. Плавучесть рыб соответствует их мотивационному состоянию при реализации определенных стратегий поведения. При этом в потоке воды рыбы имеют более широкий диапазон глубин, на которых им не требуется проявлять компенсаторно-двигательную стадию барореакции. Механизм изменения положения тела рыб в пространстве при изменении давления связан с развитием момента сил, переворачивающим рыб в сагиттальной плоскости. Создание момента обусловлено смещением центра плавучести относительно центра тяжести. Рыбы активно изменяют угол наклона тела, приводя в равновесие действие этих сил. Комплексное воздействие факторов гидравлической неоднородности (давления, скорости течения и турбулентности) может привести к изменению показателей как реореакции, так и барореакции.

Используя в качестве управляющего фактора изменение давления, следует всегда помнить, что существуют летальные перепады давлений (Цветков и др. 1972; Синеок, 1977; Павлов, Нездолий, 1981; Павлов и др. 1999; Федяй, 1981, Harvey, 1963, Feather, Knable, 1983 и др.). При этом величина смертности молоди различна у рыб разных видов, размеров и зависит от многих факторов, в том числе от интенсивности изменения давления, величины давления и др. Эти вопросы будут рассмотрены ниже (глава 6).

2.5. ОСНОВНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ ТЕОРИИ УПРАВЛЕНИЯ ПОВЕДЕНИЕМ РЫБ В ПОТОКЕ

Разработка мероприятий, сооружений и устройств по обеспечению миграций рыб в условиях зарегулированного стока и водопотребления предусматривает использование теории управления поведением рыб в потоке воды. Основные положения этой теории были предложены нами ранее (Павлов, 1979).

Говоря о биологических основах управления поведением животных в широком плане, следует различать три основных направления работ:

первое – использование уже реально имеющихся в природе закономерностей поведения животных;

второе – стимуляция животных к проявлению какой-либо из поведенческих реакций, имеющихся в арсенале их адаптаций;

третье – выработка новых элементов поведения за счет научения или методов генетики и селекции.

Совершенно очевидно, что в отношении управления поведением рыб в потоке воды, исходя из врожденного характера большинства элементов этого поведения, целесообразны два принципа работы. При этом первый условно может быть назван пассивным принципом, а второй – активным принципом.

Пассивный принцип предполагает использование наших знаний о поведении животных в их естественной обстановке: знание особенностей распределения животных в пространстве и во времени (сезона или суток); знание путей их миграций; закономерностей пищевого, полового, группового поведения и др.

Поведение животного представляет собой ответ на изменения в окружающей среде (абиотической и биотической) или в самом организме. Этот ответ связан, как правило, с функциональными возможностями трех систем: рецепторной, нервной и эффекторной.

Активный принцип управления поведением животных заключается в воздействии на одну из этих систем с целью получения тех или иных поведенческих реакций. При этом возможно различать *пять групп* активных способов управления поведением рыб в потоке воды.

Первая – объединяет приемы, использующие особенности ориентации рыб в потоке. Они связаны с созданием определенных условий для улучшения (световой способ защиты; привлечение в рыбопропускные сооружения) или ухудшения (при ловле рыб активными орудиями лова) условий ориентации. Эти приемы приводят, соответственно, к усилению движения рыб против течения или к их сносу.

Вторая – заключается в регулировании соотношения между плавательной способностью рыб и скоростью потока, что также может быть использовано как для обеспечения движения рыб против течения (например, выбор оптимальных скоростей при привлечение рыб в рыбопропускное сооружение), так и для их сноса (применение рыбозащитных устройств и др.).

Третья – связана с созданием градиентных условий, при помощи которых рыбы направляются, концентрируются и удерживаются в определенных участках потока (применение рыбопропускных сооружений и рыбозащитных устройств).

Четвертая – объединяет приемы, связанные с использованием различных раздражителей (свет, звук, электрический ток, механические раздражители) для изменения трасс движения рыб. При этом к прочим особенностям воздействия этих раздражителей добавляется то, что они должны располагаться под острым углом (не более 20°) к потоку воды. Это относится к управлению поведением рыб, мигрирующих как вверх против течения, так и вниз по течению.

Пятая – пока наименее разработанная группа способов, связанная с формированием физиологического состояния рыб, приводящего к проявлению необходимых поведенческих реакций в потоке. К этим способам относится возможность эндокринной регуляции поведения или создания «мотивации» (например, состояние голода способствует скорейшей покатной миграции молоди осетровых рыб, выращенной на рыбоводных заводах).

Следует подчеркнуть, что успешное применение биологических основ управления поведением рыб в потоке воды возможно не только при правильном выборе принципа и способа управления, но и при использовании его в обязательном соответствии с экологическими особенностями и физиологическим состоянием рыб.

РЕЗЮМЕ

Реореакция – врожденная поведенческая реакция, определяющая отношение рыб к течению. Представляет собой важнейшую составляющую миграционного поведения рыб в потоке и лежит в основе управления поведением мигрантов как вверх, так и вниз по течению. Реореакция включает в себя ориентационную и локомоторную компоненты поведения.

Ориентация рыб в потоке определяется работой в основном трех органов чувств – зрения, осязания и горизонтальных каналов лабиринта (органы равновесия) по инерционным стимулам, возникающим при пульсации потока.

Локомоторными показателями реореакции являются – пороговые скорости, критические скорости и плавательная способность. Продолжительность плавания рыб и пройденное расстояние увеличиваются в ряду: бросковые > максимальные > крейсерские скорости движения. Эти показатели различны у рыб разных видов, изменяются в онтогенезе и зависят от большого числа абиотических (температура, освещенность, турбулентность, гидростатическое давление, наносы и др.) и биотических факторов (число рыб в группе; накормленность и др.), а также от физиологического состояния рыб (например, от стадии зрелости половых продуктов).

В процессе эволюции у рыб сложились два основных стереотипа поведения в потоке воды – стереотипы поведения пелагических и донных рыб. У первых – ведущий зрительный механизм ориентации, низкие пороговые и высокие критические скорости течения. У вторых – в основном тактильный механизм ориента-

ции, высокие пороговые и низкие критические скорости течения. Диапазон скоростей потока для реореакции у пелагических рыб шире, чем у донных.

Локомоторная и ориентационная компоненты реореакции – две стороны одного и того же явления. Ухудшение условий для ориентации или снижение локомоторной активности рыб под влиянием определенного физиологического состояния немедленно сказываются на проявлении этой реакции. Так, например, критические скорости течения у рыб с ведущим механизмом зрительной ориентации во многом зависят от освещенности. У ранней молодежи костистых рыб функционирует только зрительный механизм. Такая молодежь сносится течением при освещенности ниже пороговых для оптомоторной реакции. Перемещение в зону потока, где скорости превышают критическую, также один из механизмов «нейтрализации» реореакции в период покатной миграции.

В зоне действия гидротехнических сооружений, как и в естественных условиях, рыбы, как правило, встречаются с потоками, в которых скорости течения, интенсивность турбулентности, гидростатическое давление, температура воды и другие параметры изменяются как по ширине, так и по глубине потока. Перемещаясь в таких градиентных условиях, рыбы выбирают отдельные зоны потока, соответствующие их миграционному состоянию. Создавая определенные градиентные условия и изменяя их в процессе эксплуатации гидротехнических сооружений, можно управлять поведением рыб.

В зависимости от экологии вида и мотивационного состояния, рыбы в реоградиенте проявляют два основных типа поведения. Первый – четкая ориентация против течения, постоянное движение против течения в зоне потока, где скорости составляют более $0,3 V_k$. Второй – дезориентация по отношению к направлению основного потока, часто движение по кругу и нахождение в зоне потока, где скорости составляют величины менее $0,3 V_k$.

При управлении поведением рыб в потоке в целях обеспечения их миграции можно выделить два основных направления действий: первое – использование уже реально имеющихся в природе закономерностей поведения – пассивный принцип управления; второе – стимуляция рыб к проявлению какой-либо из поведенческих реакций, имеющихся в арсенале их адаптаций – активный принцип управления. Этот принцип включает в себя: различные способы усиления или ослабления условий ориентации рыб в потоке; регулирование соотношения между плавательной способностью рыб и скоростью потока; создание определенных реоградиентных условий для привлечения и концентрации рыб; формирование физиологического состояния рыб, приводящего к проявлению необходимых поведенческих реакций в потоке; расположение под острым углом к потоку различных раздражителей для управления движением рыб в определенном направлении.

* * *

Rheoreaction is an innate behavioural response of fish to the water flow. It represents one of the most important component of fish migration behaviour in water current. Furthermore, it is also the basis for managing migrant fish behaviour both upstream and downstream. Rheoreaction includes orienting and locomotor behavioural components.

Orienting of fish in the water flow is mainly determined by three sensory systems: vision, tacton and equilibrium (using horizontal canals of the labyrinth for sensing inertial stimuli associated with the flow pulsation).

Locomotor characteristics of the rheoreaction include the threshold current velocity, critical velocity and swimming performance. Swimming duration and distance increase from the burst speed to maximum sustainable speed and further to the cruising speed. These characteristics differ across fish species, change during the ontogeny and depend on many abiotic (temperature, illumination, turbulence, hydrostatic pressure, alluviation etc.) and biological factors (number of fish in group, satiation etc.), as well as on the fish physiological state (e.g. gonad maturity).

During the evolution, fishes developed two main behavioural stereotypes in the water flow: pelagic and bottom. Visual orientation, low threshold and high critical velocities are characteristic of pelagic fish. Bottom dwelling fish have tactile orientation, high threshold and low critical velocities. The range of the rheoreaction flow speed is wider in pelagic than in bottom-dwelling fish.

Locomotory and orienting components of the rheoreaction are just two sides of the same phenomenon. Making conditions for orientation more difficult and reduction of locomotor activity by some physiological state directly affect the rheoreaction. For example, the critical velocity in fish characterised by predominantly visual orientation substantially depends on the illumination level. Only visual mechanism is functioning in early juveniles of teleost fishes. Such juveniles are moved by the current at the illumination levels that are lower than threshold for the optomotor reaction. Transition to the flow area with the current speed exceeding the critical velocity represents an important mechanism neutralizing rheoreaction during the downstream migration.

In proximity of hydraulic structures, fish encounter a variety of flows in which the current speed, turbulence, hydrostatic pressure, water temperature and other characteristics significantly change along the depth and width of the water flow. Moving in such gradient conditions, fish prefer specific areas depending on their migration condition. Therefore, by artificially producing and modifying specific gradients, one can manage the behaviour of the fish in proximity of hydraulic structures.

Depending on the species ecology and the motivation state, fish can display two behavioural patterns in rheogradient. The first is the clear and rigid orientation against the current, preference for and continuous movement against the current with the velocity exceeding $0,3 V_{cr}$. The second pattern involves disorienting with respect to the direction of the main flow, frequent circulatory movements and preference of the flows with the velocities not exceeding $0,3 V_{cr}$.

Managing fish behaviour in the water flow to facilitate their migration requires two main actions. First is the utilization of the available behavioural and ecological patterns and strategies (passive management); second is the active evocation of specific behavioural responses (active management). Active management may include different methods to facilitate or weaken the conditions for the fish orientation in the water flow, regulation of the ratio between the fish swimming performance and the current velocity, presentation of specific rheogradient conditions for fish attraction and aggregation, development of

such physiological state which evokes the necessary behavioural responses in water flow, location of different stimuli at an acute angle to a water current for guiding fish movements in a definite direction.

Глава 3

ПОВЕДЕНИЕ РЫБ ПРИ НЕРЕСТОВЫХ МИГРАЦИЯХ В РЕКАХ

Перемещения рыб от мест нагула или зимовки к местам икрометания носят название нерестовых или репродуктивных миграций. Они представляют собой адаптации для обеспечения наиболее благоприятных условий развития икры и молоди рыб.

Нерестовые миграции – наиболее впечатляющие звенья миграционных циклов. Большое количество сведений о различных аспектах этого явления содержится в многочисленных монографиях и обзорах (Meek, 1916; Scheuring, 1928, 1930; Шмидт, 1936, 1947; Гербильский, 1957; Fage, Fontaine, 1958; Hasler, 1966; Harden Jones, 1968; Banks, 1969; Баранникова, 1975; Baker, 1978; Northcote, 1978, 1984, 1998; Павлов, 1979, 1986; Thorpe, 1982, 1988; Gross, 1987; McKeown, 1984; McDowal, 1997; Bemish, Kynard, 1997; Pavlov et al., 2001; Zitek et al., 2009; Baumgarthner, 2010 и многие другие). Исходя из задач данной работы, мы остановимся только на тех из них, которые связаны с миграционным поведением рыб в речном потоке.

Нерестовые миграции рыб, как правило, являются анадромными и связаны с перемещением рыб против течения (контранатантные). Они свойственны подавляющему числу видов и характерны как для проходных, полупроходных, так и туводных рыб (миноги, осетровые, лососевые, сиговые (*Stenodus*), сельдевые, карповые, окуневые и др.). Единственное исключение для наших водоемов – угорь *Anguilla anguilla*. Его нерестовые миграции являются катадромными и денатантными. Он нагуливается в реках, а для икрометания уходит в море.

У разных видов рыб в процессе эволюции сложились свои специфические черты миграционного поведения. Задача данной главы дать общее представление о нерестовых миграциях, об основных закономерностях поведения мигрантов в потоке – сезонной и суточной динамиках хода рыб; горизонтальном и вертикальном распределении; скоростях миграций; оценить влияние зарегулирования стока. Мы будем стремиться проиллюстрировать это отдельными примерами, как правило, для рыб, встречающихся в водоемах нашей страны.

3.1. НЕРЕСТОВЫЕ МИГРАЦИИ И РЕОРЕАКЦИЯ РЫБ

Расход воды в реке и соответствующая скорость течения определяют привлечение физиологически подготовленных производителей из моря, озера или водо-

хранилища в реку и ряд особенностей их поведения в реке (Павлов, 1979). Оказывая сопротивление движению рыб, течения затрудняют их миграцию, но в то же время они являются и основными ориентирами при миграции производителей из моря в реку, а также в самой реке, т.е. на пути их следования к нерестилищам.

Не вызывает сомнения, что однонаправленный поток в реках сам по себе является ориентирующим фактором первостепенной важности для нерестовых мигрантов. В тоже время, ограничение русла береговой линией и приближенность рыб к фиксированным точкам отсчета облегчает им ориентацию в отличие от рыб, мигрирующих в открытом океане. Именно поток является наиболее важным «управляющим» фактором для миграции рыб в реках вверх по течению (Arnold, 1974; Northcote, 1978, 1984; Павлов, 1979 и др.).

Еще первые исследователи нерестовых миграций рыб в дельте Волги отмечали, что течение является главным ориентиром для захода и движения рыб в реке. Именно оно позволяет рыбам отыскать места нереста и не «попасть в опасные для них тупики» (Терещенко, 1913) и «тиховодье» (Правдин, 1913). «Как только река в низовьях теряет свой признак – течение, рыбы перестают ориентироваться в направлении и ход останавливается» (Державин, 1913). Многие авторы отмечают, что во время нагонных ветров (морян), когда течение в устьевом районе ослабевает или вовсе прекращается, движение рыб в реку из приустьевое пространство замедляется или останавливается (Державин, 1913; Терещенко, 1913; Караваев, 1939 и др.). При сильных морях рыбы часто уходят из реки обратно в море (Державин, 1913; Терещенко, 1913). И напротив, как только нагонный ветер прекращается и уровень воды в устье начинает падать, а скорость течения увеличивается, происходят самые значительные увеличения количества ходовой рыбы в реке (Терещенко, 1913, 1917; Державин, 1913; Правдин, 1913). Это относится и к закономерностям захода рыб не только в дельте Волги, но и в других реках (Ряпалова, 1964; Lorz, Northcote, 1965; Евтюхова, Рилогова, 1968 и др.).

Многие авторы связывали заход нерестовых мигрантов в реки с весенним поднятием уровня воды. При этом отмечалось, что заход одних рыб происходит при подъеме уровня, а других при его спаде, и в межень (Державин, 1922; Шмидт, 1936; Данильченко, 1936; Семко, 1939; Никольский, 1961; Борзенко, 1964; Бараникова, 1975 и др.). Подобная связь представляется нам опосредованной. Уровень воды в реке определяется, как правило, расходом воды и сопровождается увеличением скорости течения. Чем больше расход воды и скорость течения, тем больше зона привлечения рыб из приустьевое пространство, т.е. та зона, где скорости течения превышают пороговые величины для реореакции. В связи с этим увеличение уровня, естественно, должно сопровождаться увеличением количества заходящих в реку рыб.

В дельте Волги производители осетровых мигрируют на нерест по всем рукавам, но большая их часть мигрирует по рукаву Главный банк. Скорости течения в этих рукавах различны. Наибольшие скорости течения реки отмечены в западных рукавах дельты, минимальные – в восточных. Неодинаковая плавательная способность производителей осетровых определяет и размеры производителей, мигри-

рующих по разным рукавам дельты. Наиболее крупные производители идут по западным рукавам дельты, а в восточных – размеры мигрирующих производителей меньше. По самому мелководному восточному рукаву Волги (Иголкинскому банку) мигрируют в основном мелкие, впервые нерестящиеся самцы (Ходоревская и др., 2007).

Но не только расход воды и связанная с ним скорость течения определяют привлечение нерестовых мигрантов в реку. Естественно, огромное значение имеет физиологическая подготовленность производителей к миграции и степень их удаленности от устья реки (Французов, 1966; Баранникова, 1975; Павлов, 1979, Pavlov, 1989 и др.). Так, например, пик хода ярового осетра, который зимует вблизи устья реки, совпадает с максимальным уровнем в реке, а озимый осетр, зимующий дальше в море, в значительном количестве появляется в реке только при спаде половодья и в межень, с некоторым опозданием – за кривой стока. Озимый осетр, зимующий не в море, а в реке на ямах, начинает миграцию также с появлением паводковых вод (Алявдина, 1956; Дюжиков, 1960; Петкевич, 1952). Миграция в реку на спаде паводка и после его окончания отмечается и у аральского усача *Barbus brachycephalus brachycephalus*, чавычи и других рыб. Г.В. Никольский (1961) справедливо связывает такую динамику хода не только с периодом привлечения рыб к устью, но и с тем, что их движение при спаде паводка, когда скорости течения понижены, оправдано понижением энергетических расходов для достижения мест нереста.

Нерестовые миграции происходят обычно в режиме крейсерских и реже максимальных скоростей. Движение рыб связано с реореакцией, носит в основном активный характер и направлено вверх против течения. Однако, ловы пассивными орудиями, телеметрические наблюдения позволяют утверждать, что движение вверх против течения постоянно чередуется с активно-пассивными перемещениями вниз по течению, когда рыбы ориентированы головой против потока, но настолько слабо сопротивляются ему, что сносятся течением вниз. Эти перемещения вниз по течению могут быть связаны как с утомлением, так и с восстановлением ориентации в потоке (Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988).

По мере приближения нереста у многих полупроходных и туводных рыб активный тип передвижения вверх против течения все чаще заменяется на активно-пассивный, плавательная способность рыб снижается, они подходят в прибрежье или перемещаются в ильменно-полойные участки, старицы и пойменные озера, где происходит их нерест. Скот отнерестившихся производителей в реке также связан, главным образом, с активно-пассивным или активным перемещением вниз по течению. Следует также отметить, что при испуге, наличии механических преград, высоких скоростях течения производители осетровых останавливаются, залегают на дно или перемещаются на ниже расположенные участки реки (Поддубный, 1971).

Физиологическое состояние рыб является существенным для проявления реореакции. Н.Е. Асланова (1952) установила, что рыбы с незрелыми половыми продуктами (II–III стадии зрелости) дольше всех сопротивляются течению. По мере

Таблица 3.1. Критическая скорость (V_k) течения для леща с половыми продуктами на разных стадиях зрелости при $t = 14,5-16,5$ °С (по Павлов, 1979)

Длина, мм	Степень зрелости	V_k , см/с	Число исследованных рыб	Число рыб, снесенных течением 30 см/с
Самцы				
260–320	IV	$106,7 \pm 12,9$	6	–
240–370	V	$77,4 \pm 8,5$	19	2
225–300	VI–II	$47,2 \pm 5,8$	12	4
240–370	II	$113,6 \pm 10,4$	5	2
Самки				
300–420	IV	$80,0 \pm 13,5$	7	1
240–320	V	$35,0 \pm 0,0$	2	–
220–320	VI–II	$56,9 \pm 4,7$	22	6
260–320	II	$115,0 \pm 5,0$	3	–

созревания утомляемость увеличивается. Еще сильнее утомляются отнерестившиеся рыбы. В таблице 3.1 приведены материалы по критическим скоростям течения для леща с половыми продуктами на различных стадиях зрелости. Отметим, что у отнерестившегося леща критическая скорость уменьшалась в 2,4–3,3 раза, при этом до 40% рыб отказывалась сопротивляться потоку даже при скорости течения 30 см/с и сносилась им.

Миграции по руслу реки не носят постоянного характера, а чередуются с остановками и концентрацией рыб на отдельных участках реки – ямах, резких поворотах русла, участках за островами и косами (Мартинсен, 1937, 1940; Зуссер, 1939; Иоганзен и др., 1966; Иоганзен, 1972; Павлов, 1979; Мочек и др., 1981; Павлов и др., 1982, 2011; Welcomme, 1985; Pavlov et al., 2006; Павлов, Мочек, 2009). Такие участки, как правило, связаны с наличием разного рода неоднородностей и с резкими изменениями структуры течений, наличием завихрений потока и круговых течений.

Ранее концентрация рыб на русловых ямах традиционно интерпретировалась в рамках зимовальной функции этих образований (Никольский, 1963; Иоганзен, 1972 и др.). Однако, последние исследования с применением гидроакустических комплексов (Pavlov et al., 2006, 2009; Павлов и др., 2011) показали, что ямы имеют полифункциональное значение. Здесь, как правило, круглый год располагаются мощные скопления рыб (рис. 3.1, вклейка.) до 30 тыс. и более экз. на гектар; происходит массовая зимовка производителей рыб, рост и развитие их молоди.

В течение всего летне-осеннего сезона на ямах сохраняются мощные скопления молоди. Естественно, что за несколько летне-осенних месяцев размерный ряд рыб (рис. 3.2) меняется – размеры сеголеток заметно возрастают и, кроме того, на акватории появляется много крупных рыб старших возрастов.

Одновременно происходит ощутимое снижение плотности скоплений вследствие гибели или выноса течением большого количества молоди. Концентрация

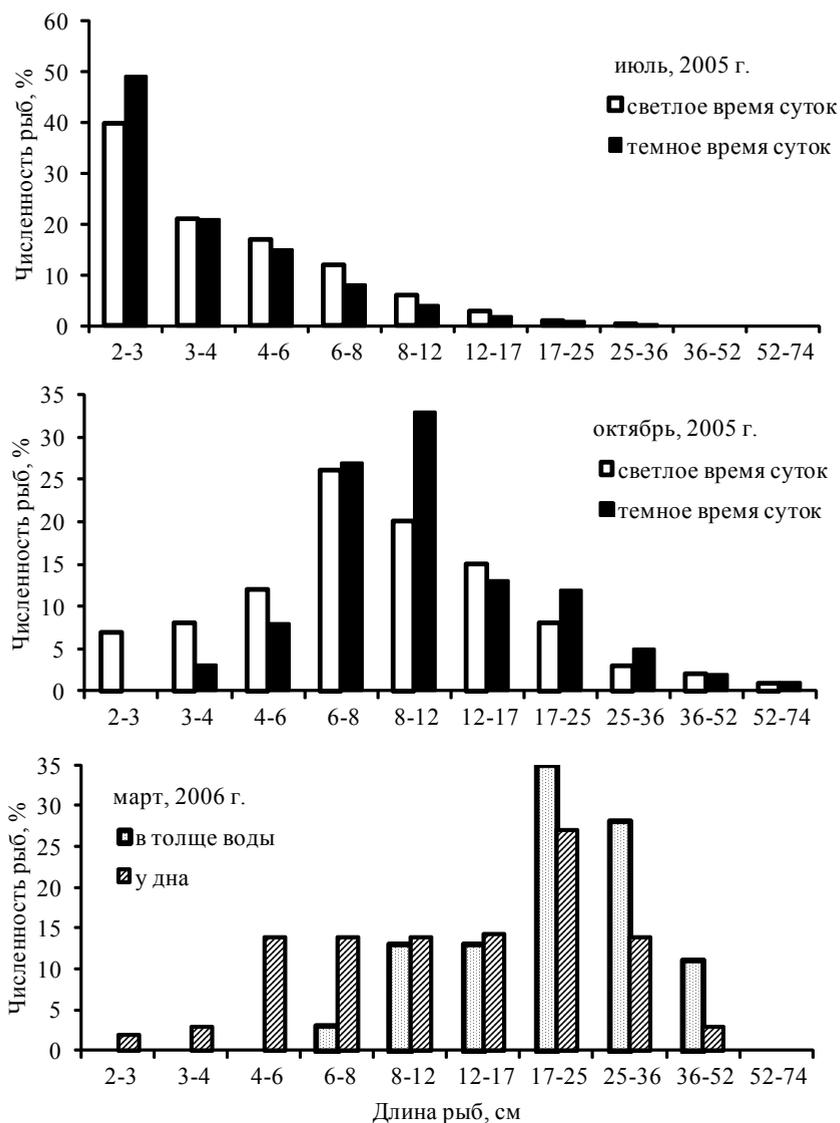


Рис. 3.2. Длина рыб на акватории Горнослинкинской русловой ямы р. Иртыш, по данным гидроакустических съемок (по Pavlov et al., 2006)

молоди на акватории ямы сохраняется всю зиму, вплоть до начала марта. С наступлением зимы на глубоководной акватории скапливается большое число крупноразмерных рыб, включая хищников – судака, налима *Lota lota*, нельму *Stenodus leucichthys nelma*. Именно эти рыбы вплоть до начала весенних миграций обуславливают значительное увеличение плотности скоплений на яме в конце зимы, по сравнению с предзимьем.

Русловая яма и акватория поймы – протоки и озера, представляют собой целостный экологический комплекс, в границах которого формируется динамичное

сообщество рыб, происходят их закономерные суточные и сезонные перемещения. В этологическом аспекте повышенная концентрация рыб на русловых ямах обуславливается универсальным стремлением большинства рыб в неоднородные биотопы (Мочек, 1987). Русловые ямы принадлежат именно к такой категории местообитаний – здесь имеет место многоплановая неоднородность среды. На русловых ямах наблюдается общий, для всех неоднородных биотопов, принцип освоения рыбами пространственных компонентов – днем рыбы предпочитают участки дна с неоднородным рельефом, а ночью они тяготеют к монотонным условиям пелагиали или к донным плато (Pavlov et al., 2006).

Хотя у многих видов и существует корреляция между величиной расхода воды и количеством входящих в реку физиологически подготовленных производителей, однако эта связь (мигрант–поток) и ее сезонность видоспецифичны и к тому же находятся под контролем не только течения, но и других факторов. Так, например, температура воды и длина светового дня через гормональные состояния часто выступают как пороговые раздражители для инициирования («импульс миграции» – Баранникова, 1975) движения рыб (Banks, 1969; Northcote, 1978 и многие другие). При этом характер влияния этих факторов неоднозначен не только у рыб разных видов, но даже и у рыб одного вида, но относящихся к разным биологическим группировкам. Так, например, яровые формы русского осетра и озимые, перезимовавшие в реке, начинают свою миграцию при температуре 1,6–2,5 °С, а интенсивный ход наблюдается при 6–9 °С. Миграция озимого осетра из моря в реку наиболее интенсивна при температуре воды 22–27 °С (Баранникова, 1975; Павлов, 1979; Ходоревская и др., 2007). Популяционно-видовые, генетически детерминированные особенности поведения могут также оказывать свое влияние на реакцию мигрантов на факторы (раздражители), управляющие и контролируемые нерестовые миграции (Banks, 1969; Northcote, 1984 и др.).

Вопрос об ориентации рыб при миграциях давно привлекает исследователей. Написано большое число работ по отдельным механизмам. Кроме того, в ряде монографий даются обзоры современного состояния этого вопроса (Hasler, Wisby, 1951; Harden Jones, 1968; Banks, 1969; Baker, 1978; Павлов, 1979, 1980; McKeown, 1984; Northcote, 1984 и др.). В этих работах помимо уже отмеченных выше факторов (скорость течения, расход воды, температура, освещенность, фотопериод, обонятельные раздражители) обсуждается возможность участия при ориентации рыб химизма воды, вкусовых раздражителей, небесных ориентиров (солнце, луна, звезды), магнитно-компасной ориентации и приливно-отливных течений.

При анадромной миграции в ориентации проходных видов, помимо реореакции и связанных с ней тактильных, зрительных и гидродинамических стимулов, важную роль играет хоминг, связанный с восприятием запаха родной реки. Наиболее устойчивый хоминг свойственен лососевым (Hasler, Wisby, 1951; Hasler, 1966 и многие другие), которые после нагула в море возвращаются в реку, где они родились. Наши исследования на р. Туломе (Pavlov et al., 2001; Павлов и др., 2000,

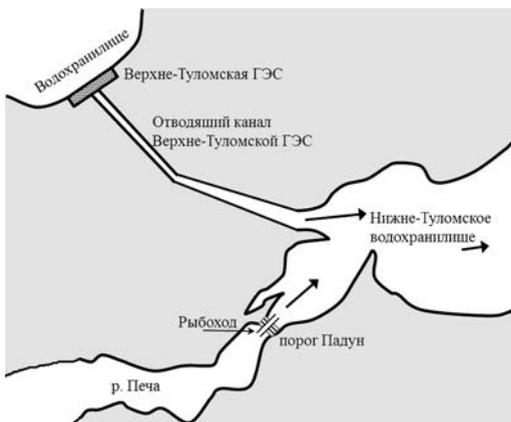


Рис. 3.3. Схема участка слияния р. Тулома и р. Печа в нижнем бьефе Верхне-Тулумской ГЭС

→ – направление течения

не работающих рыбопропускных сооружений отсутствуют производители этих рыб. Основные трассы их миграции, как и в Нижнее-Тулумском водохранилище, здесь проходили вдоль берегов. Через месяц, при приближении сроков нереста, рыбы, находили нерестовые притоки, где до строительства ГЭС наблюдался нерест, и заходили в них. Удачный нерест был подтвержден в 1999 г., когда в этих местах были найдены сеголетки атлантического лосося (Pavlov et al., 2001; Karppinen et al., 2002; Павлов и др., 2005). Это указывает на то, что не всегда в выборе нерестовой реки хоминг является приоритетным типом поведения.

3.2. ВЛИЯНИЕ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ СТОКА

Анадромная миграция рыб в зарегулированных реках заканчивается под первыми плотинами в каскаде гидроузлов. Величина наносимого ущерба зависит от доли нерестилищ, утраченных вследствие гидротехнического строительства. При этом зарегулирование стока в нижних участках рек угрожает полным исчезновением или резким сокращением отдельных популяций и видов. Так, например, произошло с белорыбицей и белугой в р. Волга, аральским усачом и шипом *Acipenser nudiventris* в реках Аральского моря и оз. Балхаш и др. (Pavlov, 1989). Перекрытие Волги плотиной Волжской ГЭС не привело к исчезновению озимых и яровых рас анадромных видов осетровых, но протяженность нерестовых миграций озимой и яровой рас белуги и озимой расы русского осетра резко сократилась.

Зарегулирование стока оказывает существенное влияние на проявление миграций в реке на нижележащем от плотины участке. Сокращение расхода в реке в период миграционной активности рыб сужает зону привлечения и уменьшает число производителей, заходящих в реку из предустыевого пространства (Павлов, 1979). В этой связи интересны данные А.Е. Городничего (1955). Он установил, что при за-

2005) показали, что при заходе в нерестовый приток (р. Печа) атлантический лосось в меньшей мере реагировал на более сильный поток от водосбросных сооружений гидроузла (рис. 3.3). Все рыбы, помеченные радиометками, поворачивали к устью родной реки, где скорости течения были малы (0,1–0,2 м/с), и ни одна из рыб не перемещалась в сторону плотины и ГЭС.

В этой связи также интересно поведение семги в незнакомом для нее водоеме, когда рыбы лишены запаха родной реки. Меченые радиометками в середине июля 1998 г. лососи были выпущены в Верхне-Тулумском водохранилище, где длительное время из-за не-

полнении Цимлянского водохранилища, когда скорость течения в р. Дон составляла всего 0,1 м/с, осетр и белуга зашли на нерест в приток Дона – Северский Донец, где был бурный паводок и скорости течения составляли 1,5–2,0 м/с. До этого они всегда размножались в Дону, выше устья Северского Донца, и не заходили в него.

Регулирование стока в течение сезона и суток ведет к изменению соответствующих временных характеристик миграции – сезонных и суточных динамик хода. Сброс холодной воды из нижних горизонтов водохранилища через турбины ГЭС Волгоградского гидроузла задерживает начало весенних миграций и подход рыб к плотине. Так, у яровых рас анадромных осетровых в р. Волга, после ее перекрытия Волгоградской плотиной, сроки начала и максимумов интенсивности миграции стали запаздывать на 2–4 недели.

Зимние попуски воды, когда рыбы не находятся в состоянии миграционной активности, провоцируют движение производителей против течения, вызывают их подъем с мест зимовки и последующий скат и резорбцию половых продуктов (Балык, Радаков, 1969).

Гидротехнические сооружения, особенно связанные с гидроэнергетикой, очень часто создают импульсные потоки. Эти потоки оказывают разнообразное влияние на всю водную биоту, в том числе на рыб. Как следует из обзора исследований этой проблемы (Young, Cech, Thompson, 2011; Thompson, Cocherell et al., 2011; Thompson, O'Connor et al., 2012), такое влияние может быть как положительным, так и отрицательным. К негативным эффектам относятся: осушение рыб на мелководье; смещение рыб вниз по течению; смещение рыб в боковой плоскости вдоль изменяющихся краев канала; снижение эффективности нереста и успеха выклева из икры; изменения в миграциях. К благоприятным – поддержание местообитания в должном состоянии за счет смыва осадков и мусора; усиление раздражителей, стимулирующих нерест рыб.

Сезонное перераспределение при зарегулированном стоке часто исключает своевременное залитие поймы рек, где происходит размножение многих рыб. В результате у полупроходных и ряда туводных рыб исчезает такой важный элемент миграции, как перемещение из реки в ильменно-полойную систему на нерест. Происходит резорбция половых продуктов или снижение результативности нереста при вымете икры в реке на ограниченных площадях нерестилищ.

Как следствие зарегулирования стока и его сезонной деформации, появилось такое средство для обеспечения миграций рыб, как весенние «рыбохозяйственные попуски», когда в интересах рыбного хозяйства энергетики вынуждены вхолостую сбрасывать воду через плотину, чтобы обеспечить заход мигрантов в реку и их размножение. Так, на р. Волге величина оптимального весеннего рыбохозяйственного пуска должна составлять не менее 120–130 км³ (табл. 3.2), а в летнюю межень (июль–август) – не менее 60 км³ (Павлов и др., 1989; Пашкин, 2001; Вещев, Власенко, 2007).

В дельтах рек огромное значение для обеспечения нерестовых миграций имеют каналы – рыбоходы. Так, например, в дельте Волги имеется 20 таких каналов на основных водотоках, которые служат для прохождения на нерест производителей рыб, ската молоди и отнерестившихся производителей. В настоящее время

Таблица 3.2. Зависимость промыслового возврата рыб (тыс.т) от объема весеннего половодья (апрель–июнь, р. Волга) (Павлов и др., 1989; Пашкин, 2001; Вещев, Власенко, 2007)

Объем половодья, км ³	Осетровые	Полупроходные	Всего
61–70	3,3	43	46,3
71–80	5,9	50	55,9
81–90	8,1	57	65,1
91–100	9,8	64	73,8
101–110	11,3	72	83,3
111–120	12,4	80	92,4
121–130	13,0	86	99,0
131–140	13,5	93	106,5

большая часть этих каналов обмелела и требует реконструкции. В результате, основная миграция осетровых в настоящее время идет по Главному банку (Журавлева, Иванова, 2000; Катунин и др., 2002; Катунин, Хрипунов, 2007).

3.3. СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА НЕРЕСТОВЫХ МИГРАЦИЙ

Сезонная динамика нерестовых миграций рыб разнообразна. Максимум интенсивности миграций приходится на разное время года не только у отдельных видов и семейств, но иногда даже у экологических группировок одного вида.

Большинство туводных и полупроходных карповых и окуневых заходят в реку весной и нерестятся весной, а многие сиги начинают нерестовую миграцию осенью и откладывают икру осенью и зимой.

Тихоокеанские лососи (род *Oncorhynchus* – горбуша *Oncorhynchus gorbusha*, кета *Oncorhynchus keta*, нерка *Oncorhynchus nerka*, Сима *Oncorhynchus masou*, кижуч, чавыча *Oncorhynchus tshawytscha*) имеют летне-осенние нерестовые миграции, при этом для многих популяций установлено наличие сезонных группировок раннего и позднего хода. Нерестятся эти виды в конце лета, осенью, а некоторые группировки в начале зимы (Бугаев, 1995; Бугаев и др., 2007; Зорбиди, 2010; Островский, Подорожнюк, 2011).

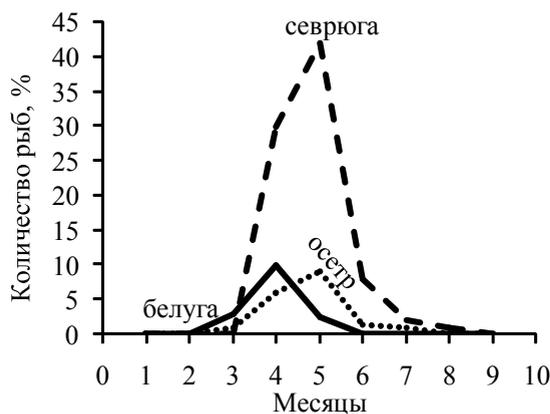


Рис. 3.4. Сезонная динамика нерестовой миграции производителей яровой расы осетровых в Волге (по Ходоровская, Рубан, Павлов, 2007) Здесь и на рис.3.5 за 100% принята суммарная численность производителей яровой и озимой рас за 1978–1996 гг.: белуга – 13261 экз., русский осетр – 507123 экз., севрюга – 357877 экз.

У анадромных осетровых (белуги, осетра, севрюги *Acipenser stellatus* – рис. 3.4, 3.5) атлантического лосося (рис. 3.6, 3.7), камчатской семги *Parasalmo mykiss* и других рыб выделяют озимые и яровые расы, отличающиеся по срокам захода в реки. Так, на Севере России одна форма атлантического лосося заходит в реки летом (июнь–июль), имеет хорошо развитые половые продукты и нерестится в том же году; другая – осенью (начиная с августа) имеет слабо развитые половые продукты и мечет икру на следующий год. Нерест происходит с октября по декабрь. Если нерестилища располагаются высоко вверх по реке и за один сезон рыбы их достичь не могут, то в такую реку обычно заходят озимые формы, которые значительную часть пути преодолевают как зимовальную миграцию, зимуют в реке и нерестятся уже на следующий год. Если нерестилища располагаются недалеко от моря, то в такую реку входят преимущественно яровые формы, которые нерестятся в том же году. Соотношение озимой и яровой форм в различных реках существенно различается (рис. 3.8) (Мартынов, 2007) в зависимости от конкретных условий реки. Образование внутривидовых группировок, отличающихся по времени захода в реку, представляет собой важное приспособление, обеспечивающее наиболее полное освоение нерестово-выростных участков (биотопов) конкретной реки

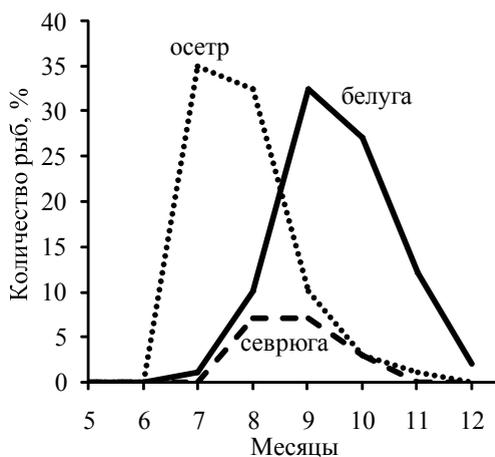


Рис. 3.5. Сезонная динамика нерестовой миграции производителей озимой расы осетровых в р. Волга (по Ходоревская, Рубан, Павлов, 2007)

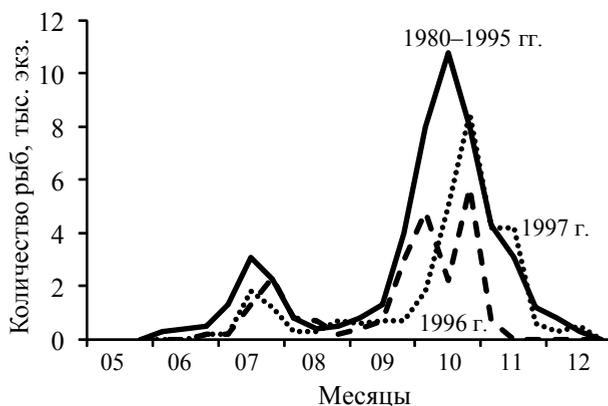


Рис. 3.6. Сезонная динамика нерестовых миграций летней и осенней биологических групп атлантического лосося в р. Варзуга в 1980–1997 гг. (Биология, воспроизводство ..., 2005)

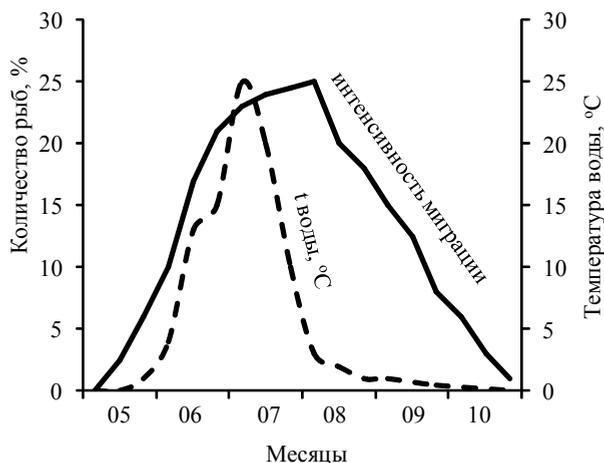


Рис. 3.7. Сезонная динамика нерестовой миграции атлантического лосося летней биологической группы в 1980–2000 гг. в р. Тулома (Биология, воспроизводство ..., 2005)

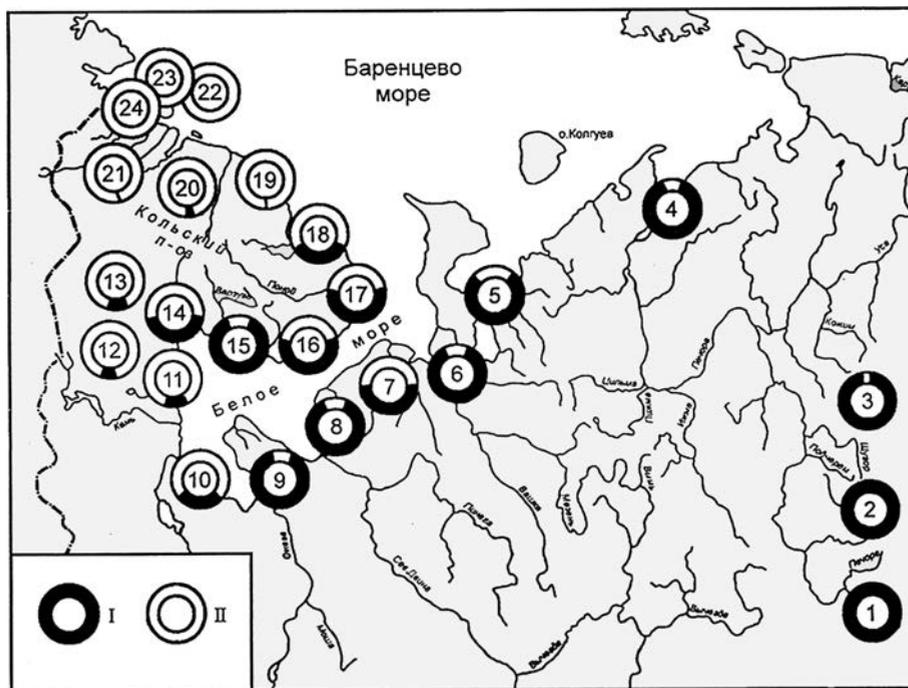


Рис. 3.8. Соотношение рыб осенней (I) и летней (II) биологических групп в популяциях атлантического лосося на Севере России (по Мартынов, 2007)

1 – верховья Печоры, 2 – р. Илыч, 3 – р. Шугор, 4 – устье Печоры, 5 – р. Волонга, 6 – р. Мезень, 7 – р. Сояна, 8 – р. Сев.Двина, 9 – р. Онега, 10 – р. Выг, 11 – р. Паньгома, 12 – р. Кереть, 13 – р. Колвица, 14 – р. Умба, 15 – р. Варзуга, 16 – р. Стрельна, 17 – р. Поной, 18 – р. Йоканьга, 19 – р. Сидоровка, 20 – р. Кола, 21 – р. Тулома, 22 – р. Ура, 23 – р. Большая Западная Лица, 24 – р. Печенга

(Берг, 1953; Никольский, 1961; Павлов, Рубан, Соколов, 2000; Pavlov, Ruban, Sokolov, 2001; Ходоревская, Рубан, Павлов, 2007 и др.)

Для осетровых была разработана (Гербильский, 1957; Bemis, Kynard, 1997; Pavlov, Ruban, Sokolov, 2002; Ходоревская, Рубан, Павлов, 2007) схема, согласно которой их нерестовые миграции имеют один или два шага (стадии) с различным промежутком времени между собственно миграцией и нерестом. В зависимости от энергетических ресурсов миграция может быть длиннее или короче. В случае одношаговой миграции (яровая форма) рыбы в весенние или первые летние месяцы движутся вверх по реке к нерестилищам в нижнем и среднем течении реки, начинают миграцию в полной готовности к нересту. Этот тип миграции обычно считается наиболее общим для ныне живущих осетрообразных. Двухшаговые миграции могут быть короткими и длинными. Короткие двухшаговые нерестовые миграции включают миграции вверх по течению, обычно осенью, с зимовкой около нерестилищ, и очень короткой миграцией к нерестилищам весной. Длинные двухшаговые миграции свойственны рыбам, которые после начальной миграции вверх по течению проводят зиму или лето или то и другое в реке, а затем совершают протяженную миграцию к нерестилищам, проводя в пресной воде от 12 до 15 месяцев.

3.4. СУТОЧНЫЙ РИТМ НЕРЕСТОВЫХ МИГРАЦИЙ

По суточному ритму нерестовых миграций против течения рыб делят на четыре группы (Павлов, 1979): дневные, ночные, сумеречные (сумеречно-дневные и сумеречно-ночные) и круглосуточные с максимумом в ночные часы (рис. 3.9, вклейка).

К рыбам с *дневным типом миграции* относятся сельдь, лещ, вобла, чехонь, красноперка, окунь и др. Изменение интенсивности миграции этих рыб довольно четко соответствует изменению освещенности, увеличиваясь при ее утреннем подъеме. Основная миграция происходит при освещенности порядка десятков тысяч люкс. В сумерках миграция ослабевает и ночью при освещенности порядка 0,01–0,001 лк полностью прекращается (рис. 3.10).

Подобная динамика миграции на-

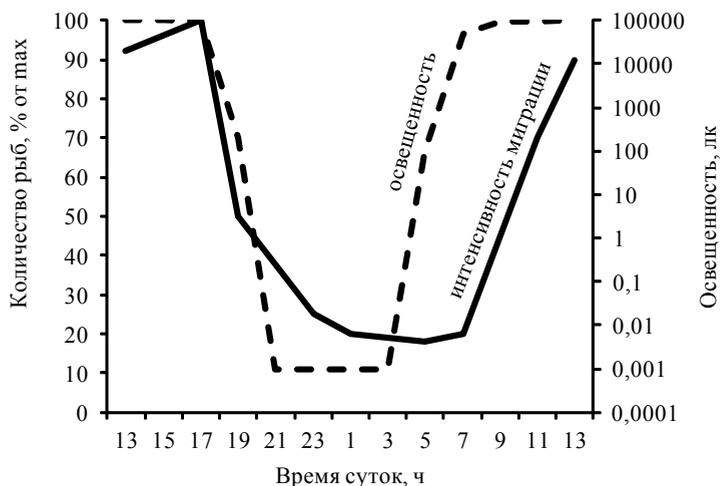


Рис. 3.10. Суточная динамика нерестовой миграции сельди-черноспинки в дельте Волги – дневной тип миграции (по Павлов, 1979)

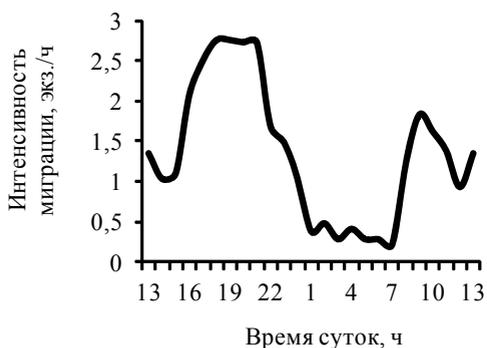


Рис. 3.11. Суточная динамика нерестовой миграции анадромной микижи в р. Утхолок за период с 22.09 по 20.10.2007 г. по данным стационарных наблюдений сонаром DIDSON (по Pavlov, Borisenko, Pashin, 2009)

блюдалась, по данным непрерывных стационарных наблюдений с помощью сонара DIDSON, у камчатской семги в период с 22 сентября по 20 октября 2007 г. в р. Утхолок (Pavlov, Borisenko, Pashin, 2009) (рис. 3.11).

Ночной тип миграции наблюдается у судака, сома *Silurus glanis*, миноги *Lethenteron camtschaticum* при освещенности 0,01–0,001 лк. Максимальная интенсивность миграций этих рыб происходит при освещенности порядка тысячных долей люкса. Наличие луны может снизить интенсивность их миграций (рис. 3.12).

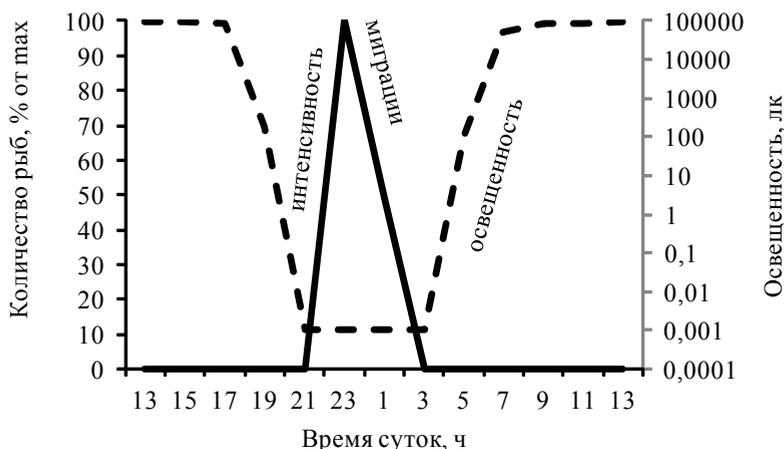


Рис. 3.12. Суточная динамика нерестовой миграции судака в дельте Волги – ночной тип миграции (по Павлов, 1979)

Сумеречный тип миграции встречается у атлантического лосося, сазана и густеры. Миграция этих рыб происходит в широком диапазоне освещенности от тысячных долей люкса до тысяч люкс. Данный тип миграции можно разделить на сумеречно-дневной (сазан, атлантический лосось) и сумеречно-ночной (густера) (рис. 3.13). В пасмурную погоду, когда освещенность из-за облачности существенно снижается, рыбы сумеречно-дневного типа мигрируют и днем. Основным условием миграции является не время суток, а освещенность. Так, например, миграция атлантического лосося происходит в основном при освещенности 5000–15000 лк, и если такая освещенность имеется днем, то миграция происходит и в эти часы (рис. 4.30).

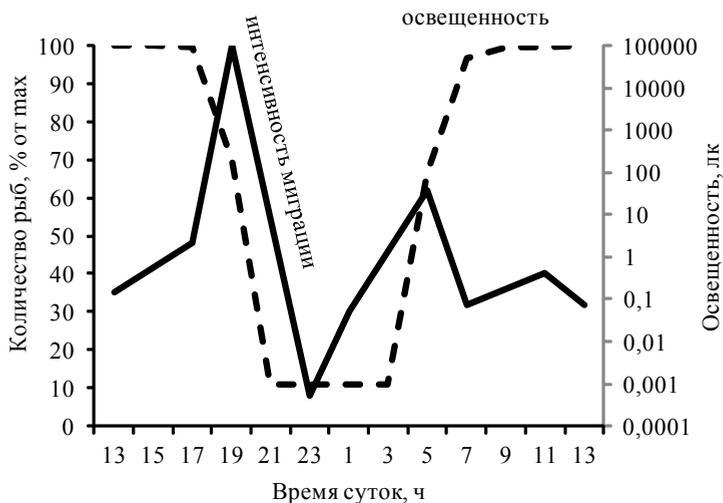


Рис. 3.13. Суточная динамика нерестовой миграции сазана в дельте Волги – сумеречный тип миграции (по Павлов, 1979)

К *круглосуточному типу* миграций относится осетр, севрюга, рыбац и другие виды рыб. Максимум миграции этих рыб приходится в основном на ночные часы, но интенсивность миграции достаточно высока и днем (рис. 3.14).

В течение сезона суточная динамика хода осетровых и других видов рыб изменяется в соответствии с сезонными изменениями ритмики освещенности (к осени увеличивается ночной период миграции рыб). Кроме того, следует отметить большое влияние на этот тип миграции мутности воды. Так, в дельте Волги (рис. 3.14), где в период паводка наблюдается повышенная мутность воды, ин-

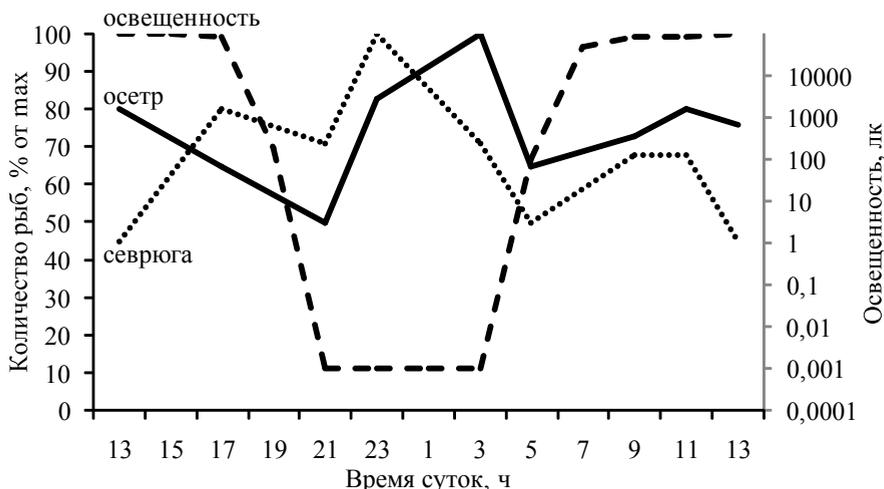


Рис. 3.14. Суточная динамика нерестовой миграции осетра и севрюги в дельте Волги (по Павлов, 1979)

тенсивность миграции в дневные часы составляла до 80% от ночного максимума. В то время как в рыбопропускном сооружении Волгоградского гидроузла, она не превышала 50% (рис.4.28). Надо полагать, что мутность воды будет влиять на суточную динамику миграций и при других типах миграции (Banks, 1969; Павлов, 1979).

Рассматривая связь типа суточной ритмики нерестовой миграции рыб против течения с особенностями их ориентации в потоке воды, отметим, что к дневному и сумеречным типам относятся пелагические рыбы с ведущим зрительным механизмом ориентации в потоке, к ночному и круглосуточному – донные и придонные рыбы в основном с тактильным механизмом ориентации (сом, судак) или с развитым сумеречным зрением (судак, рыбец и др.). Таким образом, особенности ориентации имеют большое значение в формировании суточной ритмики нерестовой миграции рыб (Павлов, 1979). Если учесть, что пелагические рыбы имеют низкие пороговые и высокие критические скорости течения, а донные – наоборот, то можно составить представление (рис. 3.15, вклейка) об основных стереотипах поведения нерестовых мигрантов в потоке воды – стереотипы донных и пелагических рыб.

3.5. ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МИГРАНТОВ

Вертикальное распределение рыб во время нерестовых миграций в реке различно у рыб разных видов и зависит от многих факторов (освещенность, прозрачность, скорость течения, гидравлическая структура потока, стадии зрелости половых продуктов и др.).

Результаты лова плавными сетями (рис. 3.16) на разной глубине потока в дельте Волги (главный банк) и на р. Дон (1965–1973 гг.) показали разнообразную картину распределения мигрантов (Павлов, 1979): осетровые (осетр, севрюга, белуга, стерлядь *Acipenser ruthenus*) попадались исключительно в сети, плывущие у дна реки; сельдевые (р. *Alosa*) мигрировали в толще воды 3,5–5,0 м (сельдь-черноспинка, р. Волга) или в верхней половине потока (черноморско-азовская проходная сельдь *Alosa immaculate*, р. Дон) и практически никогда не встречались в сетях, плывущих у дна; лещ, чехонь, синец *Abramis ballerus*, жерех *Aspius aspius* мигрировали преимущественно (82–100%) в поверхностных слоях потока; а вобла, судак, сом, густера, рыбец – в нижних горизонтах, у дна (90–100%).

Визуальные подводные наблюдения, проведенные в 1960 г. под Волгоградской плотиной показали, что осетр и севрюга продвигаются против течения непосредственно у самого дна, не выше 5–15 см от его поверхности (Павлов, 1979).

По материалам А.П. Сливка (1972), проанализировавшего попадание рыб по высоте плавной сети, русский осетр, севрюга и белуга плывут над дном на расстоянии около 30–50 см. Самки исследованных видов осетровых мигрируют значительно ближе ко дну, чем самцы, которые предпочитают мигрировать на расстоянии 15–50 см от дна. Наиболее высоко от дна держится белуга. Дополнительный

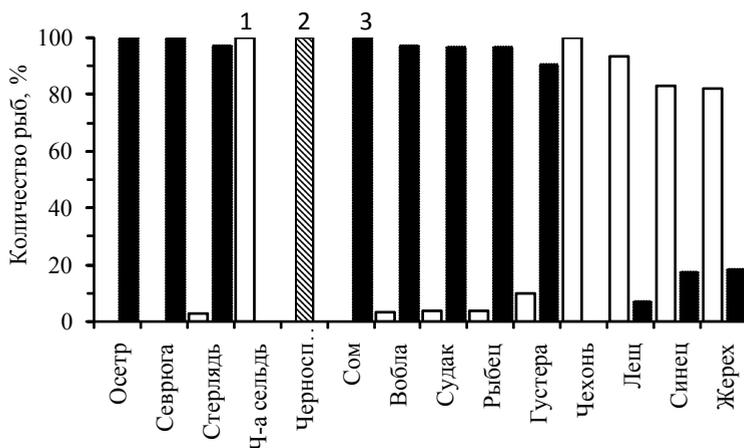


Рис. 3.16. Вертикальное распределение рыб во время нерестовой миграции в р. Волга и р. Дон (по Павлов, 1979)

Количество рыб в горизонтах потока: 1–поверхность, 2 – полводы (3,5 – 5,0 м), 3 – дно. Материалы 393 ловов плавной сетью, количество отловленных рыб, экз.: осетр – 214, севрюга – 211, стерлядь – 54, черноморско-азовская проходная сельдь (здесь и далее ч-а сельдь) – 265, сельдь-черноспинка – 72, чехонь – 269, жерех – 44, синец – 99, лещ – 66, вобла – 1798, судак – 35, густера – 65, сом – 7, рыбец – 54

материал, собранный нами совместно с А.П. Сливка в 1972–1973 гг. подтвердил его прежние выводы.

Данные гидроакустических съемок и биотелеметрии по главному руслу (р. Волги) для участков с глубиной более 15 м подтверждают эти наблюдения. Около 70% производителей осетровых придерживаются придонного горизонта. Однако при меньшей глубине реки они встречаются также в средних и верхних слоях потока (Поддубный, Малинин, 1988).

Производители осетровых, мигрирующие в р. Волгу, совершают периодические подъемы в толщу воды и к ее поверхности, что сопровождается эффектным «выпрыгиванием» из воды, при этом хвост рыбы находится в воде. Рыба на очень короткое время остается в этом положении. Чаще всего подъемы совершает осетр, реже севрюга, а белуга очень редко. Такое поведение характерно на протяжении всего пути нерестовой миграции. Роль выпрыгивания производителей осетровых пока остается невыясненной, однако существует гипотеза, что они связаны со звуковой коммуникацией между особями (Kenneth et al., 2001).

3.6. ГОРИЗОНТАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МИГРАНТОВ

А.Н. Державин (1922), исследовав горизонтальное распределение севрюг в р. Куре в районе трех тоней, показал, что севрюга идет близко у дна и придерживается прибрежных струй, избегая приглубинных яров. Тяжелые икраные самки держатся ближе к берегам, чем самцы. По данным Т.Н. Шубиной (1971), ходовые севрюги, помеченные поплавковыми метками (р. Волга, тonya «Мужичья»), также

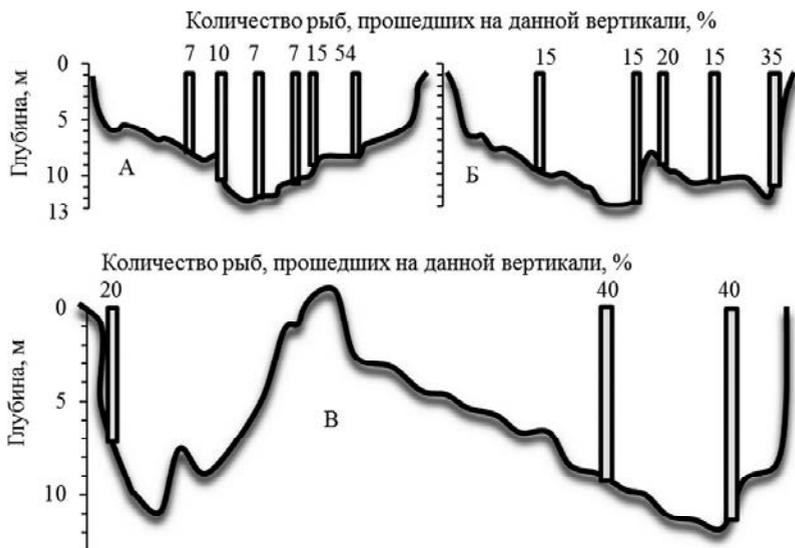


Рис. 3.17. Рельеф дна и места хода осетров (по Поддубный, 1971)

А, Б – в реке, В – в водохранилище. Цифрами обозначено количество пойманных рыб, %

предпочитали двигаться в более мелкой левой части реки и избегали правого берега, где глубина и скорость течения были больше.

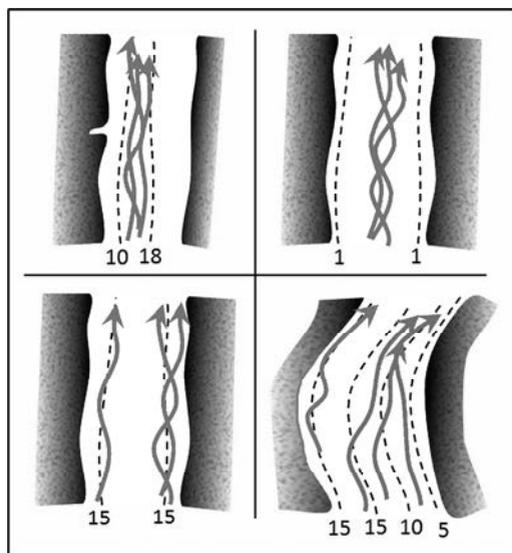


Рис. 3.18. Варианты трасс миграции меченых осетров (по Поддубный, Малинин, 1988)

(---) – изобаты, м; (—————>) – путь рыб. Числами обозначены значения глубин для приведенных изобат

А.Г. Поддубный (1971), проводя вместе со своими сотрудниками телеметрические наблюдения, пришел к важному выводу о том, что путь осетра пролегает вдоль склонов русла реки (рис. 3.17).

Во многих случаях, когда условия среды, в частности рельефа дна, просты, трасса движения осетров совпадает с определенными изобатами (рис. 3.18).

Особенно четкие результаты получены при наблюдениях в водохранилищах, где не только осетр, но и атлантический лосось, лещ и многие другие рыбы при миграциях придерживаются русловых участков или береговой линии (Поддубный, Спектор, 1967; Поддубный и др., 1968; Поддубный, 1971; Малинин, 1973 и др.). Так, например, в Нижне-Тулумское водохранилище атлантический лосось мигрирует в узкой

прибрежной полосе (Поддубный, 1971; Поддубный, Малинин, 1988; Karppinen et al., 2002; Pavlov et al., 2001). При миграции в водохранилище трассы и характер движения рыб меняются. Двигаясь вдоль берега, мигранты сравнительно легко обнаруживают устья нерестовых притоков, которые отличаются температурой и гидрохимическим составом воды. Подтопленные устья большинства притоков представлены длинными и извилистыми участками с замедленными скоростями течения. Рыбы длительное время могут находиться здесь или продолжать движение в верховья водохранилища. У многих рыб фазы движения сочетаются с фазами отдыха. Их активное перемещение чередовалось с остановками, но в целом, всегда было направлено вверх против течения. Нижне-Туломское водохранилище длиной в 60 км рыбы проходят за разное время от 1 до 3 суток. Скорость миграции семги в водохранилище изменялась от 0,1 до 2,9 км/ч (Pavlov et al., 2001).

Данные о том, что рыбы при своих миграциях в озерах и морях часто ориентируются по береговой линии, мы находим также еще в ряде работ (Jahn Laurence, 1966; Aass Feg, 1970; McCleave, Norrall, 1970; и др.). Некоторые авторы (Клыков, 1940; Танасийчук, 1948; Романов, 1949) отмечают, что проходные сельди р. *Alosa* днем идут в прибрежной части реки.

Таким образом, рельеф дна и береговой линии, как отмечают многие авторы, могут использоваться при ориентации рыб во время их миграций. Но это, конечно, не единственный фактор. Одним из важнейших факторов, определяющих горизонтальное распределение многих рыб в реке, является соотношение их плавательной способности со скоростями течения в реке (Павлов и др., 1979; Павлов, 1979; Ходоревская и др., 1974). С учетом этого фактора рассмотрим наши материалы по горизонтальному распределению ряда рыб в дельте Волги.

Осетровые. На тоне «Маячное» нами сравнивались уловы плавными сетями у рыбаков, работавших по правому берегу и по стрежню реки (табл. 3.3)

4 мая 1968 г. на тоне «Маячное» при скорости течения по стрежню у дна 0,7 м/с в уловах насчитывалось до 78% осетра и 70% севрюги. Позже, 22 мая, когда скорость

Таблица 3.3. Количество рыб у дна по стрежню (глубина 16–21 м) и по правому берегу (глубина 2,5–6,0 м) р. Волга в районе тони «Маячное» в 1968 г. (по Павлов, 1979)

Показатели	4 мая						22 мая					
	Стрежень			Правый берег			Стрежень			Правый берег		
Скорость, м/с	0,70			0,45			0,91			0,70		
Количество сплавов	14			5			33			58		
Вид	<i>N</i>	<i>n</i>	%	<i>N</i>	<i>n</i>	%	<i>N</i>	<i>n</i>	%	<i>N</i>	<i>n</i>	%
Осетр	10	0,71	78	1	0,2	22	38	1,15	56	53	0,91	44
Севрюга	33	2,36	70	5	1,0	30	41	1,24	44	92	1,57	56
Сазан	–	–	–	–	–	–	3	0,09	7	74	1,28	93
Лещ	–	–	–	–	–	–	17	0,52	28	79	1,36	72

Примечание: *N* – общее количество рыб, экз; *n* – средний вылов за один сплав, экз.; % – доля рыб, пойманных в разных частях русла.

течения по стрежню возросла до 0,9 м/с, уловы осетра в этом районе снизились на 22%, а севрюги – на 26%. Соответственно, увеличилось количество этих рыб в уловах по правому берегу, где скорость течения была ниже 0,7 м/с (Павлов, 1979). Плавательная способность севрюги при скорости течения 0,95 м/с составляла в среднем 29 мин. (15 мин. – при L = 101–110 см и 46 мин. – при L = 113–140 см), т.е. данная скорость для севрюги находится в зоне максимальных скоростей, поэтому 22 мая большая часть севрюги двигалась не по стрежню реки, а по правому, более отлогому, берегу на меньших глубинах и при меньших скоростях течения. Плавательная способность осетра почти в 1,5 раза выше, чем у севрюги, и увеличение скорости течения 22 мая оказало на его распределение менее значительное влияние, чем на севрюгу.

При сборе материала на тоне «9-я Огневка» русло р. Волги было разбито по ширине на восемь равных зон (рис. 3.19). Максимальные уловы отмечались в зо-

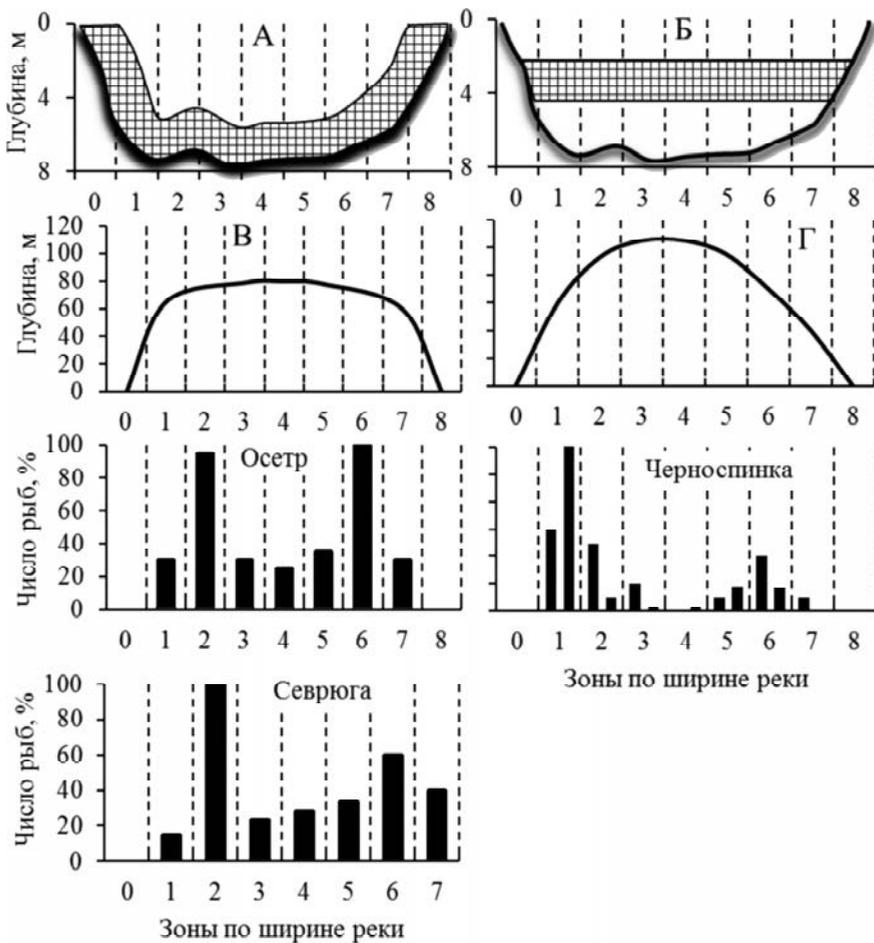


Рис. 3.19. Горизонтальное распределение рыб в низовье р. Волга во время нерестовых миграций осетра, севрюги и сельди-черноспинки (по Павлов, 1979)

А, Б – поперечный разрез реки, заштриховано положение плавной сети (А – при лове осетра и севрюги, Б – сельди-черноспинки); В, Г – эпюры скоростей течения в реке в месте лова

нах с глубиной 5–8 м: севрюги – в зонах 2, 6 и 7, где скорость течения на расстоянии 0,5 м от дна составляла 75 и 59 см/с, соответственно, осетра – в зонах 2 и 6 (скорость течения составляла 74 и 81 см/с, соответственно). В зонах 1 и 8, где глубина была в основном менее 3 м, а также в зонах 3–5 (скорость течения – 77, 87 и 84 см/с) осетр и севрюга встречались в значительно меньших количествах. Хотя средние скорости течения в зонах 3–5 были несколько выше (83 см/с), чем в зонах 2, 6 и 7 (скорость течения – 71 см/с), однако это различие было не так велико, как в предыдущем примере (тоня «Маячное»). К тому же все значения скорости течения лежали в пределах зоны крейсерских скоростей как для осетра, так и для севрюги, поэтому вряд ли в распределении осетровых в данном случае фактор скорости течения был определяющим. Видимо, в этих условиях, когда эпюра скоростей течения (не превышающих критическую скорость течения) близка к равномерной, распределение осетровых по горизонтали русла реки определяется предпочтением рыбами зон с резким перепадом глубин (свал глубин) – это особенно относится к условиям в зонах 2 и 7 (Павлов, 1979).

Сельдь-черноспинка. Ее горизонтальное распределение (горизонт потока с максимальной концентрацией рыб 3,5–5,0 м от поверхности) было неравномерным (см. рис. 3.19). Наибольшее количество было обнаружено в зонах (1, 2, 6 и 7) ($V_n = 70–100$ см/с). В зонах 3, 4, 5 и 6, где количество сельди существенно снижалось, скорости течения были заметно выше – 100–110 см/с, причем здесь чаще попадались более крупные (380–400 мм) экземпляры. Максимальное количество сельди ловилось в зоне 2, которая шла в районе большого количества суводей над резким свалом глубин по правому берегу. Массовое попадание сельди по линии суводей было отмечено нами и в 1972 г. на тоне «Маячное». В то же время наблюдения 1968 г. на той же тоне показали, что крупная сельдь (~50 см), попадавшая даже в сети с ячейей 55 мм, двигалась в толще воды и по стрежню реки, где скорости течения составляли 100–120 см/с.

Вобла. Сравнивая относительное количество рыб в уловах по стрежню реки (плавная сеть) и у берега (ставная или плавная сеть), мы пришли к выводу, что распределение воблы в отдельных протоках дельты Волги различно. В протоках, где скорости течения по стрежню составляли 60–90 см/с (например, протока Быстрая), рыбы двигались в основном у берегов при меньших скоростях. В протоках со скоростями течения 40–50 см/с по стрежню (например, протока Старая Волга) вобла мигрировала по всей ширине реки. Оптимальными для миграции воблы во всех случаях были скорости порядка 30–50 см/с. Материалы по плавательной способности воблы (Павлов, 1979) показывают, что эти скорости являются для воблы крейсерскими (при $V_n = 46$ см/с, $T_v = 56$ мин.). При скорости течения 60 см/с (примерно такая же скорость была в конце наших наблюдений за ходом воблы) плавательная способность воблы составляла в среднем 25 мин., т.е. движение большинства рыб на этих скоростях требует периодического отдыха. При скорости 78 см/с длительное движение, как правило, невозможно. Рыб сносит течением уже через 3 мин., поэтому при увеличении скорости течения до 60 см/с и выше, основная часть ходовой воблы переходит с фарватера ближе к

Таблица 3.4. Сравнение длины воблы, выловленной у берега (ставная сеть) и по стрежню реки (плавная сеть), 1973 г. дельта Волги, протока Старая Волга (по Павлов, 1979)

Дата	пол	Длина воблы			
		стержень		у берега	
		l , мм	n	l , мм	n
21–23 апреля	♀	$214,7 \pm 3,2$	34	$206,6 \pm 2,8$	27
	♂	$204,3 \pm 6,8$	7	$198,0 \pm 2,7$	25
28–30 апреля	♀	$220,4 \pm 5,0$	27	$191,9 \pm 2,1$	52
	♂	$205,0 \pm 4,0$	7	$186,8 \pm 1,4$	65
8–9 мая	♀	$207,7 \pm 1,4$	110	$201,9 \pm 0,1$	80
	♂	$199,1 \pm 2,4$	18	$193,8 \pm 2,5$	23

Примечание: n – число рыб.

берегам, где скорость течения ниже. В конце нерестового хода плавательная способность рыб в связи с изменением их физиологического состояния (увеличение степени зрелости половых продуктов) снижается. Связь горизонтального распределения воблы с ее плавательной способностью подтверждается также и тем, что средняя длина рыб (особенно самок), пойманных по стрежню, была существенно больше, чем у берега (табл. 3.4).

Лещ. В отличие от воблы, лещ, обладающий большей плавательной способностью, в начале нерестового хода почти не мигрировал у берегов при $V_n = 10$ –50 см/с. Скорости течения на участках его миграции обычно составляли 65–110 см/с (в основном, видимо, до 80 см/с). Учитывая, что V_k для самцов леща на IV стадии зрелости составляет 62–145 см/с (в среднем, 107 см/с), а для самок – 44–140 см/с (в среднем, 80 см/с), можно считать, что миграция леща идет, по-видимому, в основном на крейсерских и отчасти максимальных скоростях.

Большое значение скорость течения имеет и для распределения в потоке воды других видов рыб.

Красноперка, густера, окунь и некоторые другие рыбы (протоки Быстрая и Старая Волга) двигались против течения исключительно вдоль берегов ($V_n = 10$ –40 см/с). Судя по небольшому материалу по сазану (Павлов, 1979), он предпочитал зону со скоростью течения – 70 см/с.

Таким образом, гидравлические условия и в первую очередь скорость течения имеют большое значение для горизонтального распределения рыб в русле реки при их нерестовой миграции. Движение рыб против течения происходит в основном в режиме крейсерских и реже максимальных скоростей. Увеличение скорости течения в реке выше величин этих скоростей вызывает отход рыб к берегам. Помимо скорости течения для распределения донных рыб, например осетровых, очень важен рельеф дна (тактильные стимулы) роль которого особенно возрастает при значениях V_n ниже критических ($0,5 V_k$ и ниже).

3.7. СКОРОСТЬ МИГРАЦИИ РЫБ

Скорости движения рыб в период миграций давно интересуют исследователей. Ориентируясь на изменение интенсивности уловов на различных тонях по длине реки или на поимку меченых рыб, исследователи, как правило, определяли среднесуточную скорость движения рыб относительно берегов (табл. 3.5). Подобные данные, хотя часто и разноречивы, но все же представляют интерес, особенно при прогнозировании подхода промысловых скоплений рыб. Однако эти материалы совершенно не дают представления об истинной скорости миграций рыб, так как в большинстве случаев скорости течения в районе миграций не указываются.

Большой интерес представляют те редкие материалы, в которых приводятся данные о средней скорости течения в реке и дается вычисление среднесуточной абсолютной скорости рыб. Однако в этих расчетах обычно не учитывается суточ-

Таблица 3.5. Скорость нерестовой миграции рыб в пресных водах (по Павлов, 1979)

Виды рыб	V _{р.о.} , км/сут.	V _{р.а.}		Скорость течения, м/с	Река/водохранилище, озеро	Источник
		в среднем, км/сут.	На отдельных дистанциях, м/с			
Осетр	18,0–20,0	50,0		0,23–0,28	р. Волга	по Шубина, 1971
	18,0–36,0*	100		0,94	р. Волга	по Сливка, 1974
	24,0–36,0		0,35–0,70	0,10–0,30	Волгоградское водохранилище	по Поддубный, 1971
			0,85–0,96	0,40–0,80	р. Волга	–“–
			1,10	0,70–1,20	–“–	–“–
Севрюга	11,0–15,0	35,0–85,0		0,30–0,90	–“–	Шубина, 1971
			0,43–0,48	0,30	–“–	
	7,5–17,0	110,0		0,94	–“–	по Сливка, 1974
	20,0	92,0		0,83	р. Кура	по Шмидт, 1947
	24,0		0,83	0,50–0,60	–“–	по Малинин, 1973
Сельдь черноспинка	20,0–36,0			0,70–1,40**	р. Волга	Никольский, 1954
Кета	47,0	115,0			р. Амур	по Шмидт, 1947
Нерка	59,0	195,0		1,55	оз. Стюарт Лейк	по Idler, Clemens, 1959
			0,53–0,97	0,53	Река	по Ellis, 1962
Кижуч			0,53–0,96	0,53	–“–	–“–
Чавыча	44,0		2,0	0,15–0,60	р. Колумбия	по Johnson, 1960
Атланти-ческий лосось	21,0–47,0*		0,97–2,50	до 0,80	р. Тулома	по Поддубный, 1971
			2,20	до 0,30	Туломское водохранилище	–“–

Примечание: * по данным ряда авторов; ** по нашим данным; V_{р.а.} – скорость движения рыб относительно потока; V_{р.о.} – скорость движения рыб относительно берега.

ная ритмика движения рыб, а также редко принимается во внимание то, что рыбы двигаются в определенных зонах потока. Значительно более точными являются материалы телеметрических наблюдений. Пересчитав данные разных авторов в единую систему единиц (в м/с), мы получили величины абсолютных скоростей – $V_{p,a}$ (скорость движения рыб с учетом скорости течения) для некоторых видов (табл. 3.5) (Павлов, 1979).

Этот материал интересен тем, что он указывает на увеличение абсолютных скоростей движения с увеличением скорости течения. При этом абсолютные скорости движения превышают V_n в 1,5–2,5 раза.

В предыдущем разделе было показано, что в период паводка в дельте Волги миграция осетра идет в зоне скоростей течения 75–90 см/с, севрюги – 60–80; сельди-черноспинки – 80–120, леща – 65–110, воблы – 30–50, сазана – 70, густеры и красноперки – 20–40 см/с. Для трех видов рыб нам удалось найти в литературе (Павлов, 1979) данные по относительной скорости их миграции в р. Волге: осетр – 15–30, севрюга – 8–14, сельдь-черноспинка – 20–36 км/сут. Ориентируясь на эти цифры, а также на то, что миграция черноспинки идет не более 16 часов в сутки, мы рассчитали, что абсолютные скорости миграции в период паводка в исследуемом районе составляют для осетра 92–125 см/с, севрюги – 69–95, сельди-черноспинки 92–183 см/с или, соответственно, 0,65–0,8; 0,5–0,95 и 3–4,52 Л/с.

С помощью мечения было определено, что русский осетр во время нерестовой миграции перемещается за сутки на расстояние 7,5–17,6 км относительно берега и около 100 км относительно воды при скорости потока 0,94 м/с, а севрюга – 110 км относительно воды (Красиков, 1981а, 1981б).

Обширный материал по фактическим скоростям плавания рыб во время миграций получен при биотелеметрических исследованиях. В таблице 3.6. представ-

Таблица 3.6. Скорость плавания рыб во время нерестовой миграции по результатам телеметрических наблюдений (по Поддубный, Малинин, 1988)

Виды рыб	Длина, L, м	Скорость движения рыб без учета течения, м/с	Скорость течения, м/с	Фактическая скорость плавания рыб	
				м/с	Л/с
Осетр	0,8–1,3	0,7/0,15*	0,5–0,9	1,6/0,85	1,5/0,8
	0,8–1,3	0,9/0,33	0,2–0,3	1,2/0,5	1,1/0,5
Севрюга	0,7–1,2	0,7/0,12	0,3–0,6	1,3/0,45	1,3/0,45
Семга	0,5–0,7	2,2/0,25	0,1–0,4	1,6/0,55	4,3/0,9
	0,5–0,7	1,2/0,1	0,6–0,9	2,1/0,8	3,5/1,3
Чавыча	0,6–0,8	2,0/0,75	0,15–0,60	2,6/1,1	3,7/1,4
Нерка	0,6–0,7	1,7/0,46	до 0,3	2,0/0,7	3,1/1,1
Шед	0,4–0,5	–	0,6–0,8	2,5/0,73	6,7/2,8
Угорь	0,7–0,8	0,8/0,4	до 0,3	1,1/0,5	1,7/0,7

Примечание: *в числителе – максимальные величины, в знаменателе – средние величины.

Таблица 3.7. Телеметрические данные по нерестовой миграции атлантического лосося в Нижне-Тулломском водохранилище (по Поддубный, Малинин, 1988)

Длина рыбы, м	Продолжительность движения, ч	Пройденный путь, км	Фактическая скорость плавания рыб, L/c*
0,53	5	5,70	0,97
0,55	4	3,85	0,81
0,58	7	5,45	0,71
0,60	24	20,88	0,73
0,65	5	1,95	0,47
0,65	17	21,00	0,83
0,62	2	4,30	1,20
0,71	12	20,10	0,90
0,75	6	6,30	0,64
0,80	3	2,56	0,55

Примечание: * скорость встречного течения 0,1–0,3 м/с.

лены некоторые обобщенные данные по скорости плавания проходных рыб в абсолютных (м/с) и относительных (L/c, где L – полная длина рыб) показателях. Видно, что средняя скорость для большинства рыб в редких случаях превышает 1 L/c. Наибольшая величина, характерная для небольших отрезков времени (1 час), у лососевых рыб достигает 3–4 L/c, у осетровых – 1–5 L/c (Поддубный, Малинин, 1988).

В таблице 3.7. приведены данные по миграции атлантического лосося на одних и тех же участках Нижне-Тулломского водохранилища. Было установлено, что индивидуальные различия в скоростях движения рыб варьируют от 0,47 до 1,2 L/c.

При телеметрических наблюдениях за атлантическим лососем и осетром во время анадромной миграции было установлено, что абсолютные скорости плавания рыб возрастают при увеличении скорости встречного течения. Увеличение фактической скорости плавания обычно происходит по мере возрастания скорости течений до определенных величин: для атлантического лосося в Нижнем течении р. Туломы – до 0,8 м/с, для осетра на Нижней Волге – до 0,9–1,1 м/с, на Средней Волге – 0,5–0,6 м/с. Нарастание скорости потоков выше этих величин приводит к уменьшению скорости плавания рыб. Более того, этот процесс обычно сопровождается изменением курса движения рыб, уходом их в зоны с меньшими течениями. Нередко отмечалось, что при встрече сильного потока воды мигранты обходят его стороной или, если это представляется возможным, передвигаются вверх галсами. Галсовидное движение определяется сочетанием активного подъема рыб вверх и их сноса течением. Обычно в результате такого перемещения рыба оказывается в зонах с замедленными потоками воды, в которых она и продолжает дальнейшее движение (Поддубный, Малинин, 1988).

В местах с малыми скоростями течений, например в водохранилищах, скорость продвижения вверх относительно берега несколько возрастает, но при учете встречных потоков оказывается, что истинная скорость плавания рыб заметно уменьшается (рис. 3.20) (Поддубный, Малинин, 1988; Pavlov et al., 2001).

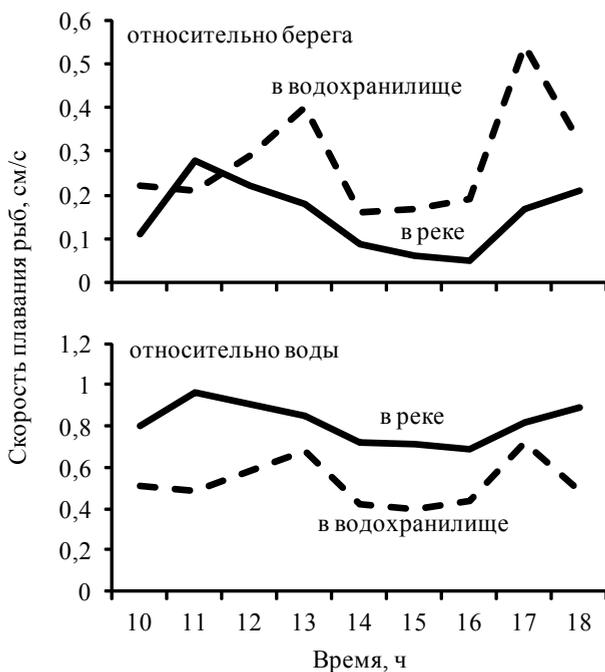


Рис. 3.20. Скорости плавания осетров в светлое время суток (по Поддубный, Малинин, 1988)

Нетрудно заметить, что скорости миграции осетра и севрюги, как представителей донных рыб, намного ниже, чем у сельди и других проходных пелагических рыб, например у атлантического лосося, нерки и чавычи. Эти данные вполне соответствуют материалам, представленным в главе 2. Однако благодаря адаптации к движению в более выгодном по энергетическим затратам горизонте потока ($V_{\text{п}}$ у дна обычно на 40–45% ниже, чем у поверхности) донные рыбы имеют достаточно высокие и вполне сравнимые с пелагическими скорости миграций относительно берега. Так же, как проходные пелагические рыбы (лососевые, сельдевые), проходные донные рыбы (осетровые, некоторые карповые – рыбец, усач) способны подниматься против течения на многие сотни километров вверх по реке.

Таким образом, миграция происходит обычно в режиме крейсерских и реже максимальных скоростей плавания рыб. Если скорости течения по стрежню реки превышают плавательную способность рыб, то они перемещаются ближе к берегам в зоны с меньшими скоростями. Наличие водоворотов и круговых течений приводит к дезориентации мигрантов, к их задержке и накоплению в этих зонах. Несмотря на то, что скорости плавания типично донных рыб, особенно у осетровых, несколько ниже, чем у пелагических (0,5–1 и 3–4 L/c, соответственно), скорости миграций и тех, и других относительно берега вполне сравнимы между собой. Это связано с тем, что донные рыбы мигрируют в зоне потока с пониженными скоростями течения. Так, если атлантический лосось мигрирует в поверхност-

ных горизонтах с максимальной скоростью течения, то осетр предпочитает перемещаться у дна, часто выбирая места на свале глубин, где имеются хорошие условия для тактильной ориентации и скорости течения не так велики.

3.8. МИГРАЦИИ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ ПОСЛЕ НЕРЕСТА

После размножения производители рыб (если они не погибли) начинают миграцию к местам нагула. Такая миграция характерна как для проходных, так и для полупроходных и многих туводных рыб. Общее направление их движения – вниз по течению, поэтому такие миграции могут быть отнесены к катадромным или денатантным. При этом также как при анадромной миграции происходит чередование активного и пассивного движения мигрантов.

Так по данным телеметрических наблюдений (Поддубный, 1971), для скатывающихся производителей осетра характерна смена периодов активного движения и пассивного ската. По данным Т. Н. Шубиной (1971), скорость движения покатных осетров только на 10–12 см/с меньше скорости течения (34 см/с), т. е. их покатная миграция может быть отнесена к типу передвижения, названному нами активно-пассивным.

Подобный тип передвижения связан с резким снижением плавательной способности у отнерестившихся рыб. Так, например, 30% таких лещей, как было отмечено ранее (см. раздел 3.1.), сносились в сетном лотке (в ориентированном против течения состоянии) даже при скорости течения 30 см/с. Аналогичный снос отнерестившихся рыб при $V_{\text{п}} = 30$ см/с мы также наблюдали у производителей воблы, густеры, красноперки, жереха, рыбака и других видов рыб (Павлов, 1979). Об активно-пассивном типе передвижений производителей рыб в период их покатной миграции свидетельствует и тот факт, что эти рыбы попадают в плавную сеть, двигающуюся со скоростью течения.

До зарегулирования стока Волги производители белуги после размножения на непродолжительное время задерживались в районе нерестилищ, а затем преодолевали значительное расстояние от нерестилищ до взморья. Их миграция после нереста занимала 3–4 месяца. До наступления зимы практически все производители достигали взморья и не оставались на зимовку в реке. В процессе ската они начинали питаться и заканчивали миграцию уже не столь истощенными, как в ее начале.

В условиях зарегулированного стока р. Волги производители белуги, также как и до постройки плотин, задерживаются на нерестилищах после размножения и начинают питаться в реке. При этом часть производителей белуги зимует в реке, и скатывается на третий год после нереста. Эта особенность в настоящее время характерна только для белуги.

Производители озимой расы русского осетра до зарегулирования стока р. Волги после размножения в верховьях реки скатывались с остановками, находили места с обильной кормовой базой, где и задерживались на некоторое время. В отличие от белуги, их посленерестовая миграция могла затянуться на несколько лет. Даже после

постройки Куйбышевской плотины в районе Саратова встречались отнерестившиеся производители осетра, скатывающиеся с мест нагула. Их упитанность и накормленность были выше, чем у рыб после нереста. После зарегулирования стока основная часть русского осетра сразу же после нереста скатывается в море, при этом лишь очень незначительная доля производителей задерживается в реке на 1–5 месяцев с мая до октября.

Как до зарегулирования стока р. Волги, так и после производители севрюги после нереста практически не задерживаются в реке и не питаются, поэтому среди исследованных видов осетровых скорость их посленерестовой миграции максимальна. С уменьшением скорости течения в восточной части дельты Волги до 0,3 м/с, большинство производителей предпочитают скатываться по этому рукаву.

Сроки и продолжительность посленерестовой миграции производителей осетровых зависят от сроков и продолжительности их размножения и ряда факторов среды. При повышенных температурах воды миграция начинается раньше и быстрее заканчивается. Увеличение скорости течения в годы с большим объемом весеннего половодья сокращает продолжительность миграции у всех исследованных видов осетровых.

Скорость покатной миграции отнерестившихся производителей осетровых в р. Волга всегда меньше скорости течения и составляет у русского осетра 0,15–0,21 км/ч, а у севрюги – 0,29 км/ч (Поддубный, Малинин, 1988; Шубина, 1974; Ходоревская и др., 2007).

Весьма интересно и то, что пути миграций отнерестившихся производителей не совпадают с таковыми у идущих на нерест (рис. 3.21). В отличие от нерестового хода покатная миграция осетровых идет почти по всем рукавам дельты Волги. При этом их больше в тех рукавах, где больше скорость течения (Павлов, Сливка, 1972; Сливка, 1974). Другим оказывается и распределение рыб в русле реки. Так, покатные севрюги двигаются не по отлогим берегам, а по фарватеру в зоне наибольших скоростей течения (Шубина, 1971).

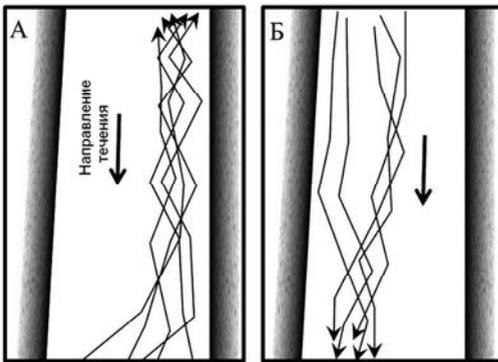


Рис. 3.21. Трассы нерестовой (А) и покатной (Б) миграций производителей осетровых в дельте р. Волга (по Поддубный, 1988)

По нашим данным (Павлов, 1979), меняется и вертикальное распределение производителей. Так, например, пути миграции отнерестившихся производителей леща лежат в основном у дна, а воблы – у поверхности, т. е. противоположны с путями миграции рыб нерестового хода. Изменение путей миграции у отнерестившихся производителей обеспечивает для большинства рыб скорейший снос течением в районы откорма, т. е. их кормовую миграцию. С другой стороны, несовпадение этих путей с таковыми для ходовых

рыб имеет важное биологическое значение, так как не ведет к дезориентации последних в результате подражания.

РЕЗЮМЕ

При нерестовых миграциях рыбы в большинстве случаев двигаются против течения, поэтому в осуществлении этих миграций большую роль играет реореакция. Расход воды в реке и связанная с ним скорость течения определяют привлечение физиологически подготовленных производителей из моря в реку и особенно их поведения в реке. Оказывая сопротивление движению рыб, течения затрудняют их миграцию, но в то же время они являются основным ориентиром при миграции производителей рыб из моря в реку, а так же в самой реке, т.е. в пути их следования к нерестилищам. Из этих двух противоположностей складываются отношения мигрант–поток.

Сезонная динамика нерестовых миграций разнообразна и различается не только у рыб разных видов, но часто и у рыб одного вида – яровые и озимые расы. Образование внутривидовых группировок, отличающихся по времени захода в реку, протяженности миграций, наличию коротких одношаговых или длинных (с зимовкой в реке) двухшаговых миграций представляет собой важное приспособление. Оно обеспечивает наиболее полное освоение нерестилищ на всем протяжении реки.

По суточному ритму нерестовые миграции в реке можно разделить на четыре типа: дневные, ночные, сумеречные (сумеречно-дневные и сумеречно-ночные) и круглосуточные. Эти типы во многом связаны с общими типами поведения и двигательной активности рыб в течение суток. При этом у дневных и сумеречных рыб ведущий механизм ориентации в потоке – зрительный, и они мигрируют в основном в пелагиали или по мелководью. Ночные и круглосуточные мигранты двигаются против течения у дна. Ведущий механизм ориентации у них обычно тактильный. Донные рыбы, особенно такие, как осетровые, имеют значительно меньшие абсолютные скорости миграции (0,5–1,0 л/с), чем пелагические (3,0–4,5 л/с). Однако скорость их миграции относительно берега отличаются не так резко и вполне сравнима с таковой для пелагических рыб. Это связано с тем, что донные рыбы мигрируют в зоне потока с пониженными скоростями течения.

Гидравлические условия, главным образом, скорости течения, играют большую роль и в горизонтальном распределении рыб в русле реки. Миграция рыб идет обычно в режиме крейсерских и реже максимальных скоростей. Если скорости течения по стрежню реки превышают плавательную способность рыб, то они перемещаются ближе к берегам в зоны с меньшими скоростями. Такое смещение у полупроходных рыб происходит и по мере созревания половых продуктов и связано с соответствующим снижением плавательной способности. В распределении донных рыб помимо скоростей течения, особенно при их низких значениях ($V_n < 0,5V_k$), большую роль играет рельеф дна, т.е. тактильные стимулы.

В период нерестовой миграции встречаются различные типы передвижения рыб относительно течения. Основным является активный тип продвижения, связанный с миграцией рыб вверх против течения. Наряду с ним встречается и активно-пассивный тип, значение которого увеличивается по мере приближения момента нереста и миграции полупроходных рыб из реки на нерест в ильмено-полойную систему, а также в период покатной (кормовой) миграции отнерестившихся производителей в море. Трассы миграций отнерестившихся производителей не совпадают с трассами нерестовых мигрантов.

Активное движение нерестовых мигрантов против течения, в русле реки, как правило, чередуется с замедлением движения, остановками и скатом на отдельных участках. При наличии резких изменений скоростной структуры потока, водоворотов и круговых течений (на ямах, излучинах рек, за островами, косами) мигранты приостанавливают свой ход и скапливаются в этих районах.

Зарегулирование стока рек оказывает негативное влияние на нерестовые миграции рыб. Плотины сокращают их протяженность, делая невозможным (частично или полностью) достижение нерестилищ. Сезонная и суточная деформация стока ведут к соответствующей деформации ритмики миграции и условий размножения на нерестилищах. Зимние попуски провоцируют подъем с мест зимовки и резорбцию половых продуктов. Импульсные потоки ведут к искажению пространственно-временных особенностей распределения и передвижения рыб.

* * *

Fish are usually moving against the current during their spawning migrations. Therefore, rheoreaction plays a major role there. Water discharge in the river and the associated flow speed attract physiologically capable spawners from the sea to the river and affect their behavioural strategies in the river. Resisting upstream movement of the fish, water flow hinders migration. However, it represents the main orienting factor during the migration of spawners to the river from the sea as well as during their passage to the spawning grounds. These two opposing effects are shaping the whole relationships between the migrant and the water flow.

Seasonal dynamics of spawning migrations is diverse and differs not only in fish of different species, but also within the species (e.g. vernal and hiemal races). Formation of within-species groups characterised by differential entrance into the river, the length of the migration, short one-step or more prolonged (wintering in river) two-step migrations is adaptive because it facilitates more complete resource exploitation along the whole river channel.

Four types of spawning migrations could be distinguished by the pattern of their diurnal rhythm: daylight; night; twilight (dusk and dawn) and continuous (twenty-four-hour). These types are significantly associated with diurnal locomotion patterns of the fish and their behavioural strategies. The daylight and twilight fishes mainly use vision for orientation in the water flow and migrate preferentially in the pelagial and shallows. Night and continuous migrants tend to move against the current near the bottom. Their orientation is mainly tactile. Bottom dwelling fish, such as sturgeons, are characterized

by significantly lower absolute migration speeds (0,5–1,0 l/s) than pelagic (3,0–4,5 l/s). However, the speed of their migration with respect to the shore landmarks is not very different from that in pelagic fish. This is associated with the fact that bottom-dwellers migrate in the flow zones with reduced current velocities.

Hydraulic conditions, mainly the flow velocity, play substantial role also in the horizontal distribution of fish in the river channel. Fish usually migrate with the cruising, more rarely, maximum speed. If the velocity of the flow along the channel exceeds the fish swimming performance, they move closer to the shore where the current is slower. Such a pattern is observed in semi-anadromous fish as their gonads mature and is associated with it reduction in swimming performance. The bottom relief (tactile stimuli) plays a substantial role in the distribution of bottom dwelling fish in addition to the flow speed, especially when the latter are lower than 0,5 of critical curent velocity for fish.

Different types of fish movement with respect to the flow can be observed during spawning migrations. The most common is the active type involving active locomotion upstream against the flow. Additionally, the active-passive type can also be encountered. Its significance in semi-anadromous fish increases as the moment of spawning from the river to the floodplain system approaches, as well as during the downstream (feeding) migration of spawners to the sea. Migration trajectories of spawned breeders do not coincide with the trajectories of migrants going for spawning.

Active movement of spawning migrants in the river channel against the flow usually alternates with periods of slow movement, stops and downstream transitions in certain areas. When the migrating fish encounter abrupt changes of the flow velocity structure, such as vortexes and circular flows (at deeps, meanders, behind islands and sandspits), they decelerate migration and aggregate in such areas.

River flow regulation negatively affects spawning migrations of fish. Dams reduce their length, making spawning sites partially or fully inaccessible. Seasonal and diurnal interruption of the flow brings about correlated deformations of the migration rhythms and impair the conditions for the fish breeding. Winter interruptions provoke breaking out from the wintering sites and resorption of the genital products. Impulse flows impair spatio-temporal distribution and migration of the fish.

Глава 4

ОСНОВЫ СОЗДАНИЯ И ПРИМЕНЕНИЯ РЫБОПРОПУСКНЫХ СООРУЖЕНИЙ

Для пропуска нерестовых мигрантов через искусственные преграды (плотины), а также через естественные преграды (пороги, стремнины рек) строятся рыбопропускные сооружения (РПС), позволяющие пропускать производителей к сохранившимся после зарегулирования рек участкам нерестилищ или нерестово-выростным участкам рек, к которым рыбы ранее доступа не имели. Опыт применения подобных сооружений уже насчитывает около 400 лет (Clay, 1961, 1995; Kamula, 2001). Биологические, гидравлические, инженерные критерии их создания и применения были затронуты в ряде обзорных работ, упомянутых во введении. Обратим внимание, прежде всего, на некоторые из этих работ (Тихий, Викторов, 1940; Clay, 1961, 1995; Павлов, 1979; Малеванчик, Никоноров, 1984; Bell, 1973, 1986, 1990a; Pavlov, 1989; Шкура, 1999; Larinier, 2002; Castro-Santos, Haro, 2005, 2010).

В данной главе будут рассмотрены те исследования, которые были проведены в основном в нашей стране. Внимание будет сконцентрировано на биогидравлических основах создания и применения РПС; распределении рыб в нижних бьефах гидроузлов; биогидравлическом моделировании; привлечении рыб в РПС; размещении РПС и компоновке сооружений гидроузлов; а также на поведении рыб в РПС и обеспечении их выпуска для дальнейшей миграции. В начале главы мы сочли необходимым дать краткое описание технологий и конструкций для пропуска рыб через преграды.

4.1. КРАТКОЕ ОПИСАНИЕ КОНСТРУКЦИЙ И ТЕХНОЛОГИИ РЫБОПРОПУСКА

В настоящее время в России и за рубежом существует два основных типа конструкций для пропуска рыб через искусственные и естественные преграды: рыбоходы и рыбоподъемники. В сооружениях, работающих по рыбоходному принципу, создаются определенные гидравлические условия, и нерестовые мигранты самостоятельно преодолевают напор воды при перемещении из нижнего бьефа в верхний. Миграция реализуется при небольших напорах воды. В сооружениях, работающих по рыбоподъемному принципу, перевод рыб из нижнего бьефа в верхний

осуществляется путем шлюзования или перемещения в контейнерах, последнее возможно при любых напорах воды.

В некоторых случаях в нижнем бьефе гидроузла при помощи специальных плавучих установок накапливают производителей; далее, к местам нереста, их перевозят в специальных контейнерах автомобильным или речным транспортом.

Имеется большое число публикаций, в которых дается описание различных конструкций рыбопропускных сооружений: (Малеванчик, Никоноров, 1984; Шкура, 1999; Чистяков, 2006; Bell, 1986; 1990; Clay, 1961, 1995; Powers, Orborn, et al., 1985; Katopodis, 1992; Larinier, 2000, 2002a,b,c,d; Porcher J.P., 2002; Travade, Larinier, 2002; Tsunsumi Naoto, 2002; Marmulla, Larinier, 2004; Kamula, 2005; Oohira Yutaka et al., 2006 и др.).

Можно выделить следующие группы сооружений:

- рыбоходы с полными перегородками (рис. 4.1);
- рыбоходы с неполными перегородками (рис. 4.2.);
- рыбоходы с усиленной шероховатостью (рис. 4.3.);
- рыбоходы под дамбой (рис. 4.4.);
- природоимитирующие рыбоходы (рис. 4.5);
- рыбоходы для пропуска угря (угреходы) (рис. 4.6);
- рыбопропускные шлюзы (рис. 4.7);
- гидравлические рыбоподъемники (рис. 4.8);
- механические рыбоподъемники (рис. 4.9).

Согласно существующей в России классификации (СНиП 2.06.07-87, «Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения»), все рыбопропускные сооружения подразделяются на две группы: рыбоходные и рыбоподъемные (табл. 4.1).

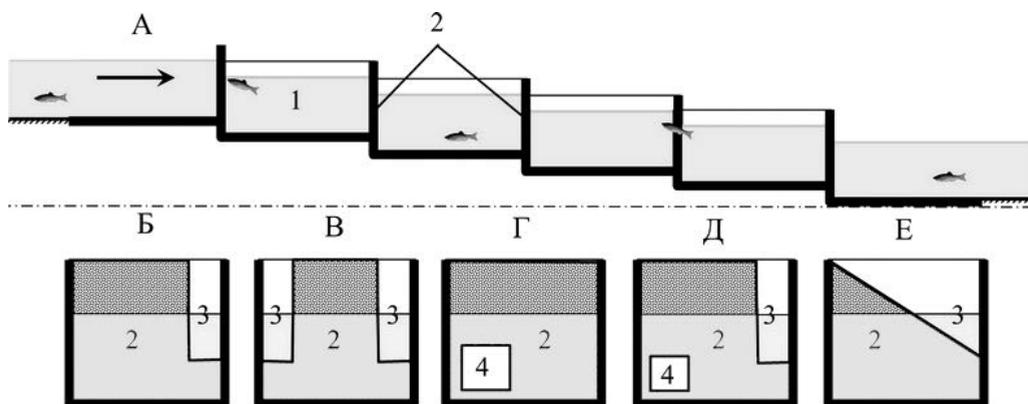


Рис. 4.1. Лестничный рыбоход с полными перегородками (по Чистякову, 2006)

А – продольный разрез рыбохода, Б, В, Г, Д, Е – варианты вливных отверстий (поперечные разрезы); 1 – рыбоходный тракт, 2 – перегородка, 3 – поверхностное вливное отверстие, 4 – донное вливное отверстие; \longrightarrow – направление течения

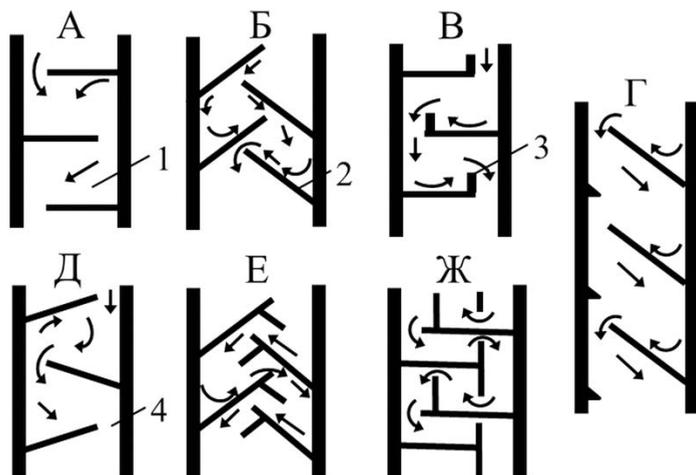


Рис. 4.2. Конструктивное решение неполных перегородок в лотковых рыбоходах (по Чистякову, 2006)

А, Б, В, Г, Д, Е, Ж – фрагменты рыбоходного тракта с различными схемами расположения неполных перегородок; 1 – рыбоходный тракт, 2 – перегородка, 3 – потоконаправляющий элемент, 4 – вливное отверстие; \longrightarrow – направление течения

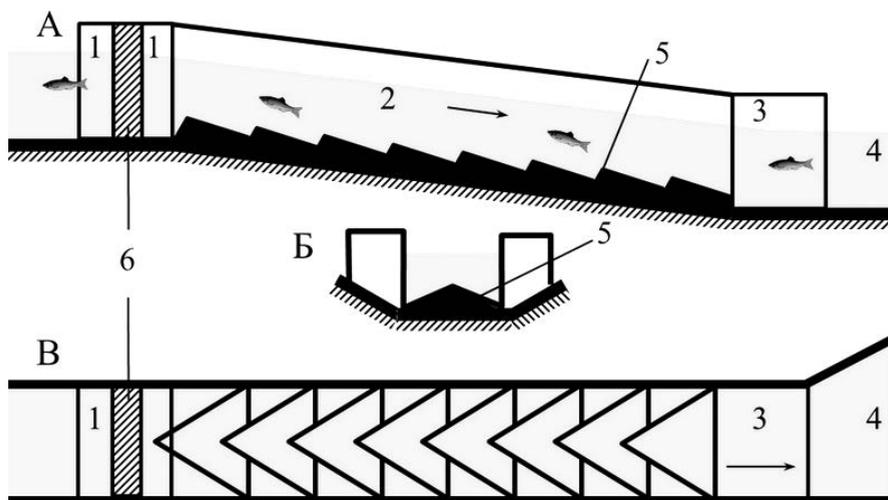


Рис. 4.3. Лотковый рыбоход с усиленной шероховатостью (по Чистякову, 2006)

А – продольный разрез, Б – поперечный разрез, В – вид в плане; 1 – выходной оголовок, 2 – тракт, 3 – входной оголовок, 4 – подходный участок, 5 – устройство для гашения скорости воды, 6 – устройство для регулирования расхода; \longrightarrow – направление течения

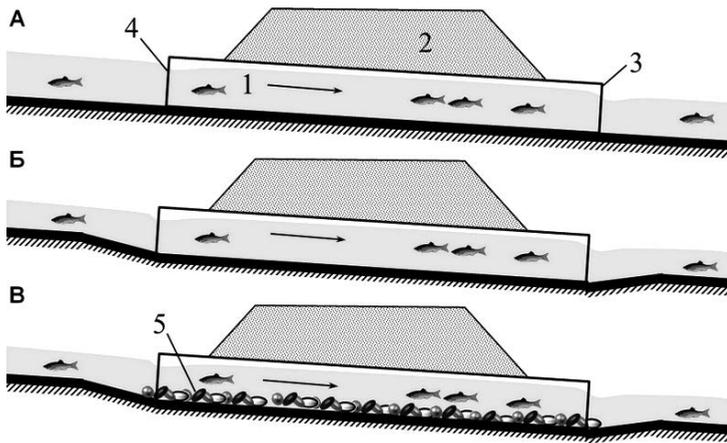


Рис. 4.4. Варианты рыбоходного тракта под дамбой (по Katorpdis, 2003)

А – продольный разрез рыбохода, Б – то же, отметка дна водовода заглублена ниже отметки поверхности земли, В – то же, с естественной шероховатостью; 1 – рыбоходный тракт, 2 – насыпь, 3 – входной оголовок, 4 – выходной оголовок, 5 – искусственная шероховатость; \longrightarrow – направление течения

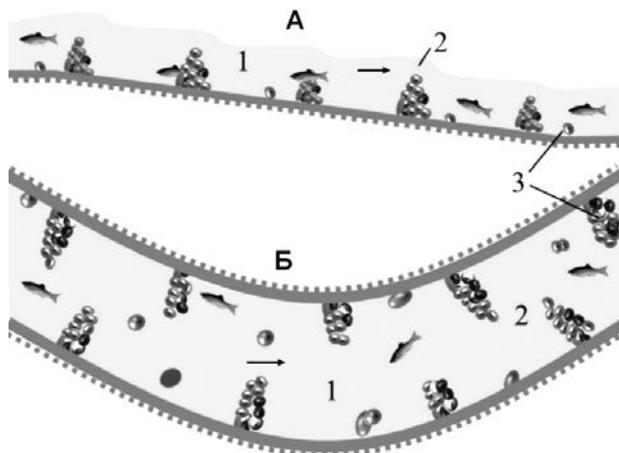


Рис. 4.5. Природоимитирующий рыбоход (по Чистякову, 2006)

А – продольный разрез; Б – вид в плане; 1 – рыбоходный тракт, 2 – вливное отверстие, 3 – валуны; \longrightarrow – направление течения

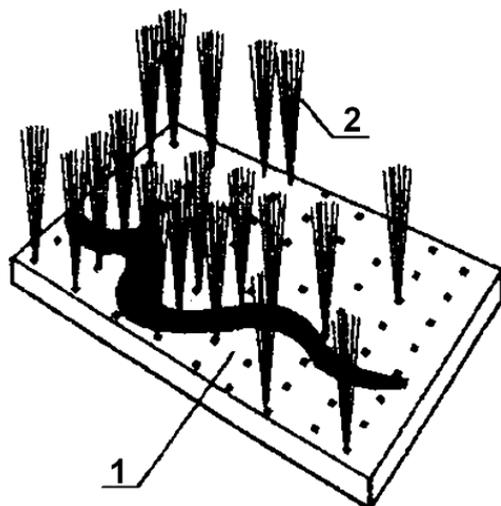


Рис. 4.6. Элемент угрехода (по Larinier, 2002)
1 – рыбоходный тракт, 2 – искусственная шероховатость

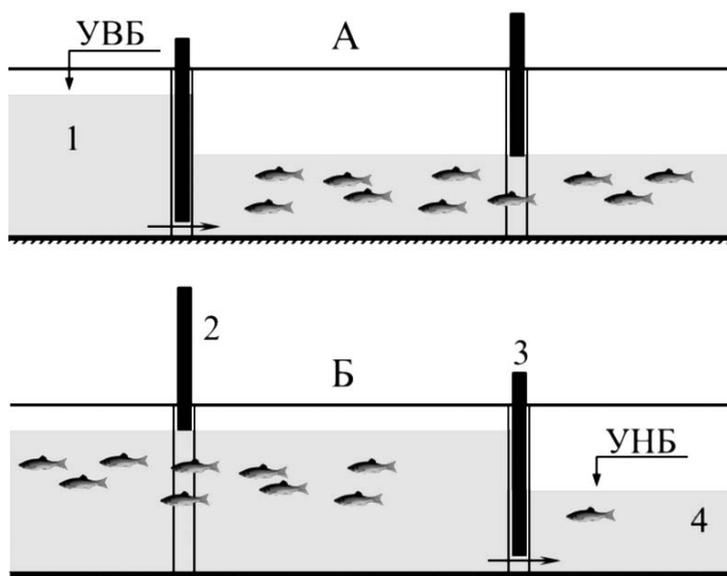


Рис. 4.7. Схема работы рыбопропускного шлюза
А – привлечение рыб в шлюзовую камеру из нижнего бьефа, Б – шлюзование и выпуск рыб в верхний бьеф; 1 – верхний бьеф, 2 – верхний затвор шлюзовой камеры, 3 – нижний затвор шлюзовой камеры, 4 – нижний бьеф; УВБ – уровень верхнего бьефа; УНБ – уровень нижнего бьефа; \longrightarrow – направление течения

Таблица 4.1. Классификация рыбопропускных сооружений
(СНиП 2.06.07-87)

Напор на гидроузле, м	Рыбопропускные сооружения		
	Рыбоходные	Рыбоподъемные,	
		входящие в напорный фронт гидроузла	не входящие в напорный фронт гидроузла
до 10	Канал обходной; Рыбоход: – лотковый, – прудковый, – лестничный	Рыбопропускной шлюз	Рыбонакопитель с устройствами для перевозки рыб: – стационарный, – плавучий
от 10 до 20	Рыбоход лестничный	Рыбоподъемник:	
более 20		– гидравлический, – механический	

К рыбоходным сооружениям относятся: обходные (рыбоходно-нерестовые) каналы (так называемые «природоимитирующие» рыбоходы), лотковые, прудковые рыбоходы, применяемые при напорах на гидроузлах до 10 м, и лестничные рыбоходы, область использования которых ограничена напором в 20 м. Последние сооружения применяются в основном для пропуска сильных пловцов – лососевых рыб. Рыбоходные сооружения состоят из участков, на которых рыба преодолевает перепад воды, и участков для отдыха с небольшими скоростями течения. В головной части этих сооружений существуют специальные регуляторы, которые позволяют обеспечить пропуск рыб и подавать необходимый расход воды.

К рыбоподъемным сооружениям относятся: рыбопропускные шлюзы (рекомендуемые для строительства при напорах не более 10 м), гидравлические и механические рыбоподъемники (работают практически при любых напорах), стационарно установленные рыбонакопители с рыботранспортными средствами, передвижные установки для накопления и транспортировки рыб, входящие в состав рыбохозяйственных комплексов (используются при любых напорах).

Описание конкретных конструкций рыбопропускных сооружений, построенных в России, приведено в главе 5.

Работа любого рыбопропускного сооружения связана, прежде всего, с привлечением в него рыб. Затем рыбы или сами (в рыбоходах), или с помощью различных технических устройств (в рыбопропускных шлюзах и рыбоподъемниках) перемещаются в верхний бьеф. От количества привлеченных в сооружение рыб зависит его эффективность, поэтому привлечение рыб является главным звеном в работе рыбопропускного сооружения. Безусловно, необходимо учитывать и поведение рыб в самом рыбопропускном сооружении, не допуская утомления, ската рыб или длительной задержки. Последним звеном в схеме работы рыбопропускного сооружения является выход рыб в верхний бьеф. Обычно этому вопросу уделяют мало внимания, что на ряде сооружений приводит к скату рыб обратно в нижний бьеф. От условий выхода рыб зависит успех их дальнейшей миграции.

4.2. ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ В НИЖНЕМ БЬЕФЕ ГИДРОУЗЛОВ

Успех привлечения рыб определяется двумя условиями: оптимальной компоновкой рыбопропускного сооружения в системе гидроузла и оптимальными гидравлическими режимами его работы. Необходимо, чтобы сооружение размещалось напротив зон концентрации рыб в нижнем бьефе, а скоростной шлейф от него достигал этой зоны и трасс движения рыб в нижнем бьефе гидроузла. Для соблюдения этих условий следует иметь представления о закономерностях распределения рыб в нижнем бьефе гидроузла.

Условия обитания рыб в нижних бьефах (неравномерное распределение скоростей течения по глубине и ширине потока, высокая интенсивность турбулентности, наличие течений с различной температурой, различное содержание растворенных газов и различный химизм воды, частая смена скоростных режимов, наличие участков с закрепленным дном и т.д.) резко отличаются от таковых на незарегулированных участках рек.

Каковы же особенности распределения и поведения рыб в нижних бьефах плотин? Ответ на этот вопрос исключительно важен для правильного размещения рыбопропускного сооружения (особенно входа в рыбонакопительный лоток), а также для назначения режимов его работы. История создания рыбопропускных сооружений имеет немало негативных примеров из-за неверного решения этого вопроса. Так на плотине Рок-Айленд (р. Колумбия, США), после пуска гидроузла в эксплуатацию пришлось вырубать участок в готовом сооружении посередине напорного фронта плотины и строить третий рыбоход по месту скопления рыб. Сложность заключается в том, что часто рыбам бывает трудно найти правильное месторасположение рыбопропускного сооружения, так как ширина входного отверстия составляет всего несколько метров, на фронте нижнего бьефа, который по протяженности может составлять сотни и даже тысячи метров. Так, например, на Волгоградском гидроузле на р. Волга ширина входного отверстия составляет 8,5 м, которое располагается на фронте нижнего бьефа около 1,5 км.

Естественно, что видовая специфика предполагает некоторые особенности распределения рыб в нижних бьефах плотин. Однако существуют и ряд общих стереотипов распределения, которые необходимо учитывать при расположении входа в рыбопропускные сооружения.

Факт концентрации рыб под плотинами общеизвестен. Однако конкретных данных по распределению рыб в нижних бьефах не так много. Мы обобщили доступные нам сведения по этому вопросу. В нижнем бьефе гидроузла все рыбы независимо от видовой принадлежности, размеров тела, стадии зрелости половых продуктов проявляют стремление к движению против течения. Чем ближе к плотине, тем выше плотность их скоплений. Причем это относится как к проходным и полупроходным, так и к туводным рыбам. Наибольшие концентрации рыб наблюдаются в период их нерестовых миграций (весна, лето, осень – в соответствие с видовой спецификой рыб), а наименьшие – в зимний период.

Данные В.М. Чиковой (1968) для Куйбышевской плотины (р. Волга) показывают, что в скоплениях рыб возрастной состав леща, синца, плотвы и язя характеризуется преобладанием старших возрастных групп. Лишь популяции стерляди, чехони и судака достаточно представлены и новыми поколениями. На скопление под плотинами не только нерестовых мигрантов, но и неполовозрелых рыб, а порой и молоди, указывает Л.М. Нусенбаум (1978).

Подход рыб к плотинам происходит, как правило, на участке наибольшего сброса воды (Тихий, Викторов, 1940; Нусенбаум, 1978; Павлов, 1979 и др.). При этом если изменяется режим работы гидроузла (перераспределение расходов по ширине нижнего бьефа), то рыбы переконцентрируются в сторону участков нижнего бьефа, где имеют место наибольшие расходы воды. Особенно значительным оказывается влияние водосбросов (Головков, Кожин, 1939; Мокряк, 1958; Павлов, 1979, Pavlov, 1989; Павлов и др., 2005). Они вызывают наиболее масштабные перемещения рыб. Так, например, на Кочетовском гидроузле (р. Дон) (рис. 5.3) в связи с вводом в действие бетонной плотины, через которую происходит основной сброс воды, произошло и перераспределение рыб. К этой плотине переместились основные скопления рыб, ранее концентрировавшиеся под старой разборной деревянной щитовой плотиной с поворотными фермами Поаре.

На Нижне-Тулломском гидроузле водосброс расположен в стороне от отводящего канала ГЭС (рис. 5.36). Расстояние между ними составляет более 1 км. Пропускная способность водосброса в 5 раз выше, чем расход через ГЭС. При его работе большинство лососей отвлекаются потоком и не заходят в акваторию нижнего бьефа, примыкающую к агрегатам ГЭС и рыбоходу. В результате, в многоводные годы, когда водосброс работает длительное время, в рыбоход (расположенный в отводящем канале ГЭС) заходит значительно меньше рыб, чем в маловодные. По данным «Мурманрыбвода» (Pavlov et al., 2001), в многоводный 1998 г., в период работы водосброса в течение месяца (с 13 июня по 14 июля), в рыбоход зашло всего 50 рыб. Однако после прекращения работы водосброса уже в первые сутки (15–16 июля) в ловушке рыбохода оказалось сразу 1067 экз. атлантического лосося. В последующие дни число прошедших по рыбоходу рыб колебалось от 369 до 189 экз. При возобновлении работы водосброса с 27 июля число зашедших в рыбоход особей резко снизилось, сначала до 28 особей, а затем и до 1–2 рыб.

Специальные исследования (с 19 по 29 июля 2000 г.) показали, что из 13 помеченных радиометками и выпущенных в нижнем бьефе рыб десять сразу ушли в район отводящего канала ГЭС, а три – в район водосброса (Pavlov et al., 2001; Павлов и др., 2005). Этому способствовало наличие в месте выпуска рыб направленного течения от отводящего канала ГЭС. Часть рыб (6 экз.), попав в отводящий канал ГЭС, продолжительное время находились в нем, некоторые особи заходили в рыбоход и скатывались из него, а после безуспешных попыток пройти вверх, они уходили в район водосброса. Другая часть рыб после кратковременного пребывания в районе ГЭС сразу переместилась к водосбросу. К концу наблюдений практически все рыбы сконцентрировались у водосброса. Эти результаты телеметрических исследований подтвердили вывод об отвлекающем действии водосброса на мигрирующих рыб.

Водосброс работает не постоянно, количество сбрасываемой воды зависит от водности года и максимально в весенне-летний паводок, когда начинается нерестовый ход атлантического лосося, поэтому его влияние на привлечение рыб в рыбоход является временным. Работа водосброса нарушает сезонную динамику нерестовой миграции и приводит к задержкам рыб в нижнем бьефе плотины. Такие задержки для отдельных особей, по нашим наблюдениям, составляют более 30 дней, что может отрицательно сказываться на физиологическом состоянии мигрантов. Вполне возможно, что по этой причине не все рыбы преодолевают плотину и доходят до нерестилищ.

Наиболее часто при выборе местоположения рыбопропускного сооружения в нижнем бьефе используется научное представление о зоне поиска, т.е. участке водотока, в пределах которого рыбы совершают движение в поисках прохода. Многие авторы говорят о «верхней границе зоны поисков», «линии проникновения», «зоне подхода», «переднем фронте скопления», «линии предельных скоростей» (Харчев, 1940; Тихий, Виктор, 1940; Киппер, 1959; Clay, 1961, 1995; Banks, 1969; Павлов, 1979 и др.). Эта граница, по нашему мнению, характеризуется показателями потока, которые непреодолимы для рыб (высокие скорости течения и высокая турбулентности потока). Как рекомендует К. Клэй (Clay, 1995), вход в рыбоход должен быть расположен по возможности ближе к этой границе. Несоблюдение этого условия, по его мнению, является самой распространенной ошибкой при проектировании рыбопропускного сооружения.

Обнаружить верхнюю границу зоны поисков довольно сложно. Несмотря на то, что нам часто приходилось работать под плотинами, мы лишь в условиях нижнего бьефа Нижне-Тулумской ГЭС достаточно наглядно наблюдали эту границу. Эти наблюдения относятся к атлантическому лосося. Остановимся на этом подробнее. Характерной особенностью поведения лосося является его выпрыгивание из воды при преодолении разного рода препятствий (Clay, 1961; Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988 и др.). Частое выпрыгивание наблюдалось и под плотиной Нижне-Тулумской ГЭС. Максимальная концентрация (60%) прыжков охватывает участок на удалении 50–80 м от здания ГЭС (рис. 4.10).

На расстоянии 80–150 м число прыжков было меньше и составляло только 5%, а ближе 50 м – 18% от общего количества. Увеличение скоростей в отводящем канале ГЭС, как правило, приводило к сдвигу верхней границы зоны поиска вниз по течению. Так, например, при снижении уровня воды во время отлива* скорость течения увеличивается, а верхняя граница сдвигается. При уровне 240 см среднее расстояние до зоны прыжков было равно 48 м, при 206 см – 60 м, при 40 см – 70 м от плотины**. Аналогичное влияние отмечено и при увеличении нагрузки на агрегаты ГЭС (рис. 4.11), которое также соответствует увеличению скорости течения в нижнем бьефе. Скорости потока в местах наибольшей плотности прыжков атлан-

* Нижний бьеф Нижне-Тулумской ГЭС находится в зоне приливно-отливных явлений. За ноль отсчета уровня принят минимальный уровень в период с 12 по 31 июля 1969 г.

** Указано расстояние от плотины до зоны прыжков при мощности агрегатов 7 МВт.

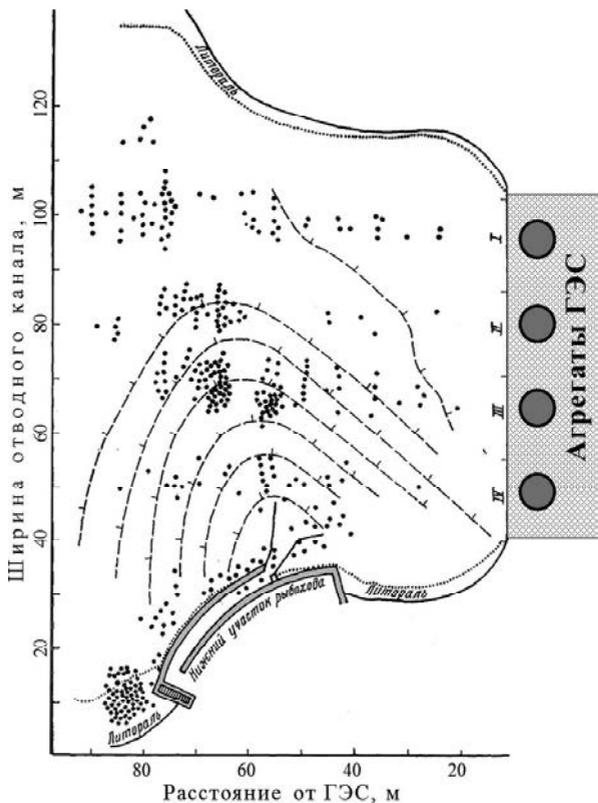


Рис. 4.10. Распределение прыжков атлантического лосося в нижнем бьефе Нижне-Тулумской ГЭС (по Павлов, 1979)

Точками обозначены места выпрыгивания лосося из воды

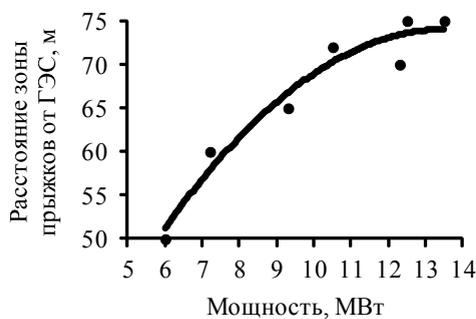


Рис. 4.11. Влияние нагрузки агрегатов на размещение зоны прыжков атлантического лосося вдоль отводящего канала Нижне-Тулумской ГЭС (по Павлов, 1979)

тического лосося составляли 1,0–1,5 м/с, т.е. находились в зоне максимальных скоростей плавания атлантического лосося*. Эти данные хорошо согласуются с материалами телеметрических наблюдений (Поддубный, 1971; Поддубный, Малинин, 1988; Pavlov et al., 2001; Павлов и др., 2005).

Как свидетельствуют наблюдения многих авторов (Тихий, Викторов, 1940; Мокряк, 1958; Бирзбек, Киппер, 1960; Нусенбаум, 1961, 1965, 1967, 1978; Fries, Tesch, 1965; Чикова, 1968; Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988 и др.), верхняя граница зоны поиска обычно не бывает прямолинейной. Это связано с распределением скоростей течения по ширине нижнего бьефа, которое часто бывает неравномерным, а также с режимом работы всех водосбросных сооружений гидроузла: гидроэлектростанции, водосливных пролетов, рыбопропускных сооружений и судоходного шлюза. Изменение расхода воды (изменение нагрузки на гидроагрегатах, открытие иных водосбросных отверстий) приводит к продвижению мигрантов вперед вплоть до здания гидроэлектростанции. Это положение подтверждают данные, полученные на Нижне-Тулумском гидроузле, когда уменьшение нагрузки на

* При длине атлантического лосося $l_{cp} = 47,2$ см, $V_k = 152,8 \pm 20,4$ см/с.

четвертом гидроагрегате приводило к увеличению захода рыб в рыбопропускное сооружение (рис. 4. 12).

Напротив, увеличение нагрузки на отдельных агрегатах (или увеличение расхода воды, сбрасываемого через водосбросные отверстия) отбрасывает мигрантов из этих участков далеко вниз по течению. На многих ГЭС мы наблюдали, что в случае максимальной нагрузки на центральных агрегатах ГЭС или при увеличении расхода воды в центральных пролетах плотины количество рыб у берегов увеличивается. В связи с этим можно с уверенностью говорить о том, что верхняя граница зоны поисков имеет весьма сложную и изменчивую линию и зависит от режимов работы гидроузла.

К этому следует добавить, что в зонах циркуляционных и водоворотных течений, которые представляют обычное явление для отдельных участков нижних бьефов гидроузлов, накапливается большое количество рыб (Харчев, 1940; Schiemenz, 1957; Летичевский, 1957; Павлов, Пахоруков, 1978; Павлов, 1979; Поддубный и Малинин, 1988, Шкура, 1999; Павлов и др., 2005 и др.). В этих зонах рыбы длительное время совершают движения по кругу, как бы оказавшись в «ловушке». Скапливаются рыбы также и в зонах «гидравлической тени» у разделительных быков агрегатов ГЭС, за опорами, за глухими частями плотин, где наблюдаются водоворотные зоны, но меньших размеров. Здесь опять хотелось бы обратиться к примеру Нижне-Тулومского гидроузла. С левого берега к рыбоходу примыкает зона, где при определенных режимах ГЭС имеется водоворотная область. Именно на этом небольшом участке наблюдаются максимальные плотности прыжков атлантического лосося (17% от общего числа, рис. 4.10).

В зоне поиска рыбы чередуют активное движение вперед со скатом вниз по течению и отдыхом в зонах с малыми скоростями потока или в углублениях дна. Продолжительность таких движений не бесконечна. Если рыбы не имеют возможности продолжить свою миграцию, то они через некоторое время прекращают эти движения и скапливаются в какой-нибудь спокойной или водоворотной зоне. Большие скопления рыб разных видов и размеров образуются под неработающими водосливами. Так, например, под водосливной плотиной Волгоградского гидроузла, где обычно, кроме коротких периодов попуска воды, нет течений, скапливалось до 200–600 тысяч осетров. Эти скопления осетров на ямах под неработающей водосливной плотиной имели высокую численность в течение всего года (Летичевский, 1957; Дюжиков, 1958; Мокряк, 1958; Нусенбаум, 1967, 1978; Балык, Радаков, 1969; Павлов, 1979; Ходоревская и др., 2007 и др.).

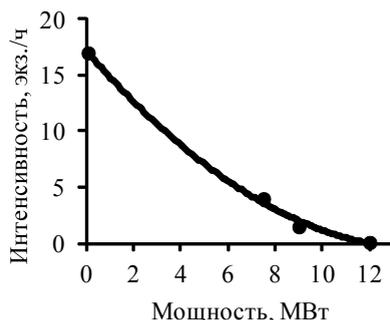


Рис. 4.12. Интенсивность захода атлантического лосося в Нижне-Тулумский рыбоход при различных режимах работы IV гидроагрегата ГЭС – ближайшего к рыбоходу (по Павлов, 1979)

Плотность скоплений осетра под плотиной Волгоградского гидроузла, по результатам подводных наблюдений (Павлов, 1979), в начале сентября 1966 г. достигала 1 экз. на 1,0–1,5 м². Проверка реореакции у этих рыб в гидродинамических лотках показала, что они хорошо ориентируются и двигаются против течения. Критические скорости течения для этих рыб, при длине тела 105–123 см и температуре воды 25–27 °С, составляли около 1,0 м/с (Павлов, 1979). Поэтому концентрация рыб в районах, где отсутствует течение, видимо, связана с безуспешностью попыток преодолеть преграду, а одно рыбопропускное сооружение на фронте плотины около 1,5 километров не способно полностью решить задачу пропуска мигрантов. Ежегодно Волгоградский рыбоподъемник пропускал только около 10–15% осетров, подошедших к плотине.

Наблюдения за поведением севрюги в нижнем бьефе Каргалинского гидроузла, выполненные сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН и Калининского политехнического института, показали, что рыбы, подойдя к плотине, начинают быстро перемещаться вдоль ее фронта. Сделав несколько таких быстрых перемещений и не найдя прохода вверх, они залегали на дно в центральной части русла и ближайшие двое суток не повторяли свой маневр.

Относительно скоплений осетровых под плотиной Волгоградской ГЭС следует отметить (Трусов, 1970), что стойкое сопротивление течению наблюдается у рыб при разных стадиях зрелости половых продуктов, но при прогревании воды до температуры нереста данных видов, производители с IV стадией зрелости половых продуктов изменяют свое местоположение. Созревшие производители отходят от плотины на значительные расстояния в поисках благоприятных мест для размножения.

Под водосливом Цимлянского гидроузла и под плотиной Куйбышевского гидроузла наблюдались скопления рыб различных видов, которые то формировались, то распадались. В течение суток в зависимости от освещенности рыбы под плотиной перемещаются, и по ширине, и по длине нижнего бьефа. При этом рыбы с дневным типом миграции на ночь отходят к берегам или вниз по течению. Естественно, что такая ритмика миграций связана и с суточными попусками воды, которые зависят от работы плотины и ГЭС.

Одним из наиболее типичных элементов поведения рыб в нижних бьефах является их движение по границе транзитного потока. Если этот поток проходит вдоль берега, то наблюдается и движение рыб вдоль берега или вдоль бетонной стенки откоса отводящего канала ГЭС (Харчев, 1940; Тихий, Викторов, 1940; Нусенбаум, 1961; Павлов, 1979; Малеванчик, Никоноров, 1984; Поддубный, Малинин, 1988 и др.). Именно этот элемент поведения имеет исключительно важное значение для размещения рыбопропускного сооружения.

Примером этого могут служить условия привлечения рыб на Кочетовском гидроузле. При вводе в строй водосливной бетонной плотины, расположенной по правую сторону от входа в рыбопропускной шлюз, ее поток создавал хорошие условия сопряжения скоростного шлейфа рыбопропускного сооружения с водосбросным потоком. Это сопряжение происходило по границе водосбросного потока, где

концентрировались основные скопления рыб. В дальнейшем при размыве берегов и дна картина изменилась, и количество заходящих в рыбопропускной шлюз рыб значительно сократилось в связи с их рассредоточением по всему нижнему бьефу. Это стало возможным в результате снижения скоростей течения в нижнем бьефе и из-за отсутствия резко выделяющегося потока.

В целом, весь материал наблюдений за поведением рыб в нижних бьефах хотя и представляет большой интерес, но дает лишь ориентировочную картину распределения и перемещения рыб. Пригодная методика количественной оценки распределения долгое время отсутствовала. Дж. Фриз и Ф. Тесч (Friez, Tesch, 1965) пытались осуществить такую оценку при помощи электролова, но им удалось провести отловы только в прибрежных участках. Нами такая оценка проводилась с помощью накидных и ставных сетей (Павлов, 1979) на Кочетовском гидроузле на р. Дон. Однако мы пришли к выводу, что некорректно сравнивать уловы на путях подхода рыб (районы с направленным течением) с уловом в местах их концентрации (районы с водоворотными течениями и застойные зоны), где рыбы накапливаются в течение многих дней, и уловы, как правило, значительно выше.

С появлением такого метода наблюдения как телеметрия (ультразвуковые метки, радиометки), его стали широко использовать для изучения поведения рыб в зоне действия гидротехнических сооружений. С помощью биотелеметрии регистрируются трассы движения отдельных особей, их местоположение в водоеме по ширине и глубине, фактические скорости движения, суточная ритмика и др. Некоторые типы меток позволяют одновременно фиксировать и параметры среды по трассам перемещения рыб. Данный тип исследований широко применяется в США, Франции, Англии, Финляндии и в других странах (McCleave, Norrall, 1970; Grossman, 1977; Малинин и др., 1979; Aquatic Telemetry, 2005).

В России эти исследования начали А.Г. Поддубный и его коллеги в 1964 г. Свои первые работы они провели под Волгоградской плотиной с осетрами (Поддубный, 1971). Затем этот метод широко использовался Институтом биологии внутренних вод РАН и Институтом проблем экологии и эволюции РАН (Поддубный, 1971; Поддубный, Малинин, 1988; Малинин и др., 1979, 1989; Биотелеметрия рыб, 1993; Pavlov et al., 2001, Павлов и др., 2005).

К настоящему времени в России эти исследования проведены на многих гидроузлах, где построены (или предполагалось построить) рыбопропускные сооружения: Волгоградский гидроузел (рис. 4.13); Саратовский гидроузел и Волжский вододельитель на р. Волге; Кочетовский гидроузел на р. Дон (рис. 4.14); Федоровский и Краснодарский гидроузлы на р. Кубань; Нижне-Тулумский и Верхне-Тулумский гидроузлы на р. Тулома; рыбоход на р. Печа; Каргалинский гидроузел на р. Терек.

В целом эти исследования подтвердили результаты наблюдений, которые приведены выше, детализировав отдельные, конкретные положения о поведении и распределении рыб в нижних бьефах гидроузлов.

Особенно интересными оказались материалы о роли рельефа дна в формировании трасс движения донных рыб на подходе к плотине, например, осетровых.

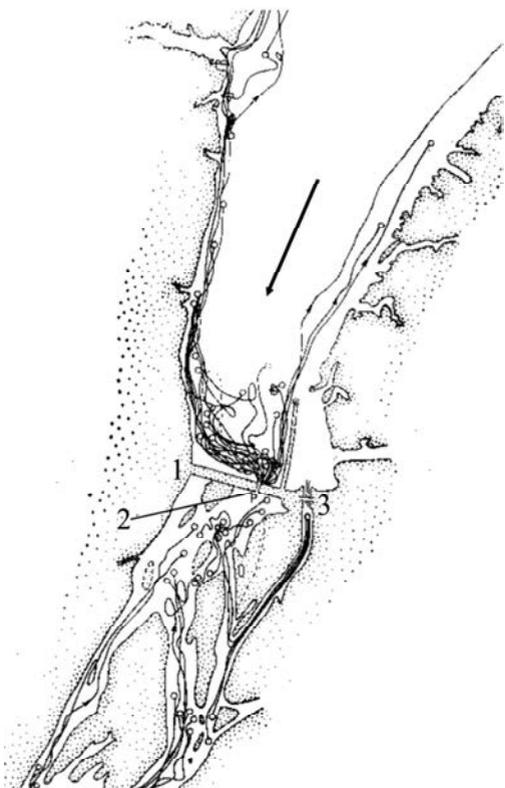


Рис. 4.13. Трассы движения осетров в нижнем и в верхнем бьефах Волгоградского гидроузла на р. Волга (по Поддубный, 1978)

1 – плотина, 2 – судоходный шлюз, 3 – рыбоподъемник; \longrightarrow – направление течения

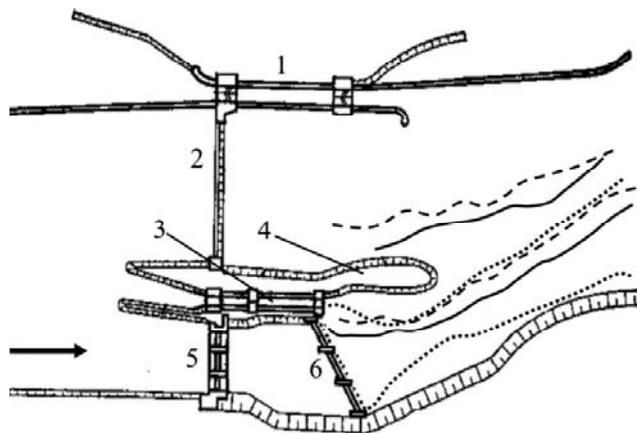


Рис. 4.14. Границы подхода мигрирующих рыб к Кочетовскому гидроузлу на р. Дон по результатам телеметрических исследований и контрольных ловов (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

Границы подхода рыб: (—) – осетровых, (---) – полупроходных, (•••) – сельдевых; 1 – судоходный шлюз, 2 – разборная плотина с фермами Поаре, 3 – рыбопропускной шлюз, 4 – разделительная дамба, 5 – бетонная водосливная плотина, 6 – электрорыбозаградитель, \longrightarrow – направление течения

Основной путь этих рыб пролегает вдоль склонов русел рек, минуя его ровные по рельефу участки и огибая различные возвышенности. Оказалось, что рельеф дна, наряду со структурой скоростей течения, играет значительную роль в распределении осетровых не только в реке, но и в нижнем бьефе плотин. В случае сильной изменчивости рельефа дна и гидравлических условий нижнего бьефа, наблюдается и значительное изменение трасс подхода рыб по годам, что осложняет выбор местоположения рыбопропускного сооружения и требует закрепления дна нижнего бьефа. Так, при определении местоположения нового рыбопропускного шлюза в нижнем бьефе Федоровского гидроузла на р. Кубань (рис. 4.15.) исследования (1969–1971 гг.) показали, что форма и размеры воронки размыва год от года изменялись в зависимости от величины расхода воды. Соответственно, изменялись и трассы подхода севрюги к гидроузлу (Поддубный, Малинин, Свирский, 1974). Следует отметить, что уже после этих исследований воронка размыва в 1983–1984 гг. сместилась в сторону входа в рыбопропускное сооружение (Шкура, 1999). Поэтому крутой, обрывистый край воронки размыва мог являться тактильным ориентиром для подхода севрюги к рыбопропускному сооружению.

Таким образом, распределение рыб по ширине нижнего бьефа имеет видовую специфику, которая во многом определяется плавательной способностью и особенностями ориентации рыб. Помимо специфических путей подхода рыб к плотине, в зонах с циркуляционными течениями образуются также и области концентрации рыб, видовой состав которых обычно весьма разнообразен. При увеличении скорости течения по центру потока рыбы уходят ближе к берегам. Скорости течения в районе верхней границы зоны поиска рыб в нижнем бьефе соответствуют максимальным скоростям движения рыб. Вход в рыбопропускное сооружение должен лежать в районе этой границы. Так как скорости потока в разных участках

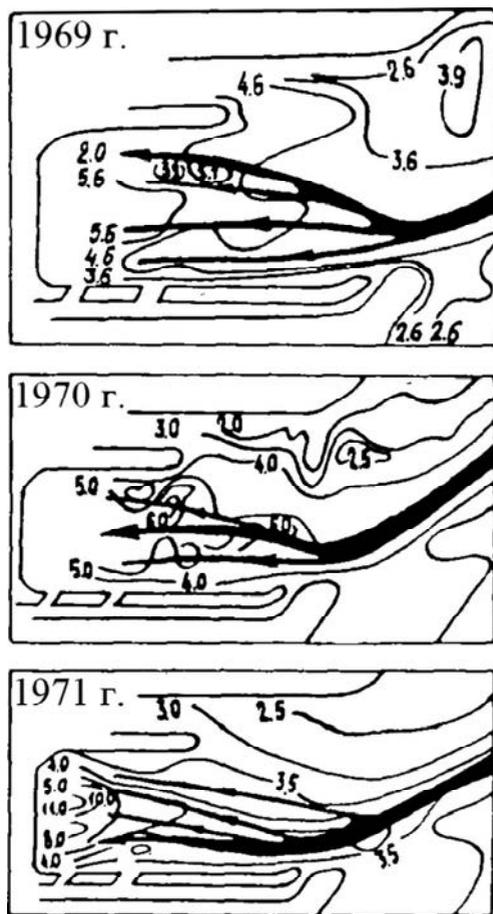


Рис. 4.15. Изменение трасс движения севрюги при изменении рельефа дна в нижнем бьефе Федоровского гидроузла на р. Кубань (по Поддубный, Малинин, Свирский, 1974) Числами обозначены значения изобат. Стрелками обозначены трассы движения рыб

нижнего бьефа различны и при этом во многих местах превышают критические скорости течения для рыб, то верхняя граница имеет вид кривой линии или в большинстве случаев носит прерывистый характер. Регулируя гидравлические условия, можно активно управлять распределением рыб в нижних бьефах гидроузлов. В связи с этим в период пропуска рыб работа различных водосбросных сооружений гидроузла должна соответствовать оптимальным условиям привлечения мигрантов рыб к рыбопропускному сооружению. Наиболее мощным и четким инструментом для управления поведением рыб в нижних бьефах является скорость течения, превышающая критическую скорость течения для рыб (V_k). Создавая такие скорости по фронту основного сброса воды гидроузла, можно добиться концентрации рыб в зоне подхода к рыбопропускному сооружению.

4.3. БИОГИДРАВЛИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ В НИЖНЕМ БЬЕФЕ ГИДРОУЗЛОВ

Как было показано выше, количественно оценить распределение рыб в нижних бьефах на основании трудоемких операций с помощью сетных ловов или радиотелеметрических наблюдений за перемещением меченых рыб очень сложно. Практически невозможно для этих целей использовать ультразвуковое оборудование (эхолоты) в связи с наличием большого числа пузырьков воздуха в воде в нижнем бьефе гидроузла. Все это заставляет искать новые пути в оценке распределения и поведения рыб в нижних бьефах плотин. В частности, исследователи неоднократно проводили работы по изучению поведения половозрелых рыб на фрагментах или крупномасштабных моделях сооружений (Тихий, Харчев, 1935; Харчев, 1940; Clay, 1961; Coiling, Elling, 1960; Волков и др., 1973; Павлов, Кобец, 1975; Нусенбаум, 1978; Шкура, 1999; Павлов, 1979 и др.). Так в 1934 г. для обоснования конструктивных параметров Нижне-Туломского рыбохода была построена его крупномасштабная модель в натуральных условиях в притоке р. Тулома. Результаты исследований на этой модели позволили разработать конструкцию рыбохода, успешно действующую и в наши дни.

В 1960-х годах ряд отечественных исследователей (Л.М. Нусенбаум, Д.С. Павлов, В.С. Карелин) высказали предложение о возможности изучения поведения и распределения половозрелых рыб на моделях гидроузлов с применением в опытах мелких рыб. Такой метод (биогидравлическое моделирование, или по В.Н. Шкура (1998, 1999) – имитационный метод исследования поведения рыб) позволил бы определять места скопления рыб, трассы их движения, оптимальное местоположение и число рыбопропускных сооружений еще в период проектирования гидроузла.

Первые эксперименты в гидравлических лотках на моделях нижнего бьефа Волгоградского, Кочетовского и Саратовского гидроузлов (Нусенбаум, 1978; Павлов, 1979; Шкура, 1999), показали, что в поведении мелких «модельных» рыб (молдь рыбца, уклеи, густеры, форели с длиной тела 22–60 мм) наблюдались закономерности, известные для половозрелых рыб под плотинами: перемещение и со-

средоточение рыб вдоль границ транзитного потока, концентрация под плотиной, скопления в водоворотных зонах или в зонах пониженных скоростей, образование «очереди» перед входом в рыбопропускное сооружение (рис. 4.16).

В результате исследователи пришли к выводу о качественной сопоставимости картин поведения мелких рыб на моделях и нерестовых мигрантов в нижнем бьефе гидроузлов.

Эксперименты на условной модели гидроузла показали (Павлов, 1979), что гидравлическая структура потока по-разному влияет на распределение и поведение рыб разных видов. Если в условиях равномерной структуры скоростей потока проявление реореакции у всех видов рыб носит достаточно обязательный характер, то в реоградиенте, который как раз наиболее характерен для природных условий, происходит активный выбор рыбами зон потока, соответствующих их экологии и физиологическому состоянию. У одних рыб поведение

направлено на движение против течения (первый тип поведения), у других – на уход в зону слабых или водоворотных течений или на движение вниз по течению (второй тип поведения). Естественно, что использовать рыб со вторым типом поведения для биогидравлического моделирования распределения нерестовых мигрантов в нижнем бьефе совершенно нецелесообразно.

Физическое (гидравлическое) моделирование требует геометрического подобия (подобия размеров) изучаемых объектов в природе и на модели в соответствии с масштабом моделирования. Это значит, что каждый элемент модели должен быть уменьшен в соответствии с принятым масштабом. Обеспечить это условие в случае с рыбами практически невозможно, так как пришлось бы строить слишком крупные модели в геометрическом масштабе ($M=10\div 25$) или использовать для работы на моделях с обычным масштабом ($M=50\div 100$) ранних личинок рыб.

С другой стороны, совершенно очевидно, что при моделировании поведения в потоке мы должны стремиться, прежде всего, к динамическому (энергетическому)

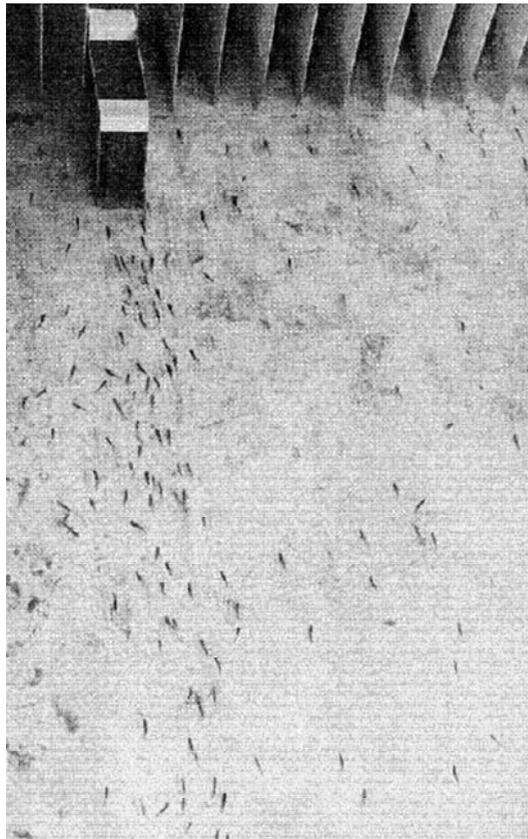


Рис. 4.16. Распределение молоди рыб перед входом в рыбопропускное сооружение на модели нижнего бьефа Саратовского гидроузла (фотография из Нусенбаум, 1978)

подобию взаимодействия рыб с потоком. Поэтому Д.С. Павловым с коллегами был предложен и использован биогидравлический показатель (критерий):

$$(V_{кн}) / (V_{км}) = f(M), \quad (4.1)$$

где $(V_{кн})$ – критическая скорость течения для натуральных (н) мигрантов; $(V_{км})$ – критическая скорость течения для модельных (м) мигрантов; M – масштаб моделирования.

Если использовать критерий Фруда, с помощью которого моделируются гидравлические явления в нижнем бьефе, то соотношение соответствующих скоростей течения (V) описывается зависимостью:

$$(V)_н / (V)_м = M^{0.5}. \quad (4.2)$$

Анализ соотношения характерных скоростей плавания рыб при различных масштабах моделирования, выполненный В.Н. Шкура (1999), показал, что закономерности изменения скорости рыб в зависимости от масштаба моделирования носят иной характер, чем зависимость моделирования потоков с использованием критерия Фруда, т.е. не обеспечивается условие скоростного (динамического) подобия системы «поток–рыба». Учитывая это, а также положение, что объем водного пространства, занимаемый рыбами, значительно меньше всего объема потока, геометрическим подобием предлагается пренебречь.

На основании положений, приведенных выше, был сделан вывод о необходимости получения динамического подобия взаимодействия рыб с потоком.

Для доказательства возможности применения такого подобия Д.С. Павлов, В.Н. Кобец, В.Н. Шкура, Л.Г. Штафф, Н.П. Некрасова и др. (ИЭМЭЖ, НИМИ) провели эксперименты на условной модели гидроузла при пяти гидравлических схемах (см. рис. 2.37) с молодью рыба трех размерных групп 22–28 мм, 32–36 мм и 39–44 мм (Волков и др., 1973; Павлов, Кобец, 1975, Павлов, 1979 и др.). Естественно, с ростом рыбы критическая скорость течения для них увеличивалась. Среднюю скорость потока подбирали таким образом, чтобы биогидравлический критерий динамического подобия не изменялся и был одинаковым в опытах с группами рыб разной длины. Для каждой гидравлической схемы было изучено четыре гидравлических режима средней скорости течения (V_c) равной: $V_c = 0,3V_{кн}$; $0,52V_{кн}$; $0,84V_{кн}$ и $1,1 V_{кн}$. Выбираемые стаями рыб скорости течения и местоположение в пространстве оказались в этих опытах практически одинаковыми. Таким образом, выбранный критерий обеспечивает подобие поведения рыб разных размерных групп.

Дальнейшие разработки метода моделирования поведения нерестовых мигрантов были выполнены В.Н. Шкура с коллегами (Шкура, 1999). Для получения приемлемых и сопоставимых с натурными данными результатов, при реализации метода необходимо в каждом из сечений потока соблюдать одинаковое для природы и модели соотношение между скоростью потока и плавательной способностью рыб, т.е.

$$(V_{рыбн}) / (V_{рекин}) = (V_{рыбм}) / (V_{реким}) \quad (4.3)$$

или

$$(V_{рекин}) / (V_{реким}) = (V_{рыбн}) / (V_{рыбм}). \quad (4.4)$$

Первая часть этого уравнения представляет собой масштаб гидравлического моделирования потока:

$$(V_{\text{реки}})_н / (V_{\text{реки}})_м = M^{0,5}. \quad (4.5)$$

Определяющим соотношением для выбора масштаба модели является вторая часть уравнения, где при замене произвольно взятых скоростей плавания рыб их критическими значениями получаем:

$$(V_{\text{к}})_н / (V_{\text{к}})_м = M^{0,5}. \quad (4.6)$$

Таким образом, зная критическую скорость течения для производителей и модельных рыб, можно определить масштаб моделирования или, имея определенный масштаб модели, подобрать молодь рыб с требуемой критической скоростью течения.

С учетом полученных закономерностей был выполнен цикл исследований по конкретному биогидравлическому моделированию для Кочетовского, Федоровского и Краснодарского гидроузлов (Шкура, 1979, 1998; 1999). При этом была получена хорошая сопоставимость качественных показателей поведения модели с натурой. Это указывает на возможность использования данного подхода при проектировании рыбопропускных сооружений.

Дальнейшая разработка основ биогидравлического моделирования была выполнена сотрудниками ИЭМЭЖ и КПИ (Д.С. Павлов, А.Ш. Барекян, В.С. Карелин). По их мнению, поскольку полное динамическое подобие осуществить не представляется возможным, приходится ограничиваться кинематическим подобием только сил, определяющих характер процесса. При моделировании взаимодействия рыбы с потоком авторы допустили, что наибольший вклад вносят силы, необходимые рыбе не только для преодоления сопротивления потока, но и для движения против течения. Для этого случая условие динамического подобия они записали в виде:

$$\frac{V_{\text{м}}}{g l_{\text{м}} K_{\text{бм}}} = \frac{V_{\text{н}}}{g l_{\text{н}} K_{\text{бн}}}, \quad (4.7)$$

где $K_{\text{бм}}$, $K_{\text{бн}}$ – биологические коэффициенты, соответствующие модельному и натурному объектам, представляющие собой произведение трех коэффициентов:

$$K_{\text{б}} = K_{\text{с}} \cdot K_{\text{l}} \cdot K_{\text{мид}}, \quad (4.8)$$

где $K_{\text{с}}$ – коэффициент силы; K_{l} – коэффициент удлинения тела; $K_{\text{мид}}$ – коэффициент миделевого сечения.

Исследования, проведенные в КПИ, показали возможность использования данного подхода.

Реализация предложенных выше подходов и критериев биогидравлического моделирования гидроузлов с рыбопропускными сооружениями требует наличия данных о поведении и скоростях плавания рыб как в натуральных условиях, так и на моделях. Необходимо подбирать модельных рыб, поведение которые при соответствующих гидравлических режимах было бы таким же, как в натуральных условиях. Сложность решения подобных задач привела к тому, что стали появляться способы прогнозирования поведения и распределения рыб в воде с использованием математических методов.

4.4. МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ В ЗОНЕ ДЕЙСТВИЯ РЫБОПРОПУСКНЫХ СООРУЖЕНИЙ

В первых работах, посвященных математическому моделированию поведения рыб, рассматривается движение стай рыб в стоячей воде (Буякас, Дарков, Радаков, 1978; Буякас, 1981). Применительно к вопросам прогнозирования распределения нерестовых мигрантов в нижних бьефах гидротехнических сооружений пионерные исследования выполнил А.Г. Поддубный со своими коллегами (Поддубный и др., 1984). Они сделали математическое описание частного случая поведения осетров, которые подошли непосредственно к плотине. Допускалось, что распределение осетров в нижнем бьефе стимулируется преимущественно абиотическими факторами и, прежде всего, скоростью течения (Поддубный, 1971). Для решения поставленной задачи необходимо знать распределение скоростей течения в нижнем бьефе гидроузла.

Численная модель была проанализирована применительно к Волгоградскому гидроузлу. Как указывают авторы (Поддубный и др., 1984), «некоторое несоответствие модели и натурального эксперимента не учитывает дифференциацию поведения осетров, только что подошедших к плотине и находившихся здесь более 3–4 сут. яровых и озимых особей разного уровня активности». Дальнейшее развитие данного подхода имело место в работах М.М. Сметанина и В.Г. Терещенко (Сметанин, 1996; Сметанин, Терещенко, 1996). Они разработали математические методы прогноза распределения рыб в водохранилищах, на речных участках и в приплотинных зонах. Однако все указанные выше методы математического моделирования не позволяют использовать их при обосновании компоновочных решений и не дают возможность прогнозировать эффективность рыбопропускных сооружений.

Дальнейшее развитие математических методов прогнозирования поведения рыб в нижнем бьефе гидроузла и в самом рыбопропускном сооружении можно найти в работе М.А. Скоробогатова с соавторами (1982).

Приведенные выше результаты исследований поведения рыб в потоке воды показали, что рыба реагирует на скорость течения, турбулентность, изменение температуры воды, наличие взвешенных и влекомых частиц в потоке воды, давление и т.д. Эти реакции и предполагается использовать для расчета трасс движения рыб в нижнем бьефе, в рыбонакопительном лотке и в верхнем бьефе гидроузла. На основе таких трасс движения рыб определяется размещение рыбопропускного сооружения в створе гидроузла и эффективность его работы.

Для составления прогноза поведения рыб в потоке воды путем расчета возможных трасс их перемещения необходимо проанализировать следующие данные:

- структура течений, температура воды и другие показатели в зонах привлечения, накопления и выпуска рыб при всех возможных вариантах размещения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла. Эти данные могут быть получены как на гидравлических моделях, так и в результате расчетов существующими методами. В настоящее время имеются программы, позволяющие описать гидравлические режимы в нижнем бьефе гидроузла при сложном рельефе дна, неравномерном распределении скоростей течения по ширине и глубине потока;

- распределение рыб в створе, удаленном от гидроузла (где не наблюдается влияние гидроузла на структуру течения), режим движения наносов, температурный режим водотока и т.д. (положение этого створа и распределение рыб по нему может быть получено в ходе телеметрических исследований поведения мигрантов);
- по пропускаемым видам рыб:
 - плавательная способность рыб;
 - критические скорости течения, крейсерские скорости плавания рыб и их зависимость от скорости течения, интенсивности турбулентности, температуры воды и т.д.;
 - реакции рыб на скорость течения, изменение интенсивности турбулентности, температуры воды, мутности, содержания кислорода в воде и т.д.;
 - суточная ритмика и динамика нерестового хода и т.д.

По предлагаемой методике рассчитываются все возможные трассы движения рыб за весь период нерестового хода. Этот метод позволяет, используя существующие вычислительные средства, выполнить расчеты всех возможных вариантов работы гидроузла в целом и рыбопропускного сооружения, в частности (Скоробогатов и др., 1982). Были выполнены расчеты трасс движения севрюги в нижнем бьефе Федоровского гидроузла. Данные о поведении и скоростях перемещения рыб для этих расчетов были взяты из работ А.Г. Поддубного (1971) и А.Г. Поддубного и Л.К. Малинина (1988). Результаты вычислений показали, что расчетные трассы практически не отличаются от фактических.

Дальнейшие работы по математическому моделированию рыбопропускных сооружений выполнены В.Д. Горячевым и М.С. Зимка (2012) в Тверском государственном техническом университете. В них моделируется гидравлика в маршевых камерах и поведение нерестовых мигрантов. Поведенческие и скоростные характеристики атлантического лосося взяты из работ Д.С. Павлова (Павлов, 1979; Pavlov, 1989). Результаты моделирования прохождения донных вливных отверстий представлены на рисунке 4.17.

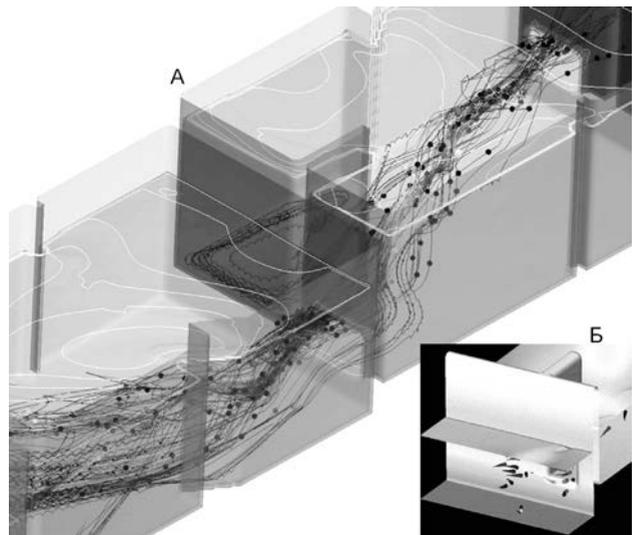


Рис. 4.17. Расчетные трассы движения «нерестовых мигрантов» по рыбоходу с донными вливными отверстиями (по Горячев, Зимка, 2012)

А – трассы движения по рыбоходу, Б – фрагмент рыбохода, иллюстрирующий прохождение рыб через вливное отверстие

Обобщая результаты натурных наблюдений, биотелеметрических исследований и биогидравлического моделирования (имитационного моделирования поведения рыб), можно выделить следующие наиболее общие закономерности распределения и поведения рыб в нижних бьефах плотин (Нусенбаум, 1978; Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988; Шкура, 1999; Bunt, 2001 и др.):

- подход рыб к гидроузлам происходит на участках наибольшего сброса воды;
- подошедшие к плотине мигранты сначала совершают поисковые движения вдоль ее фронта, а затем выбирают участки потока с приемлемой для них скоростью течения, при этом такие перемещения они могут совершать неоднократно;
- рыбы концентрируются в непосредственной близости от плотины на расстоянии от 0 до 500 м, в зависимости от скорости течения: чем скорость течения меньше, тем ближе рыбы подходят к плотине;
- у плотины образуется «зона поиска», в пределах которой рыбы совершают движения по и против течения, а также и по ширине основного потока;
- верхнюю границу «зоны поиска» определяют скорости потока, приближающиеся к критическим скоростям течения для рыб; границы зоны определяется также турбулентностью потока, температурой воды, и другими факторами;
- рыбы двигаются по всей ширине основного потока, но при неравномерном распределении скоростей течения в нижнем бьефе гидроузла выбирают определенные зоны;
- при скоростях течения основного потока выше критических рыбы двигаются и концентрируются по границе основного течения с застойной зоной или с береговой линией;
- попадая в водоворотные течения, рыбы дезориентируются и на длительное время задерживаются здесь;
- в застойных зонах (при скоростях течения ниже пороговых для проявления реореакции), например, под неработающей водосливной плотиной, при утомлении и дезориентации рыбы могут образовывать скопления, в которых их распределение определяется не показателями потока, а другими факторами среды;
- горизонт перемещения рыб в нижнем бьефе в большинстве случаев соответствует горизонту их миграции в реке;
- в течение суток рыбы совершают поперечные и продольные миграции (в период повышенной двигательной активности, поднимаясь против течения, а в период пониженной, опускаясь вниз по течению или перемещаясь к берегу).

4.5. ПРИВЛЕЧЕНИЕ РЫБ В РЫБОПРОПУСКНОЕ СООРУЖЕНИЕ (РПС)

Привлечение в рыбопропускные сооружения осуществляется посредством течения за счет реореакции рыб. Какие-либо другие раздражители (химические, аку-

стические и др.) кроме течения до настоящего времени практически не применяются. В нижнем бьефе гидроузла создаются гидравлические условия, при которых поток, выходящий из рыбопропускного устройства (рыбопривлекающий шлейф), выделяется из общего потока. При этом большое значение для привлечения рыб имеет не только их концентрация в зоне привлечения, но и характеристики самого потока из рыбонакопителя – скорость, направление, интенсивность турбулентности, соотношение с основным потоком, температура воды, наличие наносов и др. Вторым параметром, определяющим режим привлечения, является продолжительность привлечения – продолжительность подачи привлекающего потока в нижний бьеф гидроузла.

4.5.1. Скорости привлекающего потока и плавательная способность рыб

Исходя из особенностей реореакции, в самой общей форме мы можем сформулировать, что скорость привлекающего потока не может быть меньше пороговых скоростей течения для рыб, которые в зависимости от вида и длины производителей, условий ориентации, интенсивности турбулентности и других факторов изменяются в пределах от 4 до 25 см/с. Производители осетровых, как это было отмечено выше, имеют самые высокие пороговые скорости – 18–25 см/с (Павлов, 1979). У производителей леща, сазана, судака пороговые скорости течения ниже и изменяются в пределах от 8 до 13 см/с, а для более мелких рыб, например у плотвы и воблы, они еще ниже – 4–7 см/с.

Применение привлекающего потока со скоростью течения, близкой к пороговой (около 20 см/с), явилось одной из причин неудовлетворительной работы «рыбохода Солдатова» на Федоровском гидроузле (р. Кубань), построенного в 1967 г. для пропуска осетровых рыб. В это сооружение осетровые не заходили, что потребовало строительства нового рыбопропускного сооружения (рыбопропускного шлюза).

При проведении лабораторных экспериментов было показано (Павлов, 1979), что с увеличением скорости привлекающего потока количество рыб, заходящих в экспериментальный канал, моделирующий вход в рыбопропускное сооружение, увеличивается, и лишь при приближении скорости потока к критическим скоростям течения для рыб, число привлеченных рыб начинает снижаться.

Результаты эксперимента, проведенного при испытании плавучего рыбопропускного сооружения на Усть-Манычском гидроузле в 1971 г. (Павлов, 1979), подтвердили это положение (рис. 4.18). Увеличение средней скорости привлекающего потока вплоть до 0,7 м/с приводило к увеличению количества привлеченного леща и судака. Скорость 0,7 м/с несколько ниже критической, которая составляет, например, у мигрирующего леща от 0,8 до 1,15 м/с. Снижение количества привлеченных рыб вполне понятно, так как длительность накопления рыб составляла 2 ч и часть привлеченных рыб выносилась течением из рыбонакопителя в результате утомления. При скорости течения 0,15 м/с количество привлеченных рыб было рав-

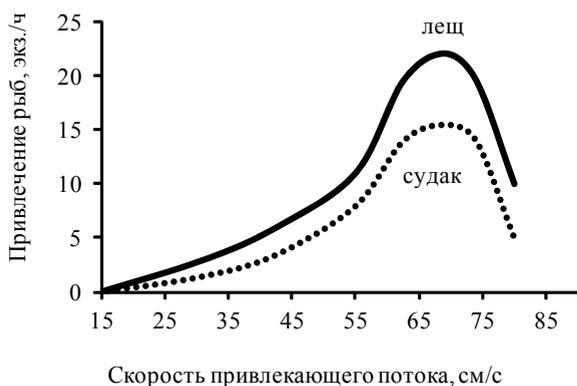


Рис. 4.18. Зависимость количества леща и судака, заходящих в рыбоаккумулятор плавучего рыбопропускного сооружения на Усть-Маньчском гидроузле, от средней скорости привлекающего потока на входе в него (по Павлов, 1979)

В таблице 4.2 приведены характерные значения скоростей течения на выходе из рыбоаккумуляторного лотка.

Анализ данных с учетом результатов гидравлических исследований (Барекян, Карелин, Лупандин, 1972) показывает, что если учитывать неравномерность распределения скоростей течения по поперечному сечению рыбоаккумуляторного лотка, то значения минимальных скоростей, при которых наблюдался заход рыб в рыбопропускное сооружение, соответствует пороговым скоростям течения. Полученные величины максимальных скоростей течения, при которых отмечен заход рыб в рыбопропускное сооружение, несколько ниже критических. Это можно также объяснить неравномерностью распределения скоростей течения по сечению потока.

Таблица 4.2. Диапазон значений привлекающих скоростей для условий рыбопропускного шлюза Кочетовского гидроузла (р. Дон) при средней скорости спутного потока в створе входа в сооружение 0,8–0,9 м/с (по Шкура, 1999)

Наименование характерных скоростей течения в рыбоаккумуляторе	Значения скоростей течения для разных видов рыб, м/с				
	лещ	чехонь	сельдь	рыбец	осетр
Минимальная скорость ¹	0,10	0,20	0,20	0,20	0,40
Оптимальная привлекающая скорость ²	1,25	1,40	1,55	1,28	1,90
Максимальная скорость ³	1,86	2,30	2,20	1,98	2,35

Примечание: ¹ минимальная скорость течения, при которой наблюдался заход рыб в РПС;

² оптимальная скорость течения, при которой наблюдался максимальный заход рыб в РПС;

³ максимальная скорость течения по поперечному сечению рыбоаккумуляторного лотка, при которой отмечен заход рыб в РПС.

но нулю, так как эти скорости близки к пороговым.

С 1974 г. проводились исследования по определению оптимальной привлекающей скорости на рыбопропускном шлюзе Кочетовского гидроузла. Для этого была разработана специальная методика проведения экспериментов и обработки экспериментальных данных, которая учитывала неравномерность подхода рыб в течение всего нерестового хода, а также неравномерность подхода к сооружению в течение суток (Шкура, 1999).

Таким образом, скорости привлекающего потока должны лежать в пределах от пороговых до скоростей немного ниже критических для данных видов рыб. При этом, говоря о скорости привлечения, необходимо иметь в виду, что речь идет о скорости течения по трассе перемещения рыб, а не о средней скорости течения в данном сечении потока.

В СНиП 2.07-07-87 скорости привлечения предлагается принимать для осетровых (осетр, севрюга, белуга) в пределах от 0,7 до 0,9 м/с, для лососевых (семга) – от 0,9 до 1,2 м/с, для полупроходных (лещ, судак, сазан, рыбец, чехонь, шемая, сельдь) – от 0,7 до 1,0 м/с.

Экспериментальные материалы, изложенные в работах Д.С. Павлова (1979), В.Н. Шкура (1998), А.Г. Поддубного и Л.К. Малинина (1988) и др., показывают, что привлекающая скорость, также как и выбираемая рыбами в естественных условиях, зависит от плавательной способности, условий ориентации рыб, режима работы гидроузла и других факторов.

Процесс привлечения рыб в рыбонакопительный лоток характеризуется не только заходом и концентрацией рыб в лотке, но и выходом (скатом) части мигрантов из него. Интенсивность ската (выхода), по данным наблюдений на рыбопропускном шлюзе Кочетовского гидроузла, зависела от величины привлекающей скорости и плавательной способности рыб (Шкура, Иванов и др., 1982). Более детально этот процесс был изучен В.Н. Шкура (1999) с коллегами на предложенной нами (Павлов, 1979) специальной экспериментальной установке, в которой рыбы из стартовой камеры самостоятельно заходили в гидродинамическую трубу. На рисунке 4.19 приведены данные для половозрелой черноморско-азовской проходной сельди и молоди осетра, которые показывают, что процесс накопления рыб стабилизируется через 10–15 мин. В этом случае число рыб, зашедших в гидродинамическую трубу, соответствует числу рыб скатившихся из нее.

А.Ш. Барекян и М.А. Скоробогатов (1982) установили, что после 110 минут от начала цикла работы рыбоподъемника Саратовской ГЭС процесс накопления рыб (сельди-черноспинки) в рыбонакопительном лотке стабилизируется.

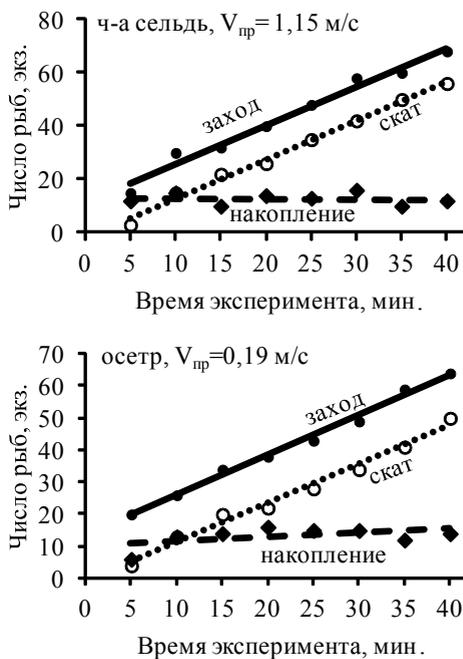


Рис. 4.19. Заход из стартовой камеры в гидродинамическую трубу, скат и накопление в трубе половозрелой черноморско-азовской проходной сельди и молоди осетра (по Шкура, 1998)

Рассматривая оптимальную скорость привлечения ($V_{\text{опт.}}$), необходимо учитывать и оптимальную продолжительность привлечения ($T_{\text{опт.}}$), которая определяется

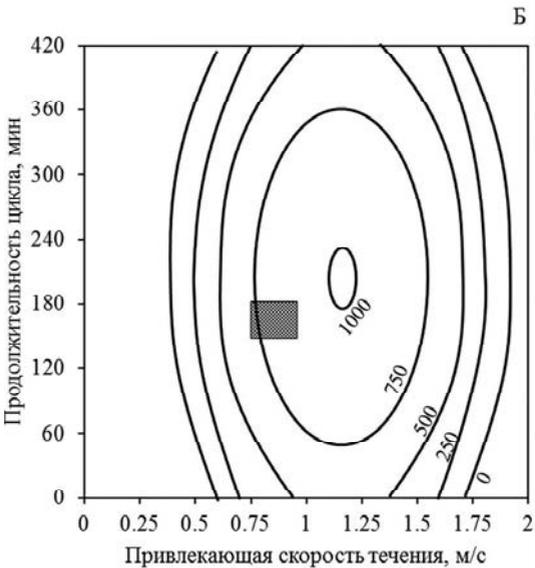
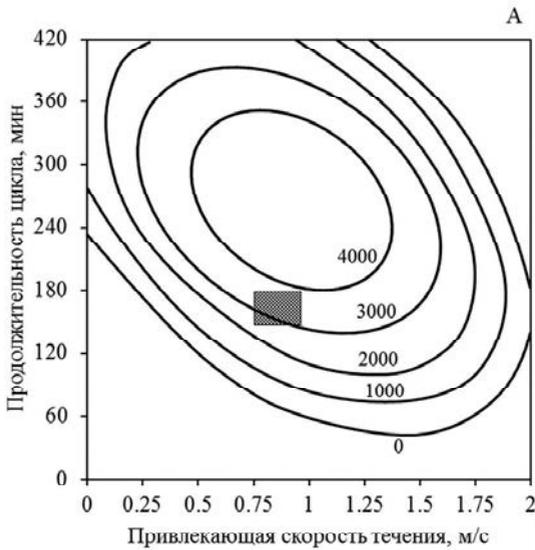


Рис. 4.20. Влияние привлекающей скорости течения и продолжительности цикла работы рыбопропускного сооружения (РПС) на заход леща и судака в Краснодарский рыбоподъемник (по Шкура, 1998)

■ – параметры, рекомендованные СНиП 2.06.07–87, (—) – линии равного захода рыб (цифрами обозначено количество рыб, зашедших в РПС)

стабилизацией количества рыб, находящихся в накопительном лотке (Шкура, 1999) и связана с плавательной способностью рыб. Большой объем экспериментальных работ по определению оптимальных параметров привлечения был выполнен сотрудниками НИМИ (Шкура, Уманец, 1977; Шкура, 1999). Выявлено, что при оптимальном значении привлекающей скорости оптимальные значения продолжительности привлечения различны для разных видов рыб.

В дальнейшем сотрудниками НИМИ было предложено выполнять определение оптимальных параметров привлечения с использованием теории планирования экспериментов (Адлер и др., 1975). При этом учитывалась неравномерность подхода производителей к рыбопропускному сооружению. В результате обработки экспериментальных данных были получены уравнения второго порядка, а также их графические отображения для разных видов рыб при пропуске в верхний бьеф Кочетовского, Краснодарского, Федоровского гидроузлов (Шкура, 1999). В качестве примера на рисунке 4.20 показано влияние привлекающей скорости ($V_{\text{пр}}$) и продолжительности цикла привлечения ($T_{\text{ц}}$) на заход рыб в Краснодарский рыбоподъемник для леща и судака (Шкура, 1999).

Указанная выше методика была использована нами при опре-

делении оптимальных параметров привлечения механическим рыбоподъемником Саратовского гидроузла в зависимости от режимов работы ГЭС. Опыты проведены при одновременной работе двух соседних с рыбопропускным сооружением гидроагрегатов (23 и 22) (режим № 1), и при работе только одного гидроагрегата 22 (режим № 2). Расход каждого агрегата составляет 420–440 м³/с. Распределение скоростей течения для данных режимов приведено на рисунке 4.21.

При обработке полученных данных учитывали неравномерность подхода мигрантов к гидроузлу в течение суток и в течение всего периода проведения исследований. Кроме этого выполняли измерения скоростей течения в поверхностном слое в нижнем бьефе гидроузла. Результаты экспериментов представлены в таблице 4.3.

Для всех видов рыб величины оптимальных параметров привлечения в режиме № 1 меньше, чем в режиме № 2. Кроме того, в режиме № 1 в рыбопропускное сооружение заходит больше рыбы, чем в режиме № 2, что можно объяснить структурой течения в нижнем бьефе гидроэлектростанции. При работе гидроагрегатов 22 и 23 поток от рыбопропускного сооружения является граничным с общим потоком от гидроузла, поэтому общее количество зашедших производителей, в этом случае, больше. Верхняя граница оптимальной скорости течения привлекающего потока для осетров не определена в связи с ограниченной пропускной способностью турбинного агрегата.

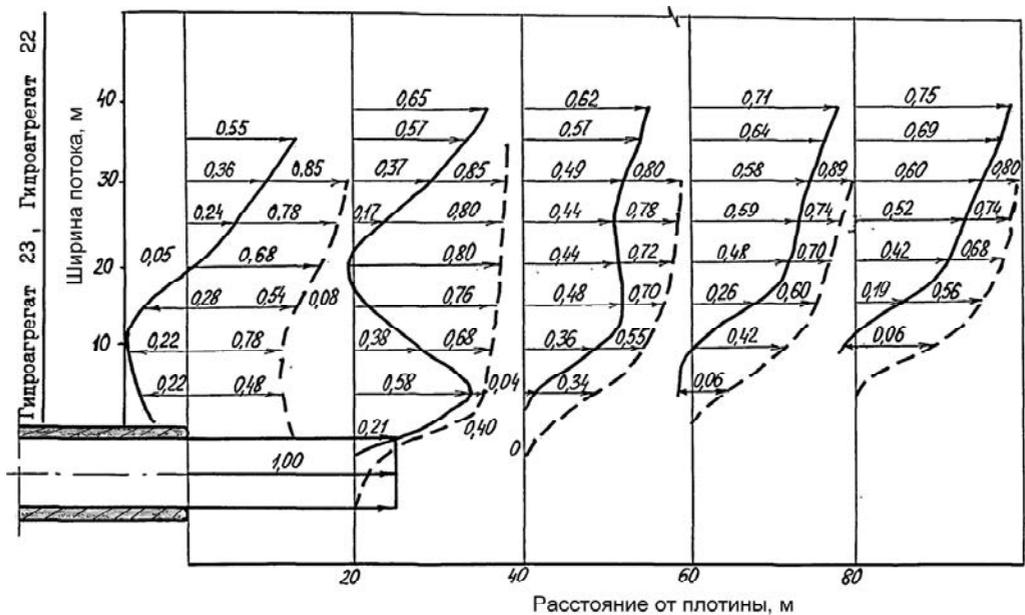


Рис. 4.21. Распределение скоростей течения в нижнем бьефе Саратовского гидроузла перед входом в рыбопропускное сооружение (---) – при работе гидроагрегата 23, (—) – гидроагрегат 23 не работает. Цифрами обозначена скорость течения, м/с

Таблица 4.3. Значения оптимальной скорости привлечения ($V_{\text{опт}}$) и продолжительности ($T_{\text{опт}}$) в зависимости от режимов работы Саратовской ГЭС (р. Волга)

Вид рыбы	Режим № 1		Режим № 2		n_1/n_2
	$V_{\text{опт}}$, м/с	$T_{\text{опт}}$, час	$V_{\text{опт}}$, м/с	$T_{\text{опт}}$, час	
Жерех	0,9–1,1	1,6–2,3	1,1–1,3	2,0–2,5	3,0–3,5
Судак	0,8–1,3	1,5–2,1	0,8–1,1	2,0–2,5	1,0–1,4
Лещ	0,7–0,9	1,8–2,4	0,9–1,3	2,3–3,0	1,5–2,0
Осетр	> 1,3–1,5	2,3–3,0	> 1,4	2,3–3,0	2,0–2,5
Чехонь	0,6–0,8	1,1–1,5	1,0–1,1	1,0–1,8	2,5–3,0

Примечание: n_1 и n_2 количество рыб в режиме 1 и 2, соответственно.

Отметим, что оптимальная скорость течения привлекающего потока и продолжительность привлечения, по нашему мнению, должны изменяться в течение сезона. Это связано с плавательной способностью рыб, которая изменяется по мере созревания половых продуктов, а также связана с температурой воды в период нерестового хода.

Приведенные в таблице значения оптимальных скоростей привлечения являются средней скоростью в рыбонакопительном лотке. Мигранты в случае повышенных скоростей потока начинают двигаться в пристеночном слое и у дна или находят какие-либо укрытия на входе в лоток. Реальные скорости течения в горизонте движения рыб, особенно осетров, перемещающихся у дна реки, значительно меньше, чем в эксперименте.

Для увеличения эффективности работы рыбопропускного сооружения имеются два способа увеличения района привлечения (Павлов, 1979). При первом способе скорость привлекающего потока не постоянна, а изменяется во времени. В начальный период привлечения эта скорость превышает критическую скорость течения для рыб, обеспечивая большой район привлечения. В ходе привлечения скорость привлекающего потока постепенно снижается и становится меньше критической скорости течения для рыб или близкой к оптимальной скорости привлечения, обеспечивая нормальные условия захода рыб в рыбопропускное сооружение. Рыбы как бы «подтягиваются» в рыбонакопительный лоток.

Режим «подтягивания» впервые был опробован на Кочетовском гидроузле Д.С. Павловым, В.Н. Шкура, и И.К. Уманец. Далее для Федоровского рыбопропускного шлюза (Скоробогатов, Павлов, 1986) было выполнено обоснование параметров режима «подтягивания». В этих экспериментах в конце режима «привлечения» длительностью 2,5 ч скорость потока в лотке уменьшали с 1,5 м/с до 0,4–1,0 м/с в течение ΔT (режим «подтягивания»), после чего опускали побудительное устройство, предотвращающее скат рыб из лотка. Результаты исследований приведены в таблице 4.4.

На ихтиологической площадке наблюдается больше рыб на 50–60%, чем без режима «подтягивания», если в конце режима «привлечения» среднюю скорость

Таблица 4.4. Результаты исследований по накоплению севрюги при скорости привлечения 1,5 м/с в рыбонакопительном шлюзе Федоровского гидроузла на р. Кубань

Продолжительность режима «подтягивания», ΔТ, мин.	Диапазон изменения скорости привлекающего потока во время режима «подтягивания», м/с			
	1,5–1,0	1,5–0,8	1,5–0,6	1,5–0,4
20,0	3(3)	2	0	0
10,0	5(3)	3	1	0
5,0	5(3)	3	1	0
2,0	5(3)	3	1	0
0,5	3(3)	3	0	0

Примечание: в скобках – число привлеченных рыб без режима «подтягивания».

течения уменьшать от 1,5 до 1,0 м/с. Если скорость течения в конце режима «привлечения» уменьшали с 1,5 до 0,8 м/с, то количество пропущенной севрюги соответствовало технологии пропуска рыб без режима «подтягивания». При уменьшении скорости течения с 1,5 м/с до 0,6 (0,4) м/с только в отдельных опытах севрюга оставалась в рыбонакопительном лотке. Следует отметить, что в диапазоне изменения ΔТ от 2 до 10 мин. при уменьшении скорости течения от 1,5 до 1,0 м/с эффективность привлечения была практически одинаковой – 5 экз. севрюги за один цикл.

Данные о количестве привлеченной севрюги при скорости привлечения 1,8 м/с, 1,5 м/с и 1,25 м/с и уменьшении скорости течения в рыбонакопительном лотке в режиме «подтягивания» до 1,0 м/с приведены в таблице 4.5. Число рыб при работе рыбопропускного сооружения с «подтягиванием» было выше, чем без него.

Таким образом, с увеличением скорости привлечения эффективность режима «подтягивания» увеличивается, однако, как это указывалось выше, только в определенном временном диапазоне (ΔТ). По-видимому, это связано с плавательной способностью севрюги и скоростью течения в горизонте плавания рыб. Анализ всего экспериментального материала позволил рекомендовать режим «подтягивания» для севрюги, уменьшая скорость привлекающего потока от 1,5 до 1,0 м/с с ускорением 0,083–0,42 см/с².

Таблица 4.5. Данные о количестве пропущенной севрюги рыбопропускным сооружением Федоровского гидроузла в режиме «подтягивания» на разных скоростях привлечения (в конце режима «подтягивания» скорость привлечения уменьшали до 1,0 м/с)

Скорость привлечения, м/с	1,80	1,50	1,25
Число особей севрюги, привлеченных в рыбопропускной шлюз, экз.	5(3)	5(3)	4(3)

Примечание: в скобках – число привлеченных рыб без режима «подтягивания».

На возможность увеличения эффективности работы рыбопропускного сооружения путем включения в цикл его работы режима «подтягивания» указывал В.И. Жидовинов (1981) после исследования работы рыбопропускных шлюзов Волжского водodelителя. При этом он рекомендует уменьшать скорость привлекающего потока до 0,5 м/с в течение 2–3 мин.

Существует и второй способ (Павлов, 1979) увеличения района привлечения, который связан с созданием системы «дополнительного питания» на входе в рыбопропускное сооружение. Скорость течения в самом рыбопропускном сооружении остается постоянной (оптимальной для накопления рыб), а на входе создаются максимальные скорости течения, которые в связи с коротким временем нахождения рыб в привлекающем потоке (1–20 мин.) не вызывают утомление рыб и не препятствуют их захождению в рыбопропускное сооружение. Конструкции рыбопропускных сооружений с дополнительными блоками питания, методики гидравлического расчета, описание технологических процессов изложены в работах А.Ш. Барекян, М.А. Скоробогатова (1997) и В.Н. Шкура (1999) (рис. 4.22.).

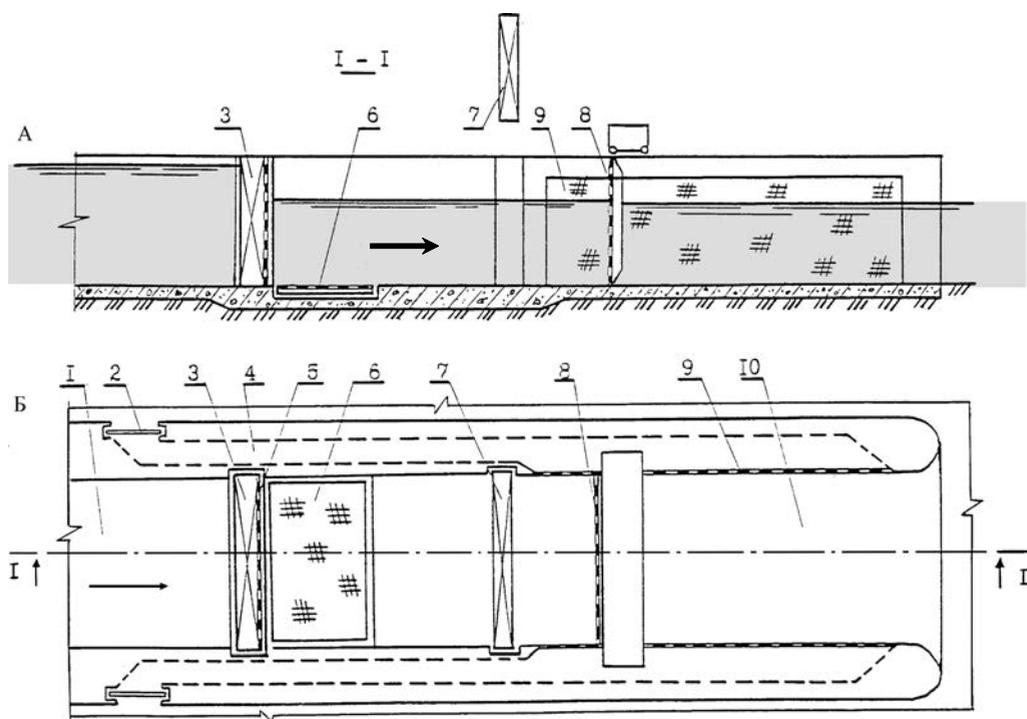


Рис. 4.22. Принципиальная схема рыбопропускного шлюза с дополнительным блоком питания
 А – продольный разрез; Б – вид в плане; 1 – выходной лоток; 2 – затворы боковых галерей, 3 – дополнительный блок питания, 4 – галерея для подачи дополнительного расхода, 5 – решетка, 6 – икhtiологическая площадка, 7 – низовой затвор, 8 – побудительное устройство, 9 – сетки рыбоаккумулятивного лотка, 10 – рыбоаккумулятивный лоток

В настоящее время применяются или разработаны различные блоки питания: плоские затворы с водопропускными отверстиями, водосливы практического профиля с водобойным колодцем, обводные донные и боковые галереи, турбинные гидроагрегаты и др. Для большинства из них есть и соответствующие методики расчетов. Имеются методики гидравлических расчетов и для параметров привлекающего шлейфа (Барекян, 1980; 1981; Михеев и др., 1982; Малеванчик, Никоноров, 1984; Барекян, Лупандин, 1985; Барекян, Скоробогатов, 1985; Шкура, 1999; и др.).

4.5.2. Выделение привлекающего потока

Для того, чтобы рыбы легко находили вход в рыбопропускное сооружение, привлекающий поток (рыбопривлекающий шлейф) должен выделяться из общего потока гидроузла. Как указывалось выше, скорость в рыбопривлекающем шлейфе должна быть выше пороговых скоростей. Б.С. Малеванчик и И.В. Никоноров (1984) считают, что на входе в рыбопропускное сооружение в нижнем бьефе гидроузла необходимо организовать поток со стабильными и привлекающими скоростями течения, удовлетворяющие следующие условиям:

$$V_{\text{пр}} \geq V_{\text{реки}} + V_{\text{пор}} \text{ при } V_{\text{реки}} < V_{\text{к}}, \quad (4.9)$$

$$V_{\text{пр}} \leq V_{\text{реки}} + V_{\text{пор}} \text{ при } V_{\text{реки}} > V_{\text{к}}, \quad (4.10)$$

т.е. привлекающий поток шлейфа должен отличаться от основного на величину не менее пороговой.

В.Н. Шкура (1999) считает, что в зонах перемещения рыб в нижнем бьефе гидроузла необходимо создавать потоки с неравномерным распределением скоростей течения. Под неравномерным распределением скорости течения автор понимает такое распределение, при котором величина поперечного градиента скорости (dV/dy) превышает пороговое значение $(dV/dy)_{\text{пор}}$. Как было отмечено выше, он предлагает принимать $(dV/dy)_{\text{пор}} = 0,026 \pm 0,003 \text{ (м/с)/м}$.

И.К. Уманец и А.А. Быков (1982), исследуя на Краснодарском, Кочетовском и Николаевском гидроузлах влияние скоростей спутного потока по бокам рыбоаккумуляторов (V_1 и V_2), установили оптимальную привлекающую скорость $V_{\text{пр}}$ для полупроходных рыб:

$$V_{\text{пр}} = 0,46(V_1 + V_2) + 0,35, \text{ м/с.} \quad (4.11)$$

При этом формирование неравномерного распределения расхода на водосливном фронте по бортам рыбопропускного сооружения, в сравнении с равномерным, увеличивало заход рыб на этих трех рыбопропускных сооружениях, соответственно, в 1,8; 2,2 и 1,6 раза.

Как показывают исследования (Гришин, 1968; Кумин, 1956; Лятхер, 1968 и др.), в нижнем бьефе гидроузла наблюдаются участки потоков с различной интенсивностью турбулентности. Приведенные в главе 2 результаты исследований поведения рыб в потоке воды показывают, что, мигранты реагируют на изменение турбулентности и выбирают определенные участки потока, если интенсивность

Таблица 4.6. Значения скорости течения (V) и интенсивности турбулентности (K) в створе входа в рыбопропускное сооружение Саратовской ГЭС

Глубина	Вертикаль по оси рыбонакопительного лотка		Вертикаль за гидроагрегатом 23	
	V, м/с	K	V, м/с	K
поверхность	1,21	0,10	0,88	0,25
0,2h	1,16	0,10	0,85	0,28
0.6h	1,10	0,11	0,81	0,30
0.8h	0,99	0,11	0,55	0,31
дно	0,75	0,15	0,25	0,35

Примечание: h – глубина потока.

турбулентности отличается более чем на 20%. Следовательно, необходимо, чтобы рыбопривлекающий шлейф выделялся не только по скорости течения, но и по интенсивности турбулентности. В таблице 4.6. приведены результаты гидравлических исследований в нижнем бьефе Саратовской ГЭС.

В исследуемом режиме интенсивность турбулентности за гидроагрегатом была выше, чем за рыбопропускным сооружением. Такая же картина распределения интенсивности турбулентности наблюдалась в створе входа в рыбонакопительный лоток на Краснодарском и Федоровском гидроузлах.

Экспериментально также было доказано, что рыбы могут выбирать участки потока с различной температурой воды (см. главу 2, раздел 2.3). Отсюда следует, что рыбопривлекающий шлейф может выделяться и по температуре воды.

Наличие наносов также влияет на поведение рыб в потоках воды (Павлов, Ско-робогатов, 1994). Из материалов исследований следует, что условия зрительной ориентации в рыбопривлекающем шлейфе будут лучше, если поток не будет содержать наносы.

Таким образом, рыбопривлекающий поток (шлейф), выходящий из рыбопропускного сооружения, должен выделяться из общего потока гидроузла по скорости течения, интенсивности турбулентности и другим параметрам. При этом он должен достигать прогнозируемых ихтиологическими исследованиями участков концентрации рыб или трасс движения в нижнем бьефе гидроузла.

Исходя из того, что на эффективность привлечения оказывают влияние множество факторов, оптимальные параметры привлечения (скорость и продолжительность привлечения, режимы работы водосбросных сооружений и др.) должны быть определены в первые годы эксплуатации рыбопропускных сооружений.

4.5.3. Гидравлические схемы привлечения рыб и компоновка сооружений гидроузла

Как указывалось выше, наиболее действенным инструментом для управления поведением рыб в нижних бьефах являются скорости течения, превышаю-

щие критические скорости течения для рыб. Обеспечивая такие скорости, мы можем не допускать скопления рыб в нежелательных участках и сконцентрировать их в зоне расположения рыбопропускного сооружения, где скорости течения должны быть ниже критических. Вторым средством управления могут быть скорости течения ниже пороговых или близкие к ним. Как правило, в процессе миграции рыбы избегают участков с такими скоростями течений. Учитывая это, можно выделить несколько характерных для нижних бьефов гидравлических схем (рис. 4.23).

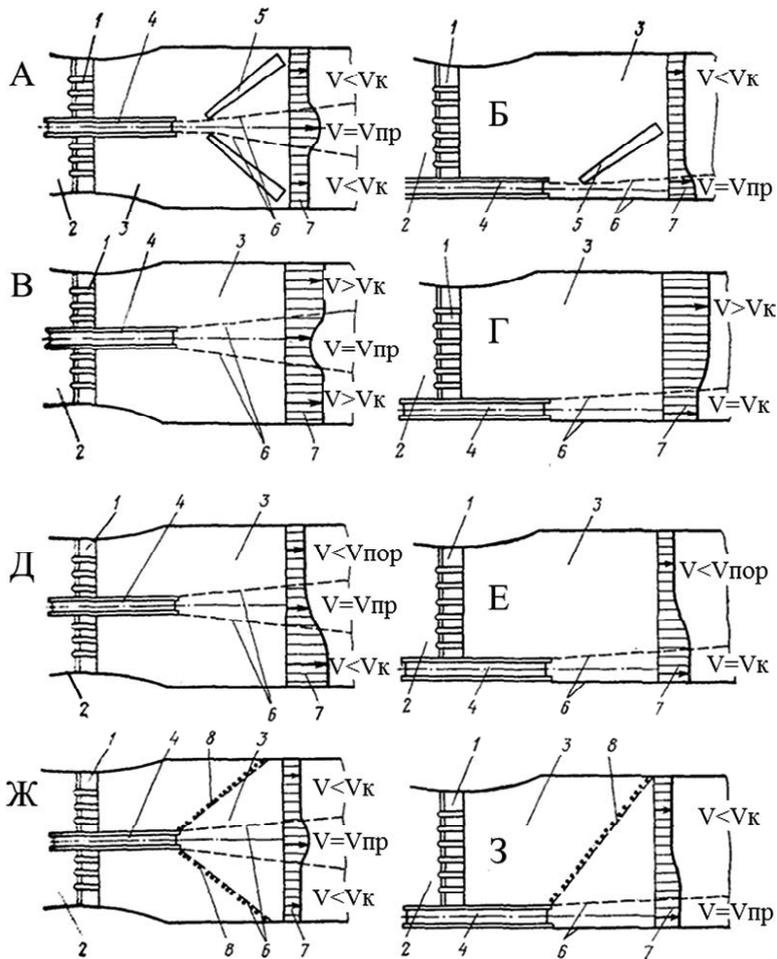


Рис. 4.23. Схемы привлечения рыб: А, В, Д, Ж – при расположении рыбопропускного сооружения в центре водосбросного фронта; Б, Г, Е, З – при расположении рыбопропускного сооружения у берега (Пособие по проектированию..., 1988)

1 – водосбросное сооружение, 2 – верхний бьеф плотины, 3 – зона поисков в нижнем бьефе гидроузла, 4 – рыбопропускное сооружение, 5 – направляющее тактильное устройство, 6 – границы привлекающего шлейфа, 7 – эпюры скоростей в зоне поиска, 8 – рыбнонаправляющие устройство; V – скорость течения, V_k – критическая скорость течения для рыб, $V_{пр}$ – привлекающая скорость течения, $V_{пор}$ – пороговая скорость течения для рыб

Проанализировав эти схемы, можно рассмотреть несколько вариантов сброса воды в нижний бьеф (рис. 4.23 и 4.24):

Вариант 1. Сброс воды идет равномерно по всему водосбросному фронту гидроузла (скорости потока выше критических скоростей течения для рыб). В этом случае расположение рыбопропускного сооружения возможно по бокам от водосбросных сооружений (рис. 4.23 В, Г).

Вариант 2. Сброс воды идет равномерно по всему водосбросному фронту гидроузла (скорости потока меньше критических скоростей течения для рыб). Расположение рыбопропускного сооружения также возможно на любом участке этого фронта, но предпочтительнее по центру водосбросных сооружений (рис. 4.23 А, Б, Ж, З).

Вариант 3. Сброс воды происходит неравномерно по водосбросному фронту или имеется застойная зона под водосливной плотиной. Рыбопропускное сооружение рекомендуется размещать по границе основного потока, возможно размещение и у берега, но не в районе неработающей в период пропуска рыб водосливной плотины (рис. 4.23 Д, Е).

Скорость привлекающего потока (в горизонте следования рыб), как правило, должна быть ниже критических скоростей течения и соответствовать максимальным скоростям плавания рыб. Однако при варианте 1 скорость привлечения должна лежать в среднем диапазоне этих скоростей, а при вариантах 2 и 3 – приближаться к верхнему пределу соответствующего периода привлечения. Указанные выше три принципиальных гидравлических варианта привлечения рыб, лежат в основе многочисленных компоновок сооружений гидроузла.

Исключением при варианте 1 (в случае центрального расположения рыбопропускного сооружения) для ряда рыб может являться снижение в начальный период скорости привлечения так, чтобы она была значительно ниже максимальной. Тогда образующиеся перед рыбопропускным сооружением водоворотные течения будут способствовать первичному накоплению рыб. Разрушение водоворотов в конце цикла путем увеличения скорости привлечения будет обеспечивать заход рыб в рыбонакопитель. Исключением при вариантах 2 и 3 может быть режим «подтягивания», когда во время привлечения скорости потока значительно превышают критические для пропускаемых видов рыб, но затем снижаются к моменту окончания цикла привлечения.

Для определения числа рыбопропускных сооружений большое значение имеет ширина водосливного фронта. Из биогидравлических экспериментов с молодой рыбой известно (Иванов, Небоженко, 1984), что с увеличением водосливного фронта эффективность привлечения рыб уменьшается (эксперименты велись в лотке шириной 4,6 м, длиной 12 м). Уменьшение ширины водосливного фронта улучшает условия управления поведением мигрантов, увеличивает их концентрацию в зоне поисков и перед рыбопропускным сооружением. Эксперименты на Краснодарском гидроузле показали, что когда водосбросная часть была уменьшена вдвое и сделан односторонний сброс, то заход рыб в рыбопропускное сооружение увеличился в 1,8 раза (Шкура, 1979). Напротив, при расширении водосливного фрон-

та на Кочетовском гидроузле, когда в опытах 50% расхода сбрасывали через разборную плотину (вместо 20%), то заход рыб в рыбопропускное сооружение уменьшился примерно в два раза. Видимо, одно рыбопропускное сооружение достаточно эффективно обеспечивает привлечение рыб с водосливного фронта 100–200 м. При конкретной компоновке гидроузла, их количество должно зависеть от числа основных мест концентрации рыб, структуры течений в нижнем бьефе и от степени ее управляемости в целях рыбопропуска.

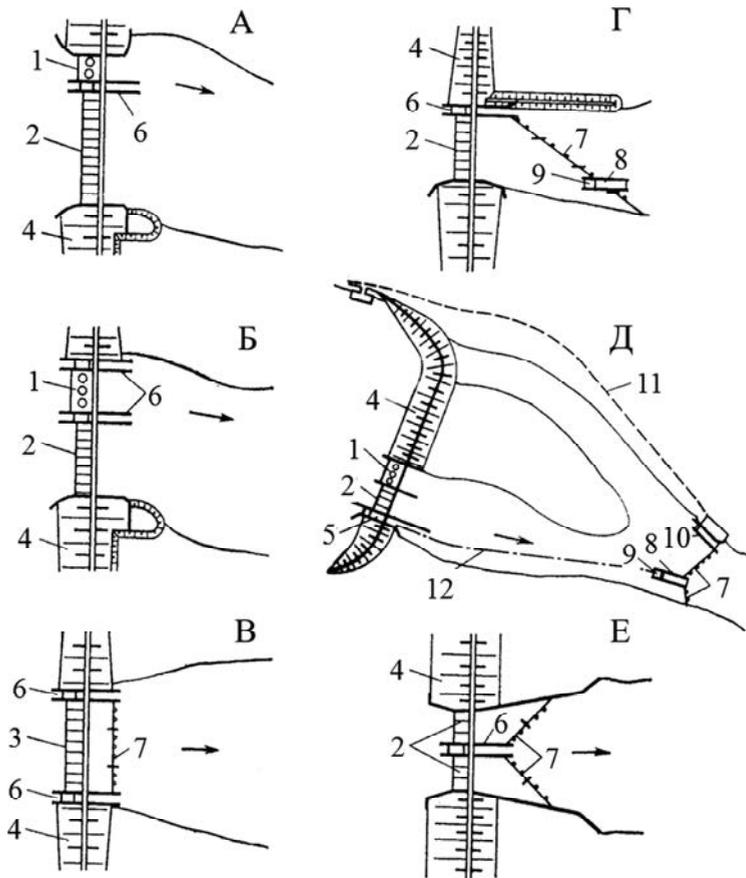


Рис. 4.24. Принципиальные схемы расположения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

А – при наличии ГЭС обычного типа и водосливной плотины с одним рыбопропускным сооружением, Б – при наличии ГЭС с двумя рыбопропускными сооружениями, В – при наличии ГЭС совмещенного типа, Г – для мелиоративных гидроузлов с прибрежным расположением рыбопропускного сооружения, Д – при проектировании рыбохозяйственного створа в нижнем бьефе гидроузла, Е – при центральном расположении рыбопропускного сооружения в теле плотины; 1 – гидроэлектростанция, 2 – водосливная плотина, 3 – совмещенное здание ГЭС, 4 – глухая плотина, 5 – судходный шлюз, 6 – рыбопропускное сооружение, 7 – электрорыбозаградитель, 8 – плавучий рыбоуловитель, 9 – самоходный контейнер, 10 – стационарный рыбоуловитель, 11 – трасса движения автоконтейнера с рыбой, 12 – трасса движения плавучего контейнера с рыбой; \longrightarrow – направление течения

Большую роль в обеспечении привлечения рыб играет согласование работы водосбросных сооружений гидроузла с работой рыбопропускного сооружения. В период интенсивной миграции их работа должна обеспечивать рыбопропуск путем создания оптимальной для привлечения рыб структуры течений в нижнем бьефе.

Так, например, хорошо известно положительное влияние на заход рыб в рыбоподъемник Волгоградского гидроузла работы двух близлежащих турбинных агрегатов (Нусенбаум, Лапицкая, 1961; Карпова, Малеванчик, 1969; Павлов, 1979; Шкура, 1979 и др.). Когда в 1962 г. ближайший к рыбоподъемнику Волгоградского гидроузла агрегат находился в ремонте, то за период с 25.08 по 15.09 прошло в 2,5 раза меньше осетров, чем за тот же период в 1961 г., хотя концентрация их в нижнем бьефе была большая. Если эти агрегаты не работали, то пограничный поток, в котором двигаются рыбы, удалялся от потока рыбоподъемника, и рыбы привлекались к работающим агрегатам, а не в рыбоподъемник. В случае работы соседних с рыбопропускным сооружением агрегатов шлейф от рыбопропускного сооружения не только достигал трасс движения осетров, но последние, встречаясь с мощным (от $1,5V_k$ до $2,0V_k$) потоком от агрегатов гидроэлектростанции (от 1,7 до 2,25 м/с), уходили в сторону более приемлемого для них потока от рыбоподъемника (от 0,6 до 0,8 м/с). Влияние работы близлежащих агрегатов на заход рыб в рыбопропускное сооружение установлено и на других гидроузлах – Нижне-Тулломском, Саратовском и др. (Павлов, 1979; Барекян, Скоробогатов, 1982).

Возможные схемы расположения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла, показаны на рисунке 4.24.

Заканчивая этот раздел, подчеркнем, что компоновка всех сооружений гидроузла, режим их работы и создаваемая в период миграции рыб в нижнем бьефе структура течений должны быть, по возможности, подчинены задачам рыбопропуска.

4.5.4. Сопряжение привлекающего потока с основным потоком и с горизонтом миграции рыб

Для привлечения всех мигрантов обязательным является сопряжение привлекающего потока с основным потоком. Привлекающий поток должен быть направлен параллельно или под некоторым углом к направлению основного потока. При этом считается (Тихий, Викторов, 1940; Харчев, 1940; Малеванчик, Никоноров, 1984; Павлов, 1979 и др.), что угол такого сопряжения не должен превышать 30° . Увеличение этого угла, например, при максимумах отлива и прилива на рыбоходе Нижне-Тулломской ГЭС, приводило к тому, что привлекающий шлейф практически не выделялся из основного потока гидроузла, и рыбы переставали привлекаться. Следует отметить, что такая картина объясняется также незначительными расходами воды через рыбоход.

Кроме сопряжения с основным потоком следует подчеркнуть и необходимость сопряжения с горизонтом следования рыб. Актуальность этого момента особенно

проявилась при разработке плавучего рыбопропускного сооружения, у которого дно рыбоакпителя, как правило, поднято над дном реки. Так, при испытании на Усть-Манычском гидроузле при угле наклона сопрягающего устройства ко дну реки $8-9^\circ$ (рис. 4.25 А) в рыбоакпитель заходили как виды, мигрирующие в толще воды и у поверхности (лещ, черноморско-азовская проходная сельдь, чехонь), так и придонные мигранты (судак). В то же время испытания на Федоровском и Кочетовском гидроузлах при углах сопряжения 16° показали, что в рыбопропускное сооружение заходили только сельдь, чехонь, лещ, а севрюга, осетр, стерлядь, судак, рыбец отсутствовали. При гидравлических исследованиях было установлено, что заходу донных видов рыб препятствовала водоворотная зона на сопрягающем устройстве (рис. 4.25 Б).

Проведенные эксперименты на мелких рыбах, двигающихся в придонных слоях потока (стерлядь, плотва), выявили, что эффективность их привлечения в плавучее рыбопропускное сооружение при сплошном сопрягающем устройстве резко уменьшается с увеличением угла сопряжения (рис. 4.25). Это связано с тем, что при углах сопряжения $8-12^\circ$ на сопрягающем устройстве появляется зона с нулевыми скоростями, при больших углах сопряжения образуется водоворот, который дезориентирует рыб, двигающихся в придонных слоях потока.

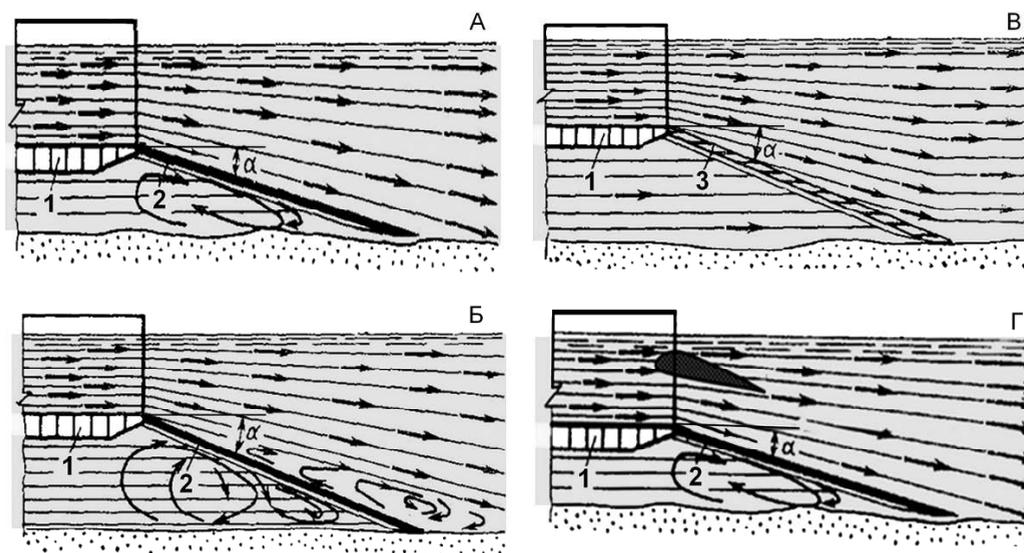


Рис. 4.25. Схемы растекания потока перед входом в плавучий рыбоакпитель (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

А – при применении водонепроницаемого сопрягающего с дном устройства с малыми углами сопряжения, Б – с большими углами сопряжения, В – при применении щелевого сопрягающего устройства при больших углах сопряжения, Г – специальное струнаправляющее крыло в передней части рыбоакпителя; 1 – рыбоакпитель, 2 – водонепроницаемое сопрягающее устройство, 3 – щелевое сопрягающее устройство, б – угол наклона сопрягающего устройства; \longrightarrow – направление течения

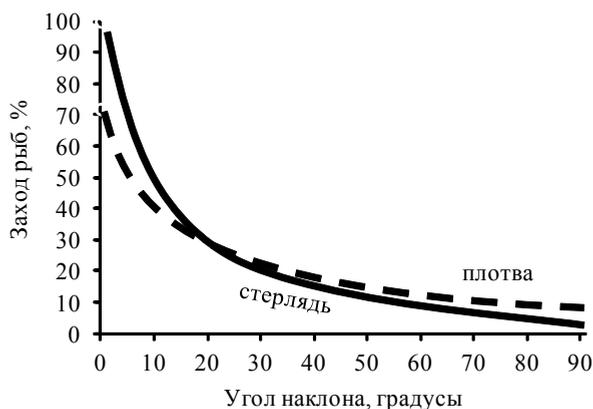


Рис. 4.26. Влияние угла наклона сопрягающего устройства на эффективность захода стерляди ($l = 60\text{--}70$ мм, $V_k = 40$ см/с; $V_{пр} = 0,8 V_k$) и плотвы ($l = 32$ мм, $V_k = 32$ см/с; $V_{пр} = 0,8 V_k$) в модель рыбоаккумулятора (по Павлов, 1979)

Результаты исследований по определению эффективности сопрягающего устройства в зависимости от угла наклона приведены на рис. 4.26 (Павлов, 1979).

В настоящее время на основе натурных и лабораторных исследований создано щелевое сопрягающее устройство (рис. 4.25 В) и специальное струенаправляющее крыло в передней части рыбоаккумулятора (рис. 4.25 Г), которые обеспечивают сопряжение потока с дном реки и заход в плавучие рыбоаккумуляторы донных мигрантов (Барекян, 1981; Малеванчик, Никоноров, 1984). Опыты, проведенные в лабораторных условиях с щелевым сопрягающим устройством, показали, что эффективность захода донных видов рыб, например, при угле $7,5^\circ$ возросла в 10 раз.

На входе в рыбопропускное сооружение Саратовской ГЭС имеется пандус с углом наклона 1:3, за которым, как показали наши исследования (Барекян, Скоробогатов, 1982), образуется водоворотная область, препятствующая заходу донных рыб.

Следует отметить, что для условий, когда в нижнем бьефе наблюдаются значительные колебания уровня воды (например, условия входа в рыбоход Нижне-Тулумской ГЭС) в настоящее время предложена конструкция с «плавающим пандусом» (рис. 4.27), которая «отслеживает» колебания уровня. В этом случае в поверхностном слое на входе в рыбопропускное сооружение создается постоянный рыбопривлекающий шлейф (Барекян, Скоробогатов, 1996; Пособие по проектированию ..., 1988). Для увеличения скорости течения на входе в сооружение используется расход воды, сбрасываемый из верхнего бьефа по трубопроводам. Этот расход также присоединяет (эжектирует) поток, поступающий через боковые отверстия.

Таким образом, при наличии донных мигрантов сопряжение рыбоаккумуляторного лотка стационарных рыбопропускных сооружений также должно выполняться без образования водоворотных зон в придонной части потока или участков со скоростями менее пороговых скоростей. Это достигается устройством сопрягающего пандуса под углом не более $6\text{--}8^\circ$.

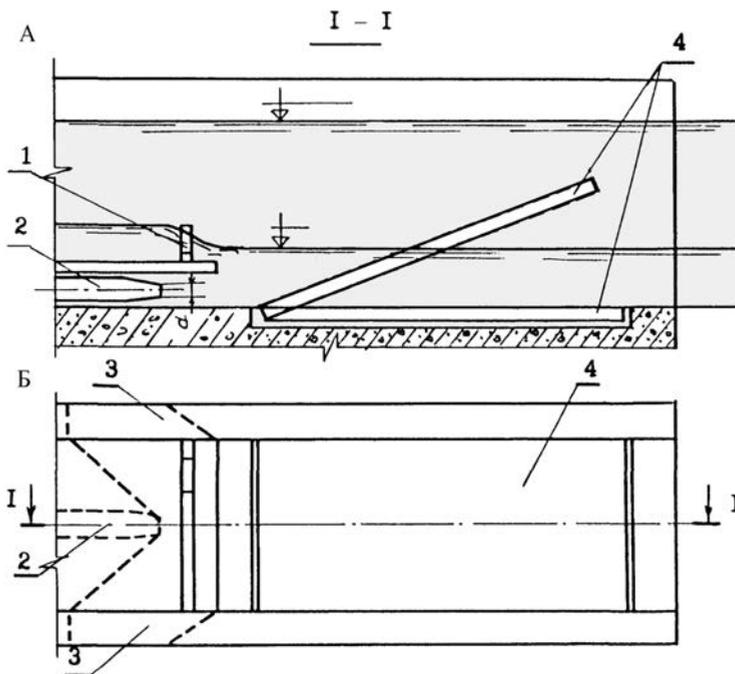


Рис. 4.27. Проект входного оголовка рыбохода Нижне-Тулумской ГЭС (Пособие по проектированию...,1988)

А – продольный разрез, Б – вид в плане; 1 – первая ступень рыбохода, 2 – трубопровод с насадкой для создания привлекающего потока, 3 – боковые отверстия, 4 – плавающий пандус

4.5.5. Суточный ритм привлечения рыб в РПС

Наличие четкого суточного ритма нерестовой миграции у рыб (Павлов, 1979; Поддубный и Малинин, 1988; Horky, et al., 2007 и др.) определяет и соответствующую ритмику их захода в рыбопропускные сооружения. Данные, отражающие изменение количества зашедших осетров и сельди в рыбопропускное сооружение Волгоградской ГЭС от времени суток, приведены на рисунке 4.28 (Павлов, 1979).

Аналогичные данные получены и для рыбопропускных сооружений Кочетовского, Усть-Маньчского (рис. 4.29), Краснодарского, Федоровского, Саратовского гидроузлов (Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988; Шкура, 1998; Барекян, Скоробогатов, 1982 и др.). Интенсивность захода лосося в рыбопропускное сооружение Нижне-Тулумской ГЭС показана на рисунке 4.30.

Наблюдаются два пика захода лосося в рыбоход – утренний и вечерний.

Таким образом, интенсивность захода рыб в рыбопропускное сооружение изменяется в течение суток. Причем, наблюдаемый максимум подхода зависит от вида рыб. Например, осетровые на упомянутых рыбопропускных сооружениях подходили к рыбопропускному сооружению в основном в темное время суток, а черноморско-азовская проходная сельдь, сельдь-черноспинка, лещ, рыбец, чехонь – в светлое.

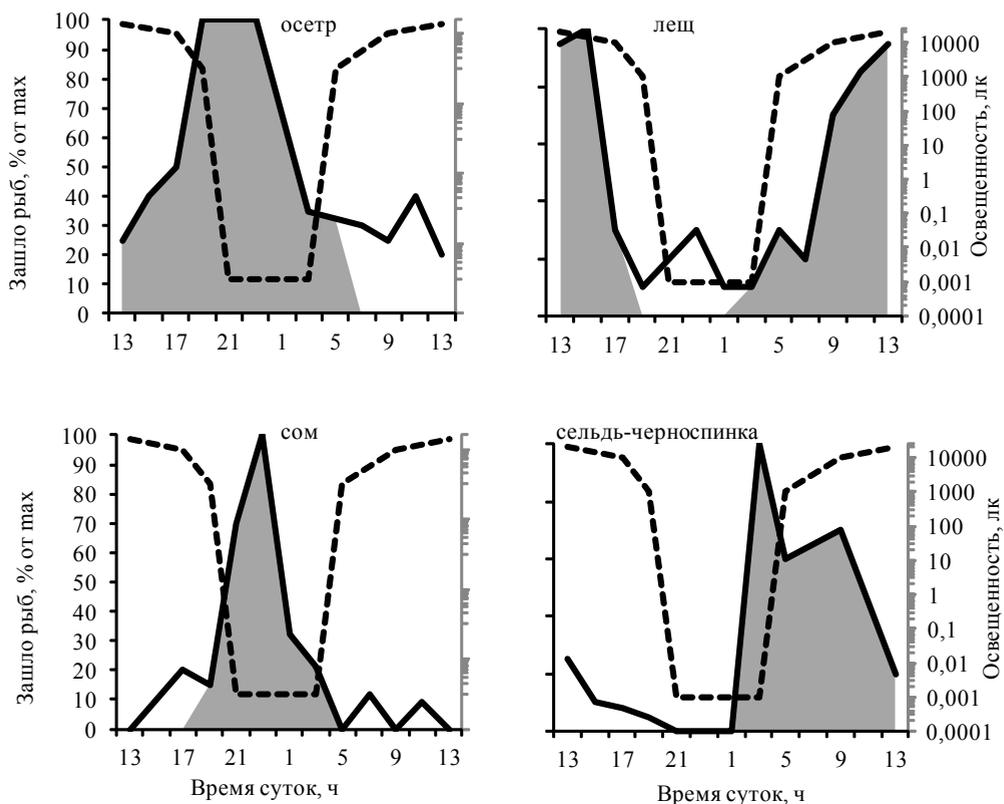


Рис. 4.28. Суточная динамика захода рыб в рыбоподъемник Волгоградского гидроузла (июнь–август 1965) (по Павлов, 1979)

(—) – количество зашедших рыб в % от максимального за сутки, (---) – освещенность. Затемнено оптимальное время суток для привлечения рыб

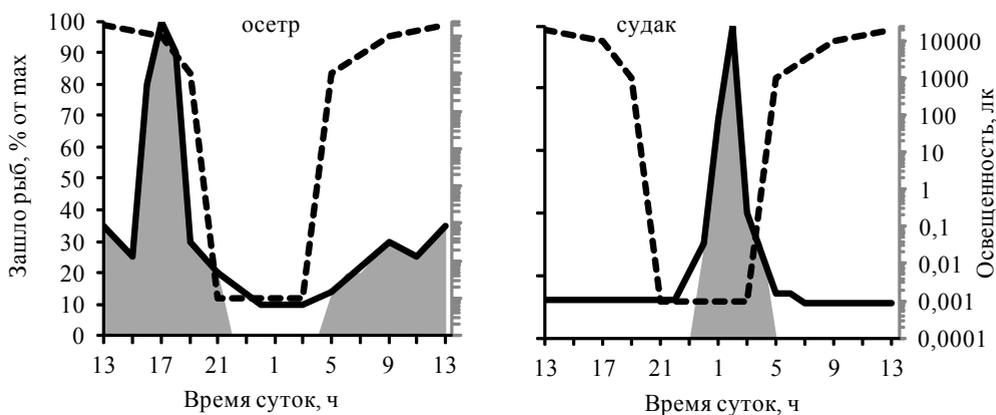


Рис. 4.29. Суточная динамика захода рыб в плавучее рыбопропускное сооружение Усть-Манычевского и Кочетовского гидроузлов (по Павлов, 1979)

Обозначения как на рисунке 4.28

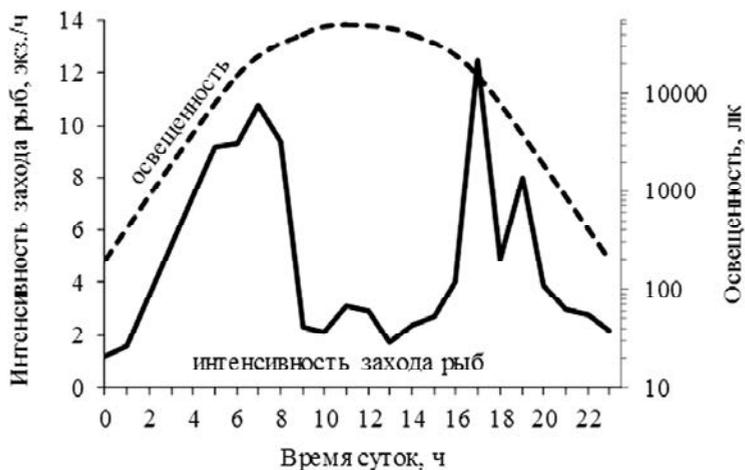


Рис. 4.30. Суточная динамика захода атлантического лосося в рыбоход Нижне-Тулумской ГЭС (по Павлов, Пахоруков, 1978)

Этот момент должен учитываться при установлении режима работы рыбопропускного сооружения и гидроузла, при определении параметров привлекающего потока в зависимости от времени суток. В случае, когда сооружение предназначено только для пропуска ночных или дневных мигрантов, оно может отключаться на определенное время в течение суток. Если рыбопропускное сооружение предназначено для пропуска различных рыб, то для каждого пропускаемого вида рыб в течение суток необходимо выставлять свои оптимальные параметры режима привлечения – скорость привлекающего потока и продолжительность привлечения.

В период наибольшей интенсивности миграции рыб работа других водосбросных сооружений гидроузла должна соответствовать оптимальным условиям привлечения рыб. Например, на Нижне-Тулумской ГЭС, после проведения исследований эффективности работы рыбопропускного сооружения, было предложено на период наибольшей миграционной активности рыб снижать нагрузку на IV агрегате (см. рис. 4.11) гидроэлектростанции.

Таким образом, знание суточного ритма миграции позволяет оптимизировать работу рыбопропускного сооружения в зависимости от миграционной активности рыб.

4.5.6. Сезонная динамика привлечения рыб в РПС

Сезонная динамика захода рыб в рыбопропускное сооружение характеризуется высокой неравномерностью. В начальный и конечный периоды в рыбопропускное сооружение заходят единичные экземпляры нерестовых мигрантов. Далее имеет место пик пропуска рыб в верхний бьеф, после чего – постепенное затухание (рис. 4.31).

Характер сезонной ритмики захода рыб в рыбопропускное сооружение и продолжительность нерестового хода зависят от многих факторов: вида рыб, темпе-

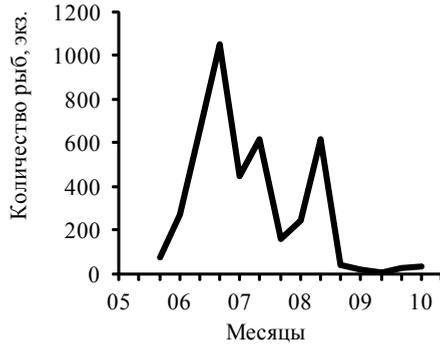


Рис. 4.31. Сезонная динамика миграции атлантического лосося по рыбоходу Нижне-Тулумской ГЭС в 2009 г. (по данным Мурманрыбвода)

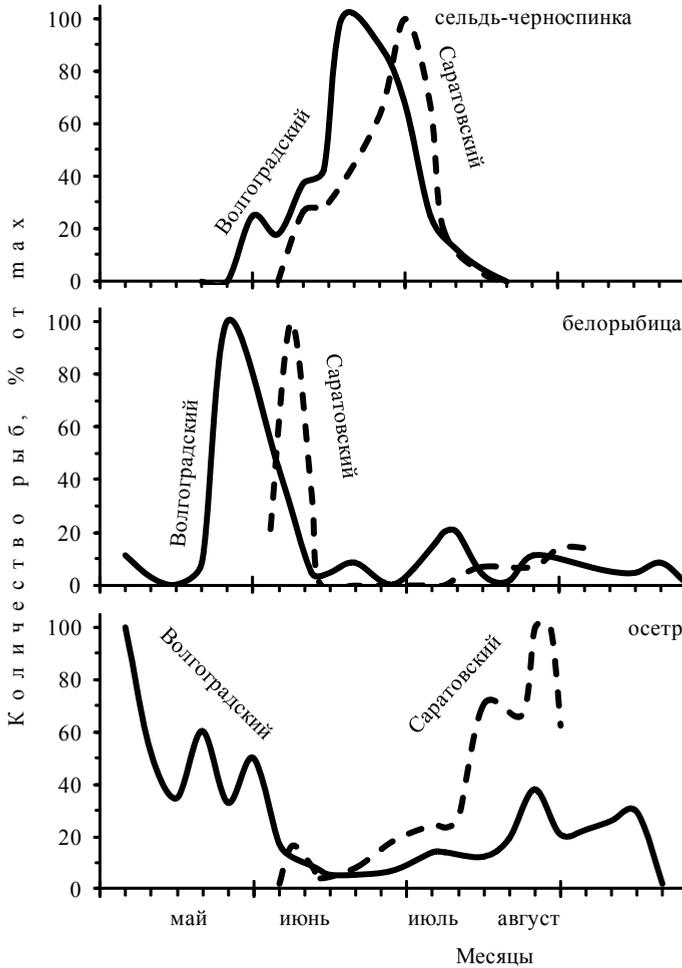


Рис. 4.32. Сезонная динамика захода проходных рыб в рыбопропускные сооружения смежных гидроузлов на р. Волга (по Поддубный, Малинин, 1988)

ратуры воды, водности года, режима работы водосбросных сооружений гидроузла и т.д. (Павлов, 1979; Поддубный, Малинин, 1988; Pavlov, 1989 и др.).

Особый интерес представляют данные о ритмике захода рыб в условиях каскада гидроузлов. На рисунке 4.32 представлены графики пропуска сельди-черноспинки, белорыбицы и осетров через рыбопропускные сооружения Волгоградского и Саратовского гидроузлов (р. Волга) в 1977 г. (Поддубный, Малинин, 1988). Динамика захода сельди-черноспинки и белорыбицы в оба сооружения была сходной, но максимальное количество рыб наблюдалось со сдвигом 9–11 сут. Это время мигранты затрачивали на преодоление расстояния между плотинами. Вычисленная средняя скорость миграции сельди-черноспинки составляла 48 км/сут., белорыбицы – 43 км/сут. В отношении осетров следует отметить их длительную задержку в водохранилище после весенней миграции через Волгоградский рыбоподъемник.

4.5.7. Рыбозаградительные и рыбонаправляющие устройства

С целью повышения эффективности привлечения рыб в рыбопропускные сооружения применяют рыбозаградительные и рыбонаправляющие устройства. Первые преграждают движение рыб на определенных участках водосливного фронта, а вторые ориентируют рыб при движении в потоке и направляют мигрантов в рыбопропускное сооружение.

Заградительные и направляющие функции могут выполнять: механические преграды, воздушно-пузырьковые завесы, гидродинамические, электрические, акустические, химические и другие поля.

Рыбозаградительные устройства могут быть механическими и электрическими. Механические рыбозаградительные и рыбонаправляющие устройства выполняются обычно в виде металлической сетки или металлических стержней или цепей.

Впервые такие устройства были опробованы на Волховском и Куйбышевском гидроузлах (Харчев, 1940; Тихий, Викторов, 1940; Киппер, Милейко, 1962). По исследованиям Д.С. Павлова (1979), Г.М. Сукало и В.Н. Шкура (1982) оптимальный угол установки рыбонаправляющих устройств не должен превышать 30–45°. По данным лабораторных исследований, проведенных в КПИ с использованием молоди рыб, угол установки сетей или других подобных устройств должен быть не более 50°. Следует отметить, что механические рыбозаградительные и рыбонаправляющие устройства имеют ряд недостатков: быстрая засоряемость и низкая эффективность использования их в мутной воде. Кроме этого, сети являются препятствием для скатывающихся рыб.

Электрические рыбозаградители давно применяются в ряде стран (Clay, 1995; Vibert, 1967 и др.). В России использовалась конструкция ЭРЗУ-1 (Страхов, Нусенбаум, 1959; Хмелевский, Нусенбаум, 1967; Мишелович 1978; Мишелович, Ващинников, 2001). Эта конструкция опробовалась на Цимлянском, Кочетовском, Усть-Маньчском, Краснодарском гидроузлах. Как указывалось выше, при приближении к электродам мигранты испытывают болевые ощущения, которые и застав-

ляют их перемещаться из зоны с большим напряжением в зону с меньшим напряжением электрического поля.

Сложность применения электрозаградителей заключается в подборе соответствующей разности потенциалов, которая различна для разных видов и размеров рыб. Пороговое раздражение для мелких рыб может оказаться критическим и вызвать наркоз или гибель крупных особей, поэтому конструкция должна обеспечивать пороговую дистанцию в 5–10 м и разность между пороговой и критической дистанцией в 5–7 м (Малеванчик, Никоноров, 1984). Испытания электрического рыбозащитного устройства (ЭРЗУ) на Усть-Маньчском и Краснодарском гидроузлах показали наличие у рыб болевого шока и гибели отдельных особей (Шкура, 1998). Следует отметить, что определенную опасность электрозаградитель представляет для скатывающихся рыб, вынужденных проходить через электрическое поле.

Исследованиями многих авторов (Харчев, 1940; Schiemenz, 1957; Павлов, 1979 и др.) доказана целесообразность расположения заградительных устройств под острым углом к потоку воды. В вершине угла размещают рыбонакопитель. В тех случаях, когда электрорыбозаградители используются только для ограничения доступа рыб к каким-либо участкам гидроузла, они могут располагаться не только под острым углом к потоку.

В настоящее время электрорыбозаградители в России не работают.

В качестве устройств для направления рыб в рыбонакопительный лоток возможно использовать воздушно-пузырьковые завесы, водоструйные стенки, световые, звуковые, химические и другие раздражители. Однако, как показали исследования (Дарков, Эрслер, 1978; Павлов, 1979; Протасов, 1965 и др.), вышеперечисленные способы в настоящее время не позволяют эффективно направлять рыб в рыбонакопительный лоток.

В качестве рыбонаправляющих устройств, предлагается использовать также тактильные дорожки, каналы, донные пороги и уступы, которые располагаются под углом к рыбопропускному сооружению. Тактильные дорожки представляют собой участки, вымощенные крупными камнями для облегчения ориентации донных рыб. Каналы (углубления на дне) предназначены для направления движения осетровых, которые четко реагируют на изменение рельефа (Поддубный и др., 1978). Донные пороги и уступы представляют собой выступы над дном, вдоль которых создаются гидравлические условия, направляющие рыб к рыбонакопительному лотку.

Донные направляющие пороги и уступы исследованы в лаборатории НИМИ с применением в опытах молоди рыб, в том числе осетровых (Шкура, 1979; Сукало, Шкура, 1982; Шкура, 1998 и др.). Оптимальными углами их расположения являются 25–35°, а высота порогов над дном – 0,25–0,35 глубины потока (рис. 4 33).

На Краснодарском гидроузле в качестве тактильных рыбонаправляющих устройств в нижнем бьефе были вырыты каналы. Влияние их на эффективность работы рыбопропускного сооружения установить не представлялось возможным, так как они оказались заиленными.

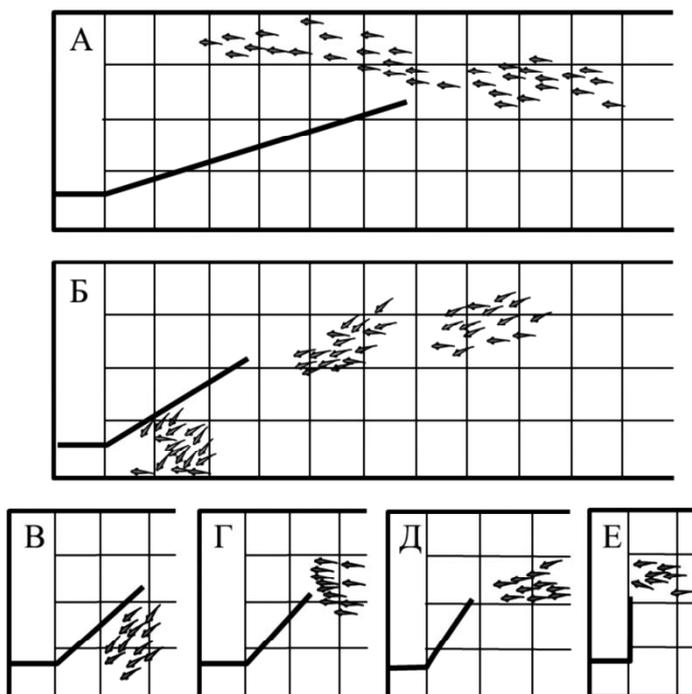


Рис. 4.33. Характерные трассы перемещения рыб и различные позиции модельных рыб в зоне влияния донных рыбонаправляющих порогов, установленных в потоке под разными углами (по Шкура, 1998)

Угол установки: А – 15°, Б – 30°, В – 40°, Г – 50°, Д – 60°, Е – 90°

4.6. ПОВЕДЕНИЕ РЫБ В РЫБОПРОПУСКНЫХ СООРУЖЕНИЯХ И ОПТИМИЗАЦИЯ УСЛОВИЙ ИХ НАКОПЛЕНИЯ

Тип сооружения во многом определяет особенности поведения рыб в рыбопропускном сооружении.

В рыбоходах, как правило, наблюдаются участки как с высокими скоростями течения, так и с низкими. Наибольшие скорости течения наблюдаются во впускных отверстиях (от 1,00 до 2,30 м/с) и на участках рыбоходов, где имеет место значительный уклон дна. В связи с этим прохождение таких участков возможно в основном на бросковых скоростях. Как показал В. А. Флик (Flick, 1968), рыбы при этом используют энергию стоячей волны под водопадом. Наиболее приспособленными для движения в таких условиях являются рыбы, которые при своих миграциях вынуждены преодолевать водопады. В основном это лососи, для которых чаще всего и применяются рыбоходы. Однако многие другие виды рыб, особенно при наличии донных впускных отверстий, также мигрируют через рыбоходы.

Скорость перемещения лососей по рыбоходу различна. По данным Д.С. Павлова и А.М. Пахорукова (1978), на рыбоходе Нижнетуломской ГЭС она составляет

от 70 до 230 м/ч, что соответствует минимальной скорости движения этих рыб в естественных условиях. Говоря о прохождении мигрантов через этот рыбоход, следует отметить, что не все особи, зашедшие в него, достигают верхнего бьефа. Часть рыб его не преодолевают, а выносятся потоком в нижний бьеф. Впервые это явление было обнаружено Г.Б. Головковым и Н.И. Кожиным (1939), которые установили, что до 30% рыб скатывается из камер рыбохода. В дальнейшем Д.С. Павлов и А.М. Пахоруков (1978) и D.S. Pavlov, A.I. Lupandin, V.V. Kostin, M. Kaukaranta et al. (2001) показали, что эффективность прохождения атлантического лосося через разные участки рыбохода различна, и наибольшее количество рыб скатывается из нижних камер рыбохода.

Отметим, что особенно усложняется проход рыб через камеры с водоворотными течениями, которые образуются, например, на поворотах рыбоходов. Здесь рыбы теряют ориентацию и могут задерживаться на несколько дней, а затем, утомляясь, скатываются вниз по течению (Павлов, 1979).

При движении в рыбоходе, как и в реке, у рыб наблюдается чередование движений против течения и по течению (снос потоком). В первых камерах снос потоком наблюдается особенно часто, в результате чего многие рыбы выносятся из рыбохода обратно в реку. Этот снос связан не только с утомляемостью, но и с плохими условиями ориентации. Улучшение этих условий, например применение зрительных ориентиров, увеличивает число мигрантов, проходящих через рыбоход (Павлов, Пахоруков, 1978).

Продолжительность движения рыб через рыбоход в основном зависит от высоты подъема. Время прохождения рыбами всех камер рыбохода Нижне-Тулумской ГЭС изменялось от 15 до 48 ч. Продолжительность подъема на высоту 3,5 м по рыбоходу на р. Печа составляла от 15 мин. до 3 ч (Павлов, Лупандин, 2005). В условиях рыбохода Нижнетулумской ГЭС задержки рыб в определенных камерах закономерны и связаны с дезориентацией рыб, вызванной изменением гидравлических условий. В наибольшей степени это касалось камеры, где поверхностные отверстия сменяются на донные, а так же всех камер с донными отверстиями.

Поведение рыб в рыбоходах и аспекты оптимизации этих конструкций хорошо изучены (Clay, 1995; Collins, Elling, 1960; Ebel, 1985, Павлов, 1979; Шкура, 1999; Лупандин, Скоробогатов, Филиппов, 2005 и др.). Здесь мы остановимся главным образом на поведении рыб в рыбонакопителях рыбоподъемников и рыбоходных шлюзов.

Как известно, расходы воды, необходимые для привлечения и накопления рыб, поступают в рыбонакопительный лоток из блока питания. При этом за блоком питания наблюдается высокая неравномерность распределения скоростей течения и высокая интенсивность турбулентности. Поведение рыб в рыбонакопителях определяется как абсолютными значениями скорости течения и интенсивности турбулентности, так и распределением этих двух факторов по его длине. Существуют блоки питания (гидроагрегаты на рыбопропускных сооружениях Саратовского и Волгоградского гидроузлов), где участки повышенной турбулентности незначи-

тельны. В таких рыбонакопительных лотках движение рыб четко ориентировано против течения, и они продвигаются параллельно стенкам лотка или удерживаются в каком-либо районе, сопротивляясь течению.

Подводные наблюдения в рыбонакопителе Волгоградского рыбоподъемника (скорость течения в толще потока 0,7–0,8 м/с, у дна 0,5 м/с) показали (Павлов, 1979), что суточная и вертикальная динамика распределения рыб здесь аналогична таковой для соответствующих видов в реке. Сельдь-черноспинка, жерех *Aspius aspius*, чехонь, лещ наблюдались только в светлое время суток и в толще воды. Осетр, севрюга, сом – в основном в темное время и в 10–15 см от дна. Мелкие рыбы (окунь, язь, жерех) двигаются непосредственно у стенок лотка. Распределение рыб по длине лотка (80 м) неравномерно, они скапливаются в его головной части. Так как многие рыбы не доходят до шлюзовой камеры, то большое положительное значение имеет побудительная решетка, опускаемая в конце шлюзования в низовой части лотка и сгоняющая рыб в сторону рабочей камеры, в которой осуществляется подъем рыб до уровня воды в верхнем бьефе. Как показали подводные наблюдения, ее работа является вполне удовлетворительной. Рыбы почти не выходят через зазоры, имеющиеся между решеткой и дном. Только при остановке течения в конце шлюзования часть донных рыб поднимается на 2–3 м от дна, а часть успевает пройти под решеткой и выйти из шлюзовой камеры.

По нижнему краю побудительного устройства на Волгоградском рыбоподъемнике подвешены для отпугивания рыб цепи, но они оказались эффективными только при наличии течения. В связи с этим на всех последующих сооружениях цепи заменены на резиновые фартуки, которые плотно прилегают к дну и стенкам лотка и не пропускают рыб даже при остановке течения. О большой роли побудительного устройства в обеспечении захода (концентрации) рыб в рабочую камеру свидетельствуют опытные шлюзования без его использования (Нусенбаум, 1967). В этих случаях рыбоподъемник практически не обеспечивает своего назначения, поскольку лишь очень незначительное количество рыб оказывается в шлюзовой (рабочей) камере.

В настоящее время для оценки распределения скоростей по сечению рыбонакопительного лотка используется коэффициент неравномерности K_n , вычисляемый как отношение максимальной скорости к средней скорости в данном сечении. Согласно существующим нормативным документам (СНиП 2.06.07-87 и Пособия по проектированию рыбопропускных и рыбозащитных сооружений к СНиП), «конструкция рыбонакопителя должна обеспечивать условия равномерного распределения скоростей внутри лотка по его длине и сечению при отношении максимальной скорости к средней не более 1,2».

Однако, по наблюдениям А.Ш. Барекяна, М.А. Скоробогатова (1982), на Саратовском рыбоподъемнике при большей неравномерности ($K_n = 1,37$) рыбы скапливались в головной части лотка. Аналогичные результаты получены С.И. Лазаревым и А.А. Шмидтом (1984), В.Н. Шкура (1998) при проведении экспериментов на Кочетовском рыбопропускном шлюзе. При одной и той же средней скорости на входе в рыбонакопительном лотке за счет затенения водопропускных отверстий

создавался участок с неравномерным распределением скоростей течения (максимальное значение $K_{\text{н}}=1,61$). При таком режиме в рыбонакопителе было в 1,6 раза больше рыб, чем при режиме $K_{\text{н}}=1,20$.

Увеличение количества рыб в рыбопропускном сооружении возможно только при уменьшении ската рыб из рыбонакопительного лотка. Это положение было подтверждено экспериментально, путем установки специальной ловушки, отлавливающей скатывающихся рыб.

Высокая неравномерность распределения скоростей течения за блоком питания наблюдалась в рыбонакопительных лотках рыбоподъемника Волгоградской ГЭС. Причем в левом лотке $K_{\text{н}}$ был равен 2,66, а в правом $K_{\text{н}}=1,46$. Выполненный анализ результатов работы рыбопропускного сооружения позволил сделать вывод, что большая неравномерность в левом рыбонакопителе Волгоградского рыбоподъемника не оказывает существенного влияния на заход рыб.

По нашему мнению, при высоких значениях коэффициента неравномерности в рассматриваемом створе имеет место большой набор скоростей течения, и мигранты могут выбрать благоприятный для плавания участок рыбонакопителя. В то же время, можно утверждать, что уровень турбулентности в рыбонакопительном лотке должен соответствовать наблюдаемому в естественных речных условиях. Турбулентные вихри соизмеримые с длиной тела рыб и более, могут препятствовать накоплению рыб в рыбонакопительном лотке, поэтому длина рыбонакопительного лотка, по нашему мнению, должна назначаться так же с учетом длины участка затухания повышенной турбулентности.

4.7. ОБЕСПЕЧЕНИЕ ВЫПУСКА И ДАЛЬНЕЙШЕЙ МИГРАЦИИ РЫБ

Завершающими этапами работы рыбоподъемников и рыбоходных шлюзов является шлюзование рыб, учет и выпуск их в верхний бьеф. Рассмотрим, какие же условия должны создаваться в рабочей камере и в местах выпуска рыб в верхнем бьефе.

При шлюзовании рыб в рыбоподъемных сооружениях необходимо создавать определенные скорости течения в рабочей камере. По нашим наблюдениям, они должны лежать в пределах от пороговых до крейсерских скоростей плавания рыб. Создание скоростей течения менее пороговых, а также более крейсерских, может приводить к сносу рыб к побудительному устройству и их травмированию на полотне побудительного устройства (Павлов, 1979; Барекян, Скоробогатов, 1982; Шкура, 1998 и др.).

При перемещении рыб в верхний бьеф в контейнере или при подъеме ихтиологической площадки необходимо учитывать, что при подъеме с больших глубин в связи с изменением давления возможно прекращение реагирования рыб на течение. На Саратовском рыбоподъемнике подъем со скоростью 0,35 м/с осетров, сомов с глубины 10–12 м не приводил к изменению их поведения. В то же время судак в поверхностном слое потока прекращал реагировать на течения, переворачивался и сносился к отсекающей решетке, что приводило к его трав-

мированию. При скорости подъема менее 0,2 м/с судак не прекращал проявлять реореакцию.

После прохождения рыбопропускного сооружения мигранты должны самостоятельно продолжить движение в верхнем бьефе гидроузла к местам нереста. При этом необходимо учитывать, что они попадают в условия верхнего бьефа, которые, как правило, отличаются от гидравлических условий в зоне притяжения, в рыбонакопительном лотке и в камере шлюзования. Выпуск рыб осуществляется в местах со значительными глубинами, иногда в потоки со слабым течением, с другими физико-химическими условиями среды (Головков, Кожин, 1939; Харчев, 1940; Поддубный, 1971; Поддубный, Малинин, 1988; Шкура, 1999; Clay, 1995 и др.).

Наиболее сложным участком в верхнем бьефе гидроузла для рыб является зона выпуска, особенно, если она находится рядом с водосбросными пролетами. Как для осетров, так и для других рыб, пропущенных через рыбопропускное сооружение, наблюдается их частичный скат в нижний бьеф практически на всех исследованных гидроузлах (Поддубный, Малинин, 1988; Шкура, 1998; Коваленко, 1984 и др.). Например, на Федоровском гидроузле в 1983 г. было помечено 206 севрюг, из них 31 особь зашла в сооружение повторно, одна севрюга заходила дважды (Коваленко, 1984). Наличие ската (до 30% от пропущенных рыб), а далее и повторный заход в сооружение во время отдельных режимов наблюдались при выпуске рыб на Краснодарском рыбоподъемнике. Скорости течения в месте выпуска рыб приведены в таблице 4.7.

При малых расходах воды через гидроузел, скорости течения были соизмеримы с пороговыми скоростями (Павлов, 1979), что приводило к скату мигрантов в нижний бьеф. Для уменьшения количества скатывающихся рыб сотрудники НИМИ рекомендовали изменить конструкцию контейнера, в котором перемещали рыб из нижнего бьефа гидроузла в верхний, а также увеличить время адаптации рыб к условиям верхнего бьефа.

Остановимся подробнее на условиях выпуска рыб в верхний бьеф на некоторых гидроузлах. Длина верхового выходного лотка устанавливается исходя из условий предотвращения обратного ската пропущенных рыб. Так, на Волгоградском рыбоподъемнике она составляет 95 м. Согласно существующим рекомендациям, выход из отверстия выходного лотка должен располагаться в зоне верхнего бьефа,

Таблица 4.7. Значения скоростей течения в месте выпуска рыб в Краснодарском водохранилище

Отметка уровня воды в водохранилище, м	Расход воды гидроузла, м ³ /с	Расход воды на рыбоподъемнике, м ³ /с	Скорость течения в месте выпуска, м/с
32,24	198	27	0,12
32,24	204	47	0,15
33,26	370	47	0,22
33,10	650	45	0,35
33,10	800	46	0,46

где скорости потока превышают 0,2–0,4 м/с. Такие скорости рекомендуются и в самом верховом лотке (Малеванчик, Никоноров, 1984; Шкура, 1999). Эти скорости не должны превышать крейсерских скоростей плавания для рыб.

Сложная гидравлика в районе выпуска, резкое увеличение поперечного градиента течений, отсутствие зрительных и тактильных ориентиров, близость зоны критических скоростей, различие в температуре воды в нижнем бьефе и в местах выпуска рыб ведут к дезориентации рыб и к их частичному сносу через водосбросные отверстия в нижний бьеф. Нам представляется, что для оптимизации этапа выпуска рыб в верхний бьеф необходимо не только сократить время пребывания рыб на ихтиологической площадке, в транспортном контейнере, но и обеспечить их выпуск в такой зоне верхнего бьефа, где наблюдается плавное увеличение скоростей до средних скоростей миграции при наличии условий для ориентации. Обеспечение этого требования возможно за счет удлинения верхового лотка, подбора его формы (он может быть криволинейным), строительства в верхнем бьефе специальной разделительной стенки, выбора оптимального расположения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла, регулировки расхода воды через прилежащие к рыбопропускному сооружению водосбросные сооружения и за счет пропуска рыб в часы их миграционной активности.

Телеметрические наблюдения, выполненные на Волгоградском, Саратовском, Федоровском, Нижне-Тулском гидроузлах (Поддубный, Малинин, 1988; Павлов 1979 и др.), показали, что в верхних бьефах рыбы, выпущенные из рыбопропускного сооружения, продолжают миграцию к своим нерестилищам. У осетровых трасса движения пролегает вблизи русловой части или под крутыми берегами, минуя ровные по рельефу участки и огибая подводные возвышенности. Наблюдения в районе г. Балаково до и после строительства Саратовского гидроузла позволили выявить, что после зарегулирования осетр стал подниматься в водохранилище теми же путями, что и до зарегулирования, сохраняя свой видовой стереотип поведения (Поддубный и др., 1978).

РЕЗЮМЕ

Подход анадромных мигрантов к гидроузлам осуществляется на участках наибольшего сброса воды. Траектории их движения определяются плавательной способностью, особенностями ориентации рыб и гидравлической структурой потока в нижнем бьефе. При увеличении скорости течения по центру основного потока, рыбы двигаются по границе транзитного потока или вдоль берегов. Перед плотиной в нижнем бьефе можно выделить зону поиска, где наблюдаются прыжки мигрантов и поисковый характер их движения. Скорости течения в районе верхней границы зоны поиска в нижнем бьефе соответствуют максимальным скоростям движения рыб. Вход в рыбопропускное сооружение должен лежать в районе этой границы. Так как скорости потока в разных участках нижнего бьефа различны и при этом во многих местах превышают критические скорости течения для рыб, то верхняя граница имеет вид кривой линии или носит прерывистый характер.

Повышенные плотности рыб под плотинами наблюдаются не только на путях подхода и в зоне «поиска», но и на участках с циркуляционными течениями или в зонах со скоростью течения ниже пороговой для рыб. Здесь часто происходит образование скоплений. Рыбы из этих скоплений на некоторое время могут терять мотивацию к выходу на поток и к движению вверх по реке.

Регулируя гидравлические условия, можно активно управлять распределением рыб в нижних бьефах гидроузлов. В связи с этим в период пропуска рыб работа различных водосборных сооружений гидроузла должна соответствовать оптимальным условиям привлечения мигрантов к рыбопропускному сооружению. Наиболее мощным и точным инструментом для управления поведением рыб в нижних бьефах является скорость течения, превышающая критическую скорость для рыб (V_k). Создавая такие скорости по фронту основного сброса воды гидроузла, можно добиться концентрации рыб в зоне «подхода» к рыбопропускному сооружению.

Картина распределения рыб в нижних бьефах качественно, а при использовании показателя V_n/V_k отчасти и количественно может быть смоделирована в лаборатории с применением в опытах мелких рыб. В связи с развитием подобного подхода следует обратить особое внимание на то, что в качестве подопытных модельных рыб необходимо брать рыб с первым типом поведения в реоградиентных условиях. Особенности ориентации этих рыб в потоке воды должны соответствовать таковым для пропускаемых производителей.

Разработан метод биогидравлического моделирования, позволяющий находить местоположения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла с использованием мелких «модельных рыб». Предложены программы по математическому моделированию поведения рыб в зоне действия рыбопропускных сооружений.

Привлекающий поток должен выделяться из общего потока от гидроузла по скорости течения и интенсивности турбулентности. Скорости привлекающего потока для рыбопропускных сооружений по трассе движения рыб должны лежать в зоне максимальных скоростей для рыб (ниже V_k), но не превышать плавательной способности рыб, т.е. должны соответствовать продолжительности привлечения и нахождения рыб в рыбопропускных сооружениях. Средние скорости привлекающего потока могут быть выше критической, так как мигранты при повышенных скоростях двигаются у дна и в пристеночном слое, и реальные скорости в слое движения рыб значительно меньше, чем средние скорости привлекающего потока.

Для увеличения района привлечения рыб можно применять режим «подтягивания» (скорость в начальный период привлечения выше критической, а затем постепенно снижается) или использовать системы дополнительного питания на входе в рыбопропускное сооружение. Так как плавательная способность различна у рыб разных видов и в течение сезона меняется в зависимости от их физиологического состояния и температуры воды, то при проектировании необходимо предусматривать возможность широкого маневрирования скоростью привлекающего потока в пределах от 0,4 до 2,0 м/с, – в горизонте плавания рыб.

Расположение привлекающего потока должно соответствовать глубине миграции рыб. При этом особое внимание нужно обращать на сопряжение привлека-

ющего потока с основным потоком. В случае привлечения донных рыб весьма важно сопряжение привлекающего потока с дном реки.

Следует следить за размывами в нижнем бьефе гидроузла и не допускать изменения рельефа дна и береговой линии.

Эффективность привлечения рыб может быть увеличена с помощью рыбозаградительных и рыбонаправляющих устройств. Они должны располагаться под острым углом к потоку воды – не более 30–40°.

Используя знание сезонного и суточного ритма миграции, можно регулировать режим работы рыбопропускных сооружений, включая их лишь в период миграционной активности рыб.

Длина выходного лотка рыбопропускных сооружений в верхнем бьефе должна обеспечивать выпуск рыб на безопасное расстояние от гидроузла для предотвращения обратного ската пропущенных рыб, а скорость течения соответствовать крейсерским или нижним значениям максимальных скоростей плавания.

Таким образом, успех в создании эффективных рыбопропускных сооружений определяется управлением поведением мигрантов в потоке с использованием оптимального взаимодействия биологических и гидравлических факторов.

* * *

Anadromous migrants approach hydraulic power systems in areas with maximum discharge. Their swimming trajectories are determined by the swimming performance, characteristics of orientation and the hydraulic structure of the flow in the tailrace. When the current speed along the centre of the main channel increases, the fish move along the border of the transit flow or along the shores. In the tailrace ahead of the dam, migrating fish form a search zone, where jumps of migrants and searching character of their movements can be observed. The flow speed at the upper border of the search zone in the tailrace corresponds to the maximum movement speed of the fish. The entrance to the fish pass should be near this border. Because the flow velocities differ in different areas of the tailrace and in many places exceed the critical velocities for the fish, the upper border usually has a curvilinear or broken pattern.

Increased fish densities under the dams are observed not only at the approach path and in the search zone, but also in areas with circulatory currents or in zones where the flow speed is lower than the threshold velocity for the fish. Fish often tend to aggregate in these areas. In such aggregations, individuals can for some time lose their motivation to exit to the current and move upstream.

Manipulation of the hydraulic conditions allows to manage the distribution of fish in the tailraces of hydraulic power systems. Therefore, proper functioning of water intakes should facilitate fish attraction to the fish passing facilities. The flow velocity exceeding critical current velocity for fish is the most powerful and efficient instrument for managing the behaviour of fish in the tailraces. Creating such velocities along the front of the main water discharge of the hydraulic power system, one can achieve that fish aggregate at the entrance of the fish passage.

The pattern of fish distribution in tailraces can be qualitatively (using ratio between current velocity and critical current velocity for fish) and partly quantitatively modelled using small fish in tests. It should be noted that fish with the first type of rheogradient behaviour should be used as the models. Characteristics of orientation of these fish in the flow should be similar to those for passing spawners.

A method of biohydraulic modelling has been developed, which allows to find the optimal location for the fish passage in the hydraulic power system using small model fish. Computer software has also been developed for mathematical modelling of fish behaviour in proximity of fish passages.

The attracting flow should differ in the flow velocity and turbulence intensity from the overall current of the hydraulic power system. The velocity of the attracting flow along the trajectory should approach the maximum velocities for the fish (i.e. below critical current velocity for fish), but must not exceed their swimming performance, thereby being commensurate with the duration of the fish attraction and transition through the fish passage. The average velocity of the attracting current can exceed the critical velocity. This is because migrating fish in such rapid streams move along the bottom and near the walls where the actual current velocities are much lower than the average velocity of the attracting flow.

To increase the attraction area, it is feasible to use “drag-up” schedules (when the flow velocity first exceeds the critical and then is gradually reduced) or use accessory supply systems at the entrance to the fish pass. Development of the fish passing installation should provide for the utilization of a wide range of the attracting flows, within 0,4 to 2,0 m/s in the fish swimming horizon, because the swimming performance significantly differs in fish of different species and can change depending on the season, water temperature, fish physiological condition etc.

The attracting flow should be situated at the depth of the migration. Special attention should be paid to the conjugation of the attracting flow with the main flow. When bottom-dwelling fish are being attracted, it is very important that the attracting flow is adjacent to the river bed.

Scouring at the tailrace should be strictly controlled. Any alterations of the bottom relief or the shoreline are not allowed.

Attraction efficiency could be increased with screening and diversion devices. Such devices must be installed at an acute angle to the flow, but not more than at 30-40°.

Knowledge of the seasonal and diurnal rhythm of fish migration allows for the control of the fish passage installation and its operation schedule, for example, turning them on only when migration is active.

The length of the fish pass outlet in the headrace should be optimized to provide fish release at safety distance from hydropower dam to avoid the reverse transition of the migrating fish whereas the flow velocity should correspond to the cruising speed or lower values of the maximum swimming speed.

Thus, successful development of efficient fish passages mainly depends on efficient managing of the behaviour of the migrating fish by optimal coordination and interaction between biological and hydraulic factors.

Глава 5

РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ, ПОСТРОЕННЫЕ В РОССИИ

В данной главе рассматриваются рыбопропускные сооружения, построенные в России. Приводятся описания местоположения рыбопропускного сооружения в системе гидроузла, конструкция, технология работы, результаты исследований по оптимизации режимов работы и данные о пропуске рыб, имеющиеся в нашем распоряжении.

5.1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О РЫБОПРОПУСКНЫХ СООРУЖЕНИЯХ

В России построено 27 рыбопропускных сооружений, в том числе: восемь лестничных рыбоходов на реках Тулома, Печа, Медведица, Черек, Терек; десять рыбопропускных шлюзов на реках Дон, Кубань, Волга; два механических рыбоподъемника на реках Кубань, Волга; четыре гидравлических рыбоподъемника на реках Дон, Волга, Тулома, Волхов; два рыбоходно-нерестовых канала и одно плавучее рыбопропускное сооружение на р. Дон. Большая часть из них построены на главных рыбохозяйственных водотоках страны (реки Волга, Дон, Кубань, Тулома) (рис. 5.1, 5.2). Более подробные данные по этим рыбопропускным сооружениям представлены в таблице 5.1.

Кроме перечисленных выше РПС построены, но практически не работали из-за ошибок при проектировании, рыбопропускные сооружения: на Федоровском гидроузле (рыбоход Солдатова), Колвицком пороге (р. Колвица – лестничный рыбоход), Усть-Манычском гидроузле, р. Западный Маныч – рыбоходно-нерестовый канал (Шкура, Михальчук, 2010) и другие.

5.2. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. ДОН

На р. Дон на четырех гидроузлах построено восемь рыбопропускных сооружений: на Кочетовском – рыбопропускной шлюз; на Константиновском – два рыбопропускных шлюза и рыбоходно-нерестовый канал; на Николаевском – два рыбопропускных шлюза и рыбоходно-нерестовый канал; на Цимлянском – гидравлический рыбоподъемник. Кроме того на р. Медведица (приток р. Дон) построен лестничный рыбоход.

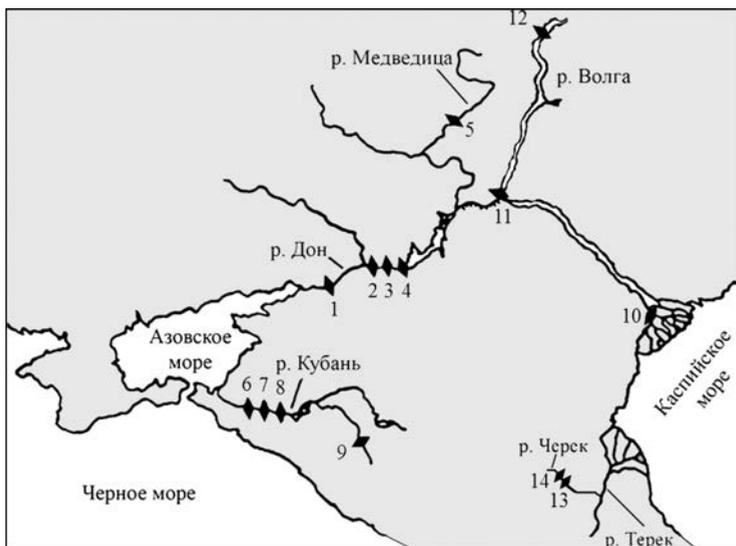


Рис. 5.1. Схема расположения рыбопропускных сооружений на реках Волга, Дон, Кубань, Терек

1 – рыбопропускной шлюз Кочетовского гидроузла, 2 – рыбопропускные шлюзы и рыбоходно-нерестовый канал Константиновского гидроузла, 3 – рыбопропускные шлюзы и рыбоходно-нерестовый канал Николаевского гидроузла, 4 – гидравлический рыбоподъемник Цимлянского гидроузла, 5 – лестничный рыбоход Красноярского гидроузла, 6 – рыбопропускные шлюзы Тиховского гидроузла, 7 – рыбопропускной шлюз Федоровского гидроузла, 8 – механический рыбоподъемник Краснодарского гидроузла, 9 – лестничный рыбоход Аксаутского гидроузла, 10 – рыбопропускные шлюзы Волжского вододелителя, 11 – гидравлический рыбоподъемник Волгоградского гидроузла, 12 – механический рыбоподъемник Саратовского гидроузла, 13 – лестничный рыбоход Аушигерского гидроузла, 14 – лестничный рыбоход гидроузла Кашхатау; ◆ – плотины гидроузлов

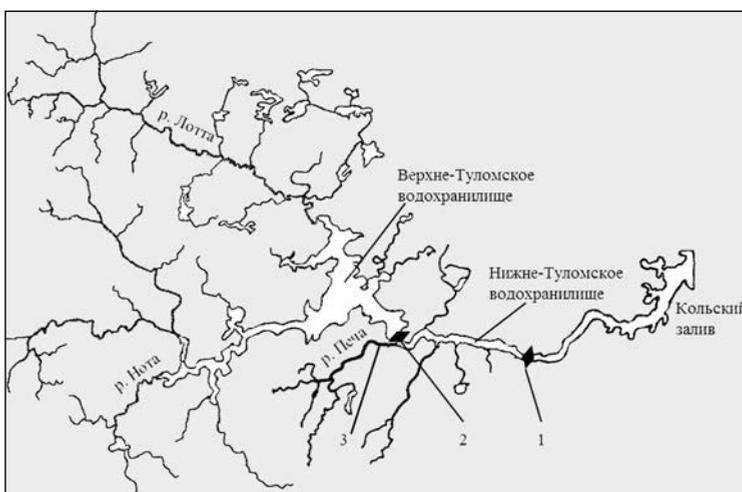


Рис. 5.2. Схема расположения рыбопропускных сооружений на р. Тулома

1 – лестничный рыбоход Нижне-Тулумской ГЭС, 2 – рыбоподъемник Верхне-Тулумской ГЭС, 3 – лестничный рыбоход на пороге Падун (р. Печа), ◆ – плотины гидроузлов

Таблица 5.1. Рыбопропускные сооружения, построенные в России

Гидроузел	Тип сооружения, год ввода в эксплуатацию	Пропускаемые виды рыб	Состояние рыбопропускного сооружения
1	2	3	4
р. Дон			
Кочетовский	Рыбопропускной шлюз, 1972 г.	Осетровые, черноморско-азовская сельдь, рыбец, шемая и др.	Работает
	Плавающий рыбонакопитель с судами контейнерами для перевозки рыбы, 1969 г. (эксперимент)	—“—	Эксперимент завершен
Константиновский	Рыбопропускные шлюзы (два), 1984 г.	—“—	Законсервированы
	Рыбоходно-нерестовый канал, 1984 г.	—“—	Работает
Николаевский	Рыбопропускные шлюзы (два), 1979 г.	—“—	Законсервированы
	Рыбоходно-нерестовый канал, 1979 г.	—“—	Работает
Цимлянский	Гидравлический рыбоподъемник, 1955 г.	—“—	Работает
Красноярский р. Медведица (приток Дона)	Лестничный рыбоход, 2003 г.	Шемая, рыбец, укляя, плотва, густера, окунь, подуст, карась, лещ и язь.	Законсервирован
р. Кубань			
Тиховский	Рыбопропускные шлюзы (два), 2005 г.	Осетровые, рыбец, шемая, судак, лещ и др.	Принят в эксплуатацию
Федоровский	Рыбопропускной шлюз, 1983 г.	—“—	Работает
Краснодарский	Механический рыбоподъемник, 1974 г.	—“—	Работает
Аксаутский (Большой Зеленчук, Арсаут, и Маруха)	Лестничный рыбоход, 2011 г.	Ручьевая форель, усач	Эффективность не определена
р. Волга			
Вододелитель	Рыбопропускные шлюзы (два), 1975 г.	Осетровые, черноспинка белорыбица, лещ, сазан, судак, и др.	Законсервированы

Таблица 5.1. Окончание

1	2	3	4
Волгоградский	Рыбоподъемник гидравлический, 1961г.	—“—	Законсервирован
Саратовский	Рыбоподъемник механический, 1969 г.	—“—	Законсервирован
р. Терек			
Каргалинский	Лестничный рыбоход, 1956 г.	севрюга, лососевые, рыбец, сазан, кутум	Занесен наносами
Аушигерский р. Черек (приток Терека)	Лестничный рыбоход	Ручьевая форель, усач	В стадии строительства
<u>Кашхатау</u> р. Черек (приток Терека)	Лестничный рыбоход, 2009 г.	—“—	Работает
р. Тулома			
Нижне-Тулумский,	Лестничный рыбоход, 1936 г.	Атлантический лосось	Работает
Подунский порог на р. Печа (приток р. Тулома)	Лестничный рыбоход, 1993 г.	—“—	Работает
Верхне-Тулумский	Рыбоподъемник гидравлический с лестничным рыбоходом, 1962 г.	—“—	Законсервирован
р. Волхов			
Волховский	Гидравлический рыбоподъемник, 1976г.	Волховский сиг	Законсервирован
р. Нарва			
Нарвский	Лотковый рыбоход, 1957 г.	Угорь	Законсервирован

5.2.1. Рыбопропускные сооружения Кочетовского гидроузла

Рыбопропускной шлюз. На Кочетовском гидроузле в 1971 г. был введен в эксплуатацию рыбопропускной шлюз. Он расположен между паводочной разборной и водосливной бетонной плотинами (рис. 5.3).

Длина рыбонакопительного лотка шлюза составляет 80 м, ширина 10 м, минимальная глубина 2,4 м. Длина рабочей камеры 27 м, в состав которой входят два клинкетных затвора и ихтиологическая площадка. На выходе из сооружения имеется верховой выходной лоток длиной 3 м (рис. 5.4 и 5.5).

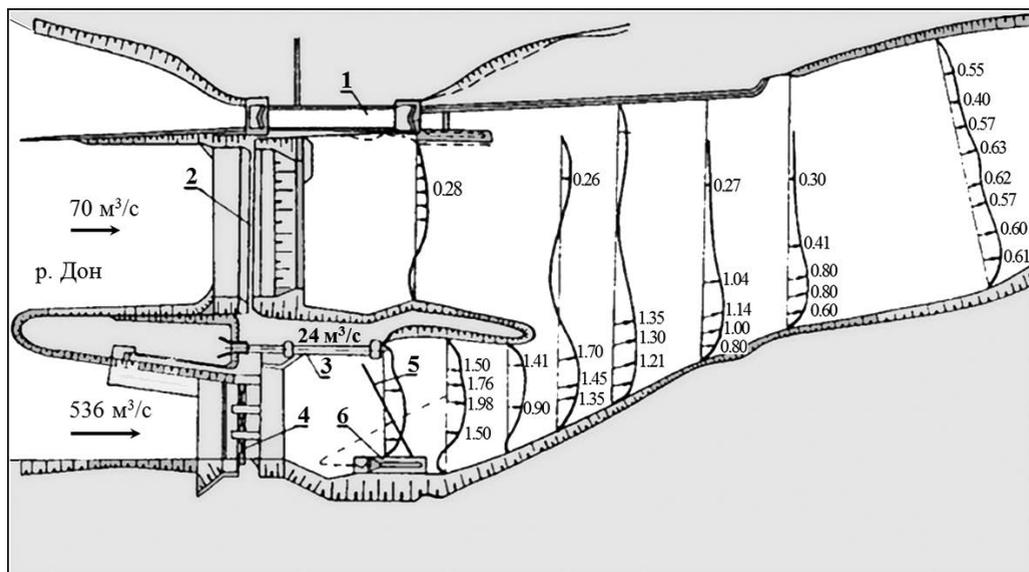


Рис. 5.3. Схема Кочетовского гидроузла на р. Дон и распределение скоростей течения в нижнем бьефе гидроузла (по Шкура, 1999)

1 – судоходный шлюз, 2 – плотина с поворотными фермами, 3 – рыбопропускной шлюз, 4 – водосбросная плотина, 5 – электрорыбозаградитель, 6 – плавучая установка для накопления и транспортировки рыбы. Цифрами обозначены скорости течения (м/с) и расходы (м³/с)

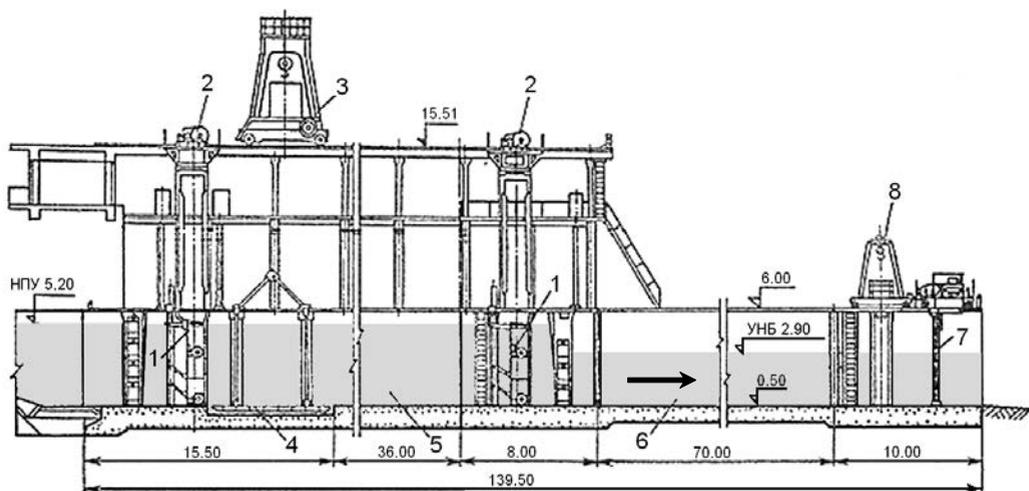


Рис. 5.4. Рыбопропускной шлюз (продольный разрез) Кочетовского гидроузла (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

1 – рабочие клинчатые затворы, 2 – механизм маневрирования затворами, 3 – кран эстакады, 4 – ихтиологическая площадка, 5 – рабочая камера, 6 – рыбонакопитель, 7 – побудительное устройство, 8 – кран ремонтного заграждения; НПУ – нормальный подпорный уровень, УНБ – уровень нижнего бьефа при расходе 400 м³/с. Здесь и далее: размеры сооружения даны в метрах

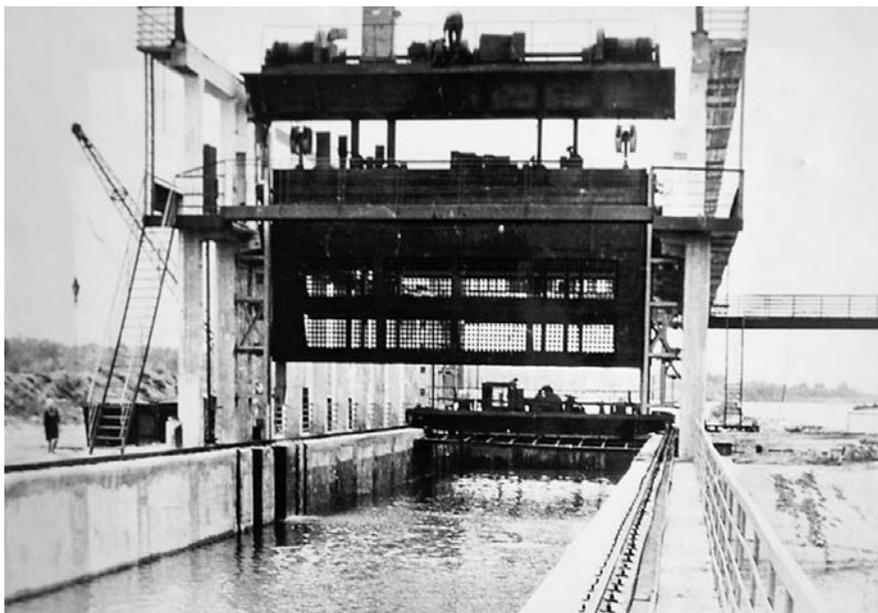


Рис. 5.5. Рыбонакопительный лоток рыбопропускного шлюза Кочетовского гидроузла (вид с нижнего бьефа).

Технология работы рыбопропускного сооружения состоит из следующих операций: привлечение, накопление и подтягивание рыб, перевод рыбы из рыбонакопителя в рабочую камеру; шлюзование рыбы в рабочей камере; регистрация видового и количественного состава рыб на ихтиологической площадке, при необходимости взятие ихтиологических проб; вывод рыбы из рабочей камеры; опорожнение рабочей камеры; начало нового цикла привлечения рыб.

По данным АзНИИРХа, в первые годы эксплуатации фактическое количество рыб, пропущенных рыбопропускным шлюзом в верхний бьеф, по отношению к количеству рыб, подошедших к гидроузлу, составляло для осетровых 17,7–66,6%, для остальных видов рыб – 25–43,8% (Малеванчик, Никоноров, 1984). Наибольшее число осетровых рыб было пропущено в 1974, 1975, 1982 и 1983 годах и, соответственно, составляло 1957, 2050, 1887 и 1990 экз.

Основные результаты исследований по оптимизации работы рыбопропускного шлюза изложены в работах ИПЭЭ РАН, НИМИ, КПИ, АЗНИИРХ, ИБВВ РАН, Гидропроект и др. На этом рыбопропускном сооружении впервые в России определены оптимальные параметры режимов привлечения, накопления, шлюзования и выпуска рыб в верхний бьеф.

Гидравлические условия в зоне поиска в основном формировались потоком водосбросных сооружений. По данным телеметрических исследований (Голованов, Поддубный, 1976), и посредством лова рыб накидными и ставными сетями (Павлов, 1979) подход мигрантов к шлюзу осуществлялся в основном по граничной зоне течений, формируемых водосбросными сооружениями гидроузла. Привлекающий поток органически вписывался в общий поток, что и определило вы-

сокую эффективность привлечения рыб в рыбопропускное сооружение. Эта эффективность зависела от соотношения расходов между паводочной и водосбросной плотинами, от режима работы водосбросных отверстий и самого шлюза. Увеличение сбросного расхода через ближайший к рыбопропускному сооружению пролет бетонной плотины приводило к росту числа зашедших в шлюз рыб (Шкура, Уманец, 1977). В этом случае граница транзитного потока наиболее близко подходила к сооружению и поток из рыбопропускного сооружения обеспечивал хорошие условия для привлечения рыб, собирая ее с большей площади нижнего бьефа.

В дальнейшем, в процессе длительной эксплуатации водосливной бетонной плотины произошел размыв dna и берегов нижнего бьефа. Это во многом изменило условия привлечения рыб. Так, до размыва оптимальные скорости привлечения не превышали 0,8 м/с. После размыва скорости течения за бетонной плотиной значительно снизились и стали доступны для продвижения мигрантов в эту часть гидроузла. В результате этого изменилось распределение рыб и, соответственно, нарушились условия их привлечения в рыбопропускное сооружение. Скоростной шлейф уже не достигал мест концентрации рыб, а при их распределении в нижнем бьефе не создавалось больших скоплений, что и отражалось на эффективности работы шлюза.

Исследованиями НИМИ была установлена причина снижения эффективности шлюза и рекомендованы новые величины привлекающих скоростей течения, которые оказались выше по сравнению с рекомендованными ранее. Так для осетровых эта величина возросла в 5,5 раз, для сельди и чехони – в 2 раза, для леща – в 1,5 раза, для рыбка – в 1,2 раза. Оказалось, что клинкетные затворы, установленные на рыбопропускном шлюзе, не обеспечивают пропуск требуемых расходов, особенно при малом перепаде уровня воды, поэтому данные рекомендации не всегда можно использовать.

К недостаткам Кочетовского рыбопропускного шлюза следует отнести неудовлетворительные условия выпуска рыб в верхний бьеф. Нередко наблюдается скат пропущенных рыб и их попадание в клинкетные верхнего и низового затворов. Причинами этого являются короткий выходной лоток и малые скорости течения (0,1–0,15 м/с), которые ниже пороговых скоростей для большинства пропускаемых рыб.

Через рыбопропускной шлюз проходило более 15 видов рыб: белуга, осетр, севрюга, стерлядь, судак, лещ, рыбец, шемая, жерех, сазан, толстолобик, белый амур *Stenopharyngodon idella*, черноморско-азовская проходная сельдь, чехонь и др.

Имеющиеся данные о пропуске некоторых видов рыб по годам приведены на рисунке 5.6.

В начальный период эксплуатации рыбопропускной шлюз пропускал в верхний бьеф более 2000 экз. осетровых. Начиная с 1990–1995 годов, отмечено резкое уменьшение пропуска осетровых. И в настоящее время наблюдаются единичные заходы белуги, осетров, севрюги, стерляди. В 2007 г. через шлюз было пропущено 19 осетров, в 2008 г. – 10 осетров, в 2009 г. – 9 осетров. Отмечается тенденция к уменьшению захода в Кочетовский рыбопропускной шлюз и других видов рыб.

В настоящее время рыбопропускной шлюз работает в основном в весенне-летний период (апрель–июль) и осенний период (сентябрь–ноябрь).

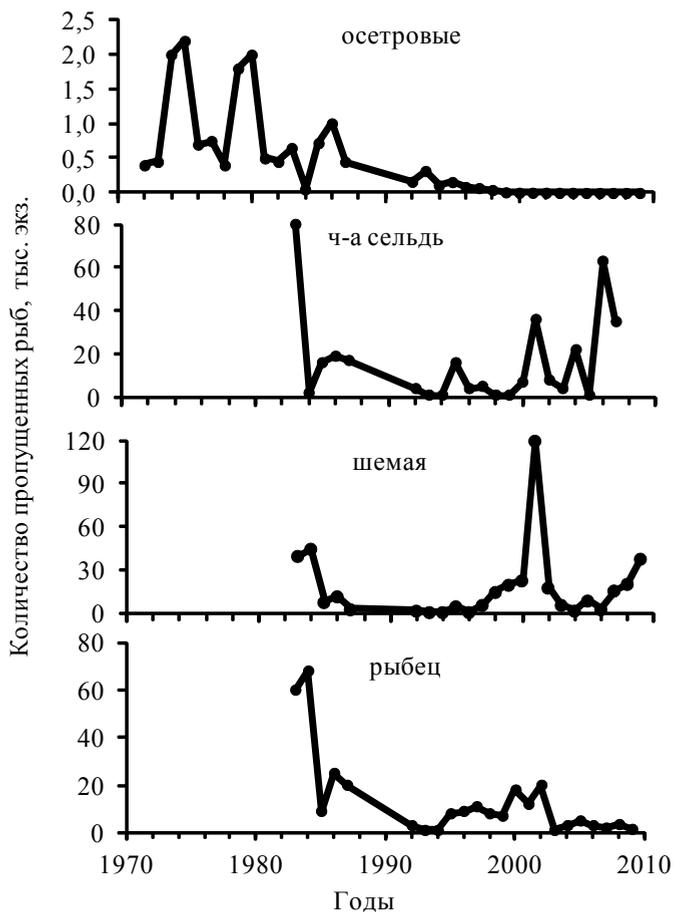


Рис. 5.6. Динамика прохождения рыб через рыбопропускной шлюз Кочетовского гидроузла (р. Дон) по годам (по данным ЦУРЭН)

Экспериментальная плавучая установка. На Кочетовском гидроузле было испытано и исследовано мобильное (передвижное) рыбопропускное устройство – экспериментальная плавучая установка «Кочетовский»* для накопления и транспортировки рыб. Она состоит из передвижного рыбоаккумулятора и двух самоходных контейнеров для транспортировки рыбы (рис. 5.7).

Установка «Кочетовский» представляла собой плавучее лоткообразное несамостоятельное судно с надстройкой в средней части. Длина ее рыбоаккумуляторного лотка 63,9 м при ширине 8 м. Габаритная ширина 13 м, что позволяло транспортировать ее через судоходные шлюзы по всем речным системам. Для создания на выходе из лотка рыбоаккумулятора привлекающего шлейфа было предусмотрено девять капсульных погружных осевых насосов. В носовой части контейнеров, состыкованных с рыбоаккумулятором, находилась ихтиологическая площадка. По верху лотка перемещалось побудительное устройство, а на входе располагался специальный

*Аналогичная установка «Нерест» была позднее испытана на Рижском гидроузле р. Даугава.

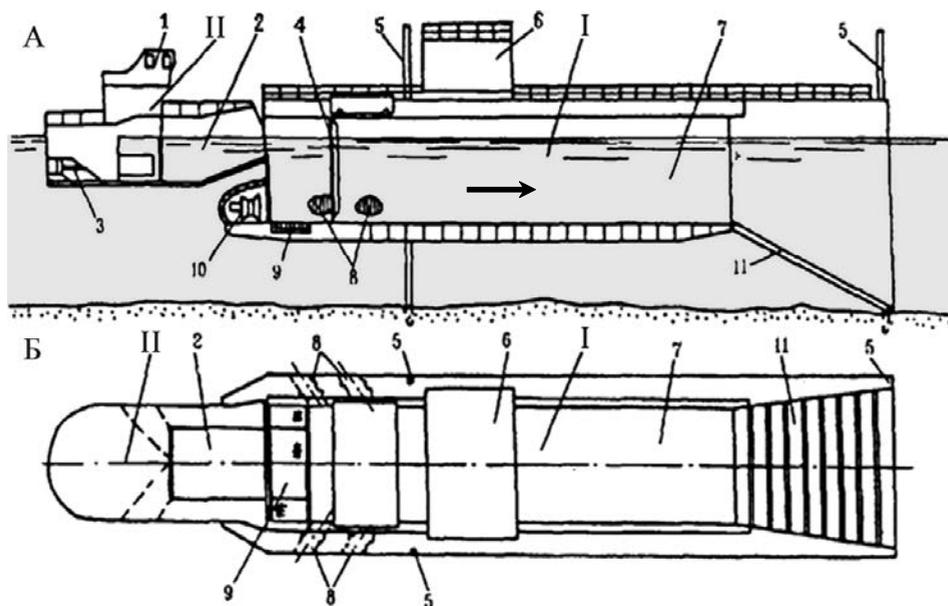


Рис. 5.7. Плавающая установка для накопления и транспортировки рыб (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

А – продольный разрез, Б – вид в плане; I – рыбакопитель, II – контейнер; 1 – пульт управления контейнером, 2 – лоток для транспортировки рыб, 3 – двигатель контейнера, 4 – побудительное устройство, 5 – свайные опоры рыбакопителя, 6 – пульт управления рыбакопителя, 7 – лоток рыбакопителя, 8 – бортовые насосы блока питания рыбакопителей, 9 – подъемная ихтиологическая площадка, 10 – торцевые насосы блока питания, 11 – сопрягающее устройство

пандус, обеспечивающий сопряжение с дном реки. Угол установки пандуса менялся в зависимости от глубины потока.

Самоходный контейнер выполнен в виде U-образного двух башенного речного судна с надстройками и рубкой в средней части. В носовой и кормовой частях контейнера смонтированы подъемные сетчатые затворы. Ширина лотка контейнера – 8 м при длине 21,7 м.

Технологический процесс пропуска рыб из нижнего бьефа в верхний состоит из ряда операций. Рыбакопитель устанавливается на пути миграции рыб и состыковывается с плавучим контейнером. Сопрягающее устройство обеспечивает контакт с дном. Насосы рыбакопителя создают необходимые гидравлические условия для привлечения рыб. После окончания периода привлечения опускается полотно побудительного устройства, отключается часть насосов блока питания из расчета, чтобы скорости течения воды в лотке не превышали 0,4–0,5 м/с. Побудительное устройство перемещается к контейнеру и переводит в него накопленную рыбу. В случае необходимости осмотра, подсчета, мечения, отбора ихтиологических проб или взятия рыб с целью рыборазведения, побудительное устройство останавливается около ихтиологической площадки. Для транспортировки рыб в верхний бьеф производится расстыковка контейнера и рыбакопителя. Контейнер с рыбой отходит от рыбо-

накопителя и направляется к судоходному шлюзу гидроузла. К рыбонакопителю подходит второй порожний контейнер и состыковывается с ним. При движении контейнера внутри лотка возникают течения, обеспечивающие нормальные условия обитания и перевозки рыб. Контейнер с рыбой шлюзуется и перемещается в водохранилище. При подходе к месту выпуска рыб открывается сетчатый затвор, контейнер разворачивается против тока воды и рыба выходит из него.

Для определения оптимального места размещения плавучая установка располагалась в различных точках нижнего бьефа (рис. 5.8). Всего исследовано шесть вариантов (мест) размещения плавучей установки, которые различались гидравлическими условиями. В *I варианте* установка находилась в области водоворота с вертикальной осью вращения, поэтому рыбопривлекающий поток вовлекался во вращательное движение, что усложняло ориентацию рыб. При *II и III вариантах* рыбопривлекающий поток практически не выделялся в общем потоке нижнего бьефа, поэтому так же, как и в *I варианте*, эффективность работы сооружения была невысокой. В *IV варианте* рыбопривлекающий шлейф практически не выделялся, кроме этого, скорости течения были достаточно высокими для рыб (более 1,1 м/с). Попытка привлечения на пониженных скоростях течения (*V вариант*) не принесла желаемого результата. Наиболее эффективным стал вариант размещения плавучей установки, при котором она находилась в конце раздельной дамбы на границе транзитного потока (*VI вариант*). В этом случае рыбопривлекающий шлейф от плавучей установки органически вписывался в течение транзитного потока. Эффективность работы плавучей установки значительно повысилась и количество зашедшей в нее сельди стало сопоставимым с количеством рыб, зашедших в стационарное рыбопропускное сооружение.

Причиной низкой эффективности плавучего рыбонакопителя по осетровым рыбам следует считать наличие водоворотных зон на пандусе сопрягающего устройства, которые дезориентируют донных рыб и препятствуют их заходу в рыбопропускное сооружение.

Только при глубинах до 4 м водоворотные зоны исчезают, и плавучий рыбонакопитель может привлекать донных рыб.

Плавучая установка «Кочетовский» была испытана для накопления и транспортировки рыб так же на Усть-Маньчском, Кочетовском, Федоровском гидроузлах и Волжском водodelителе. Было выявлено, что при малой глубине в реке на Усть-Маньче накопление рыб оказалось до-

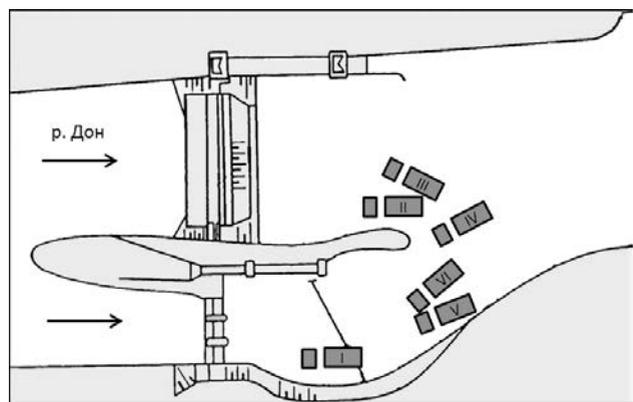


Рис. 5.8. Варианты (I–VI) расположения плавучей установки «Кочетовский» для накопления рыб на Кочетовском гидроузле (р. Дон) (по Шкура, 1999)

статочно эффективным. В условиях Федоровского гидроузла при глубинах более 6 м осетровые в плавучую установку не заходили. В условиях водodelителя (р. Волга) при глубине 6 м осетровые привлекались в установку в единичных экземплярах, несмотря на высокую концентрацию их в нижнем бьефе.

Таким образом, в ходе испытания было показано, что для донных рыб плавучая установка эффективна только при наличии сопряжения привлекающего потока с дном реки. С этой целью было разработано и испытано в лабораторных условиях щелевое сопрягающее устройство (см. главу 4, раздел 5.4).

5.2.2. Рыбопропускные сооружения Константиновского гидроузла

На Константиновском гидроузле (напор 3,2 м) построены два рыбопропускных шлюза и рыбоходно-нерестовый канал (рис. 5.9).

Рыбопропускные шлюзы расположены по торцам водосбросной бетонной плотины и принципиально не отличаются от конструкции и технологии работы шлюза на Кочетовском гидроузле.

Длина рыбонакопительного лотка у этих сооружений составляет 98 м, рабочей камеры – 30 м, верхового выходного лотка – 16 м. Днище рыбонакопительного лотка возвышается над дном русла реки на 2 м, поэтому сопряжение дна рыбонакопителя с дном реки выполнено специальным пандусом.

Эти сооружения эксплуатировались с 1985 по 1987 годы и пропускали в верхний бьеф 16 видов рыб, в том числе и осетровых (белуга, осетр, севрюга, стерлядь). Данные о пропуске рыб рыбопропускными шлюзами Константиновского гидроузла приведены в таблице 5.2.

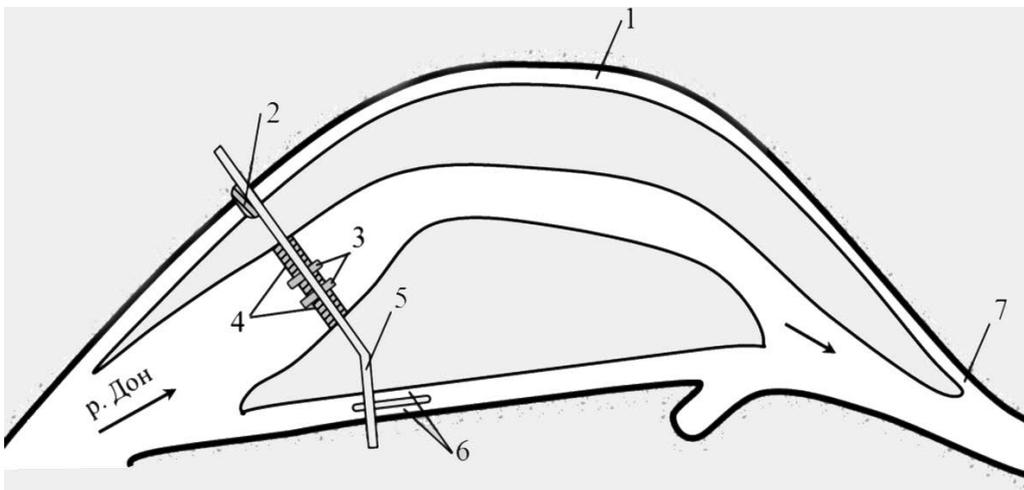


Рис. 5.9. Схема Константиновского гидроузла на р. Дон (по Шкура, 1999)

1 – рыбоходно-нерестовый канал, 2 – головное сооружение (регулятор расхода рыбоходно-нерестового канала), 3 – рыбопропускные шлюзы, 4 – водосбросные сооружения, 5 – автотрасса, 6 – судоходные шлюзы, 7 – входной оголовок рыбоходно-нерестового канала

Таблица 5.2. Данные о пропуске рыб рыбопропускными шлюзами Константиновского гидроузла (по данным ЦУРЭН)

Виды рыб	1985 г.	1986 г.	1987 г.
Белуга	–	10	7
Осетр	5	32	30
Севрюга	1	47	5
Стерлядь	6	31	35
Рыбец	972	107	16594
Шемая	128	162	650
Лещ	590	595	1714
Сельдь	126	2670	1220
Чехонь	10891	28909	93562

Исследования, выполненные сотрудниками НИМИ, показали, что низкая эффективность работы сооружения обусловлена следующим: конструкцией рисбермы в пределах зоны поиска, не позволяющей выделять привлекающий рыбу поток в нижнем бьефе гидроузла; неудовлетворительным сопряжением при помощи пандуса dna рыбопропускного сооружения с рисбермой; конструкцией поворотных рабочих затворов.

С 1988 г. рыбопропускные шлюзы Константиновского гидроузла не работали в связи с отсутствием скопления рыб в нижнем бьефе плотины. В 1996 г. сооружения были законсервированы без демонтажа оборудования.

Рыбоходно-нерестовый канал (природоимитирующее сооружение) имеет длину 6 км (рис. 5.9). Начало рыбоходно-нерестового канала расположено в верхнем бьефе на расстоянии 2,1 км выше створа плотины. Канал сопрягается с р. Дон на расстоянии 3,2 км ниже гидроузла. Трапецеидальное сечение канала имеет следующие размеры: ширину по дну 22 м, среднюю глубину 2 м и заложение откосов – 3. Средняя проектная скорость течения в канале составляла 1,2 м/с, а максимальная – 1,4 м/с. По данным исследований (Воловик, Шкура и др., 1986), максимальная скорость течения достигает 1,61 м/с, а средняя – 1,1 м/с. В качестве нерестового субстрата и одновременного крепления ложа каналов служит отсыпка из гравийно-галечной смеси с размером фракций 20–100 мм. Для образования локальных завихрений потока и повышения его турбулентности ложе канала выполнено шероховатым, по нему в шахматном порядке на расстоянии 3–4 м один от другого уложены бетонные кубы со стороной, равной 0,3 м. Регулирование расхода воды в канале осуществляется регулятором. Регулятор расположен на расстоянии 1 км от выходного створа. Ширина рыбопривлекающего шлейфа достигает 43% от общей ширины р. Дон в районе слияния потоков.

Вода, поступающая в канал, забиралась из поверхностных слоев верхнего бьефа гидроузла и имела температуру на 0,7–0,9 °С выше, чем в нижнем бьефе гидроузла. В 1977 г. зафиксирован заход в канал более 250 экз. осетровых, в 1984 г. в канал зашло 2590 экз. осетра, 85000 экз. рыба и других видов рыб (всего более

164500 особей). Установлен проход рыб в верхний бьеф, а также нерест в канале (Воловик и др., 1986).

В 1999 г. сотрудниками ИПЭЭ РАН в канале обнаружена икра пелагофилов (чехонь, толстолобик, черноморско-азовская проходная сельдь), литофилов (севрюга, рыбец, голавль, язь, елец), фитофилов (плотва, густера, синец, лещ, сазан) и эврибионтных рыб (судак, окунь), что указывает на нерест этих видов в канале.

5.2.3. Рыбопропускные сооружения Николаевского гидроузла

В состав Николаевского гидроузла (рис. 5.10) входят: судоходный шлюз, разборная щитовая плотина с поворотными фермами, бетонная водосбросная плотина-регулятор, земляная плотина, два рыбопропускных шлюза и рыбоходно-нерестовый канал.

Рыбопропускные шлюзы расположены по торцам водосбросной плотины. Общая длина шлюза составляет 134 м (рыбонакопительный лоток – 81,5 м, рабочая камера – 31 м, верховой выходной лоток – 11,5 м) при ширине 8 м. Дно рыбонакопительного лотка почти на 3 м поднято над дном нижнего бьефа и сопряжено пандусом. Шлюзы были приняты в эксплуатацию в 1982 г. Из-за строительных и конструктивных недостатков шлюзы эксплуатировались мало.

Эти шлюзы пропускали в верхний бьеф осетра, севрюгу, белугу, черноморско-азовскую проходную сельдь, рыбака, леща, судака, чехонь и другие виды рыб. Однако число их невелико. Например, в 1986 г. пропущено (экз.): белуга – 2; осетр – 141; севрюга – 62; стерлядь – 176; судак – 1260; лещ – 1959; рыбец – 225; шемая

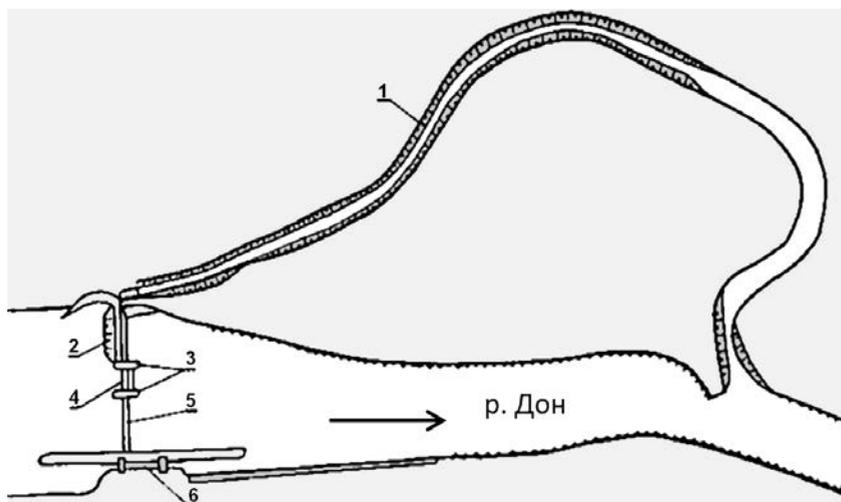


Рис. 5.10. Схема Николаевского гидроузла на р. Дон (по Шкура, 1999)

1 – рыбоходно-нерестовый канал, 2 – земляная плотина, 3 – рыбопропускные шлюзы, 4 – водосбросная плотина-регулятор, 5 – плотина с поворотными фермами, 6 – судоходный шлюз

– 933; толстолобик – 2674; белый амур – 163; черноморско-азовская проходная сельдь – 1980; сом – 266; прочие – 8528.

Исследованиями установлена более эффективная работа правостороннего рыбопропускного шлюза, где более благоприятные для рыб условия выделения привлекающего потока и наилучшие условия сопряжения с руслом реки. Перед входом в рыбопропускные сооружение имеют место воронки размыва глубиной до 4,5 м, которые являются одной из причин низкой эффективности рыбопропускных сооружений. Конструкция пандуса, сопрягающего дно лотка с рисбермой, не позволяет создавать необходимые оптимальные гидравлические условия перед рыбопропускным сооружением.

Рыбоходно-нерестовый канал (рис. 5.10) имеет длину 6,1 км и делится на два участка: искусственное русло длиной 4,9 км и участок староречья длиной 1,2 км. Начало канала расположено в верхнем бьефе на расстоянии 1,2 км от створа плотины. Выход канала находится на расстоянии 3,3 км от плотины и сопрягается с р. Дон под углом 40°. Трапецидальное сечение канала имеет ширину по дну 20 м с коэффициентом заложения откосов – 3. Уклон дна канала составляет 0,0005. Для уменьшения скорости течения в канале проектом предусмотрена искусственная шероховатость в виде бетонных кубов размером 0,3×0,3×0,3 м, расположенных в шахматном порядке на расстоянии 3,0–4,0 м друг от друга. В настоящее время в связи с тем, что эти кубы не были закреплены, в некоторых местах они располагаются бессистемно.

В качестве субстрата для нереста реофильных рыб использована гравийно-галечная смесь с размером фракций 20–100 мм, отсыпанная по всему периметру канала.

При напоре на гидроузле 3,8–4,0 м и максимально наблюдаемом расходе 52 м³/с при средней глубине 1,30–1,35 м средняя скорость течения изменяется от 0,92 до 1,45 м/с. Изменение расхода воды в канале осуществляется регуляторами. Ширина рыбопривлекающего шлейфа достигала 50% от общей ширины русла р. Дон.

В канале зафиксированы массовые скопления проходных и полупроходных видов рыб и их нерест (Шкура, 1999).

5.2.4. Гидравлический рыбоподъемник Цимлянского гидроузла

Рыбопропускное сооружение введено в эксплуатацию в 1955 г. и предназначено для пропуска проходных и полупроходных рыб (рис. 5.11). Рыбоподъемник устроен в разделительном быке между зданием ГЭС и водосливной плотиной (рис. 5.12, вклейка).

По проекту местоположение рыбопропускного сооружения определялось установкой его на границе основного потока от гидроэлектростанции. Рыбонакопительный лоток имеет длину 110 м, ширину 6 м, глубина воды в нем 6,5–13,6 м. К рыбонакопительному лотку примыкает садок длиной 18 м, шириной 5 м, оборудованный низовым затвором (клапаном). Садок соединен с вертикальной шахтой, которая имеет высоту 36,8 м и поперечные размеры 7×5 м. В нише днища шахты

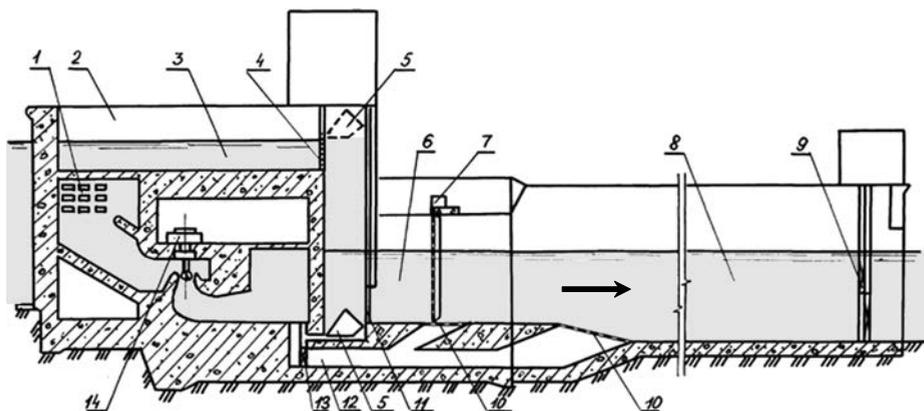


Рис. 5.11. Гидравлический рыбоподъемник Цимлянского гидроузла на р. Дон (продольный разрез)

1 – решетка водоприемника турбины, 2 – выходное отверстие, 3 – выходной лоток, 4 – шандоры, 5 – подъемная побудительная решетка, 6 – садок, 7 – горизонтальное побудительное устройство, 8 – рыбо-накопительный лоток, 9 – регулирующий сдвоенный затвор, 10 – рыбоудерживающие сетки, 11 – затвор нижнего бьефа, 12 – водовод, 13 – затвор отсасывающей трубы, 14 – гидроагрегат

расположена горизонтальная побудительная решетка. Верховой выходной лоток имеет длину 65 м, ширину 6 м. Глубина воды в лотке может изменяться от 2 до 7 м. Блок питания выполнен в виде турбинного гидроагрегата мощностью 4000 кВт, который подает воду из донных отверстий в садок и на начальный участок рыбо-накопительного лотка. Расход воды, проходящий через турбину, составляет 25 м³/с. При этом расходе в зависимости от уровня воды в нижнем бьефе скорости течения на выходе потока из рыбонакопительного лотка изменяются от 0,4 до 1,0 м/с.

Данное рыбопропускное сооружение на момент ввода в эксплуатацию было единственным в речном бассейне Дона, а в настоящее время оказалось четвертым и последним на пути миграций рыб. Число дошедших до Цимлянского гидроузла рыб напрямую зависит от эффективности работы рыбопропускных сооружений ниже расположенных Кочетовского, Константиновского, Николаевского гидроузлов.

В целях повышения эффективности работы рыбоподъемника с 1965 по 1972 гг. была осуществлена его реконструкция: улучшены условия привлечения рыб и увеличена площадь захвата рыбы побудительной решеткой.

Рыбоподъемник предназначен для пропуска осетровых, черноморско-азовской проходной сельди, рыбца и работает с начала апреля по конец ноября. Имеющиеся у нас данные показывают, что пропуск осетровых имел место только в первые 8 лет – до 1964 г. В этот период пропуск стерляди в верхний бьеф достигал 2200 экз. в год.

В настоящее время в верхний бьеф пропускается 23 вида рыб: лещ, судак, синец, рыбец, чехонь, берш *Sander volgensis*, синец, черноморско-азовская проходная сельдь, стерлядь, сом, густера, плотва, белый амур, вырезуб *Rutilus frisii frisii*, шемая, сазан, толстолобик, серебряный карась, язь, щука, окунь, укляя, бычки,

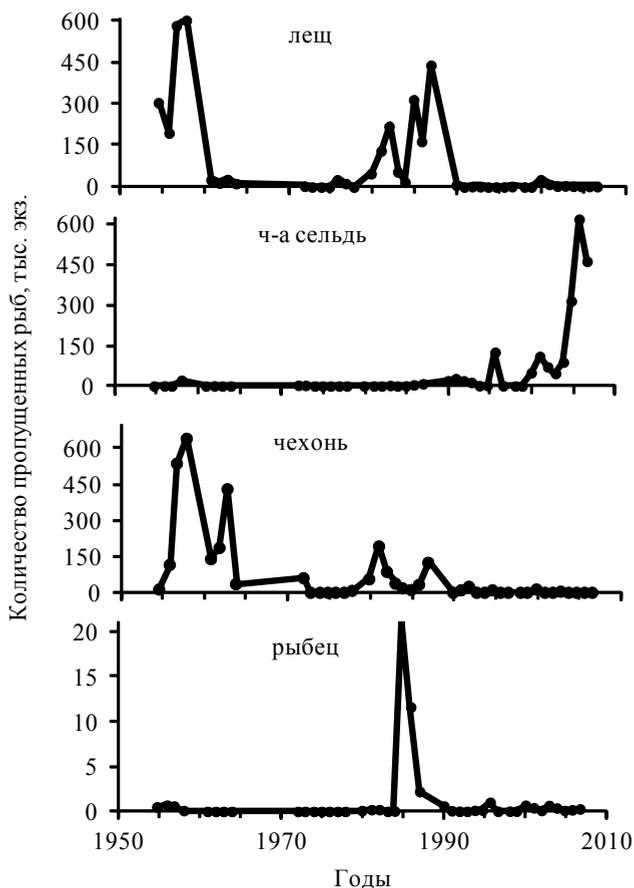


Рис. 5.13. Динамика пропуска рыб рыбоподъемником Цимлянского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)

ерш *Gymnocephalus cernuus*, тюлька *Clupeonella cultriventris*. Данные о пропуске некоторых видов рыб (черноморско-азовской проходной сельди, рыбца, чехони) в различные годы показаны на рисунке 5.13.

5.2.5. Лестничный рыбоход Красноярского гидроузла

Рыбопропускное сооружение построено в 2003 г. на р. Медведица (приток р. Дон, Волгоградская область) и представляет собой единую пространственную металлоконструкцию, установленную в первом пролете водосбросной плотины и жестко связанную с ее разделительными устоями (рис. 5.14).

В состав сооружения входят двадцать две маршевые камеры (размеры маршевых камер (3,3–3,5)×3,5 м, расположенные в два ряда по длине пролета плотины. Общая длина рыбохода составляет 36,5 м, ширина 7,0 м. Напор на гидроузле – 6,0 м. Размеры вливных отверстий: ширина – 1,2 м, высота – 0,6 м.

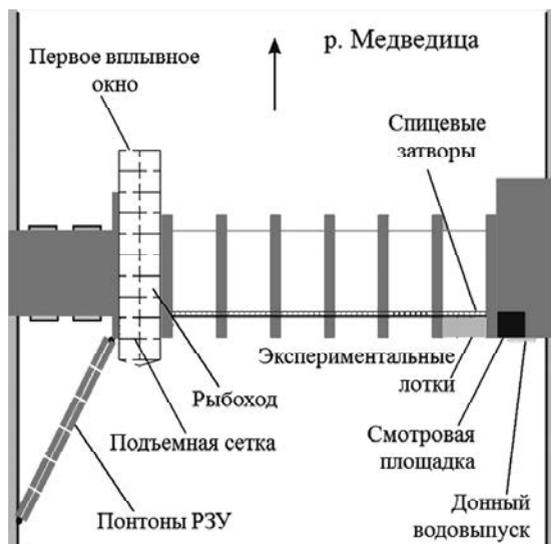


Рис. 5.14. Схема гидроузла Красноярской МГЭС с лестничным рыбоходом на р. Медведица в Волгоградской области

Глубина воды в маршевых камерах – 0,9–2,2 м. Перепад уровней воды между камерами составляет 0,25–0,27 м, скорость течения – 0,7–1,2 м/с, расход воды – 0,25–1,25 м³/с. Рыбопропускное сооружение оснащено устройствами, обеспечивающими стабилизацию заданного гидравлического режима в секциях рыбохода при изменении уровня воды в водохранилище в диапазоне отметок 101,50–102,55.

Результаты исследований пропуска рыб по лестничному рыбоходу в верхний бьеф Красноярской малой гидроэлектростанции в 2004 г. представлены в таблице 5.3.

По лестничному рыбоходу, построенному на р. Медведица, осуществлялась миграция различных видов рыб. При перепаде между камерами

Таблица 5.3. Видовой, размерный и количественный состав рыб, прошедших через рыбоход Красноярской МГЭС в период наблюдений с 3 мая по 10 июня 2004 г.

Виды рыб	Длина тела, см		Число пропущенных рыб	Доля в общем количестве, %
	пределы	средняя		
Шемая	12–26	16,3	966	56,8
Рыбец	21–31	23,4	274	16,2
Уклея	10–15	11,3	246	14,6
Плотва	13–16	14,2	88	5,2
Густера	15–18	16,2	62	3,6
Окунь	14–21	17,3	22	1,3
Подуст	22–27	24,1	14	0,8
Карась	13–18	15,4	11	0,6
Лещ	30–38	35,1	7	0,4
Язь	16–18	17,2	5	0,3
Сом	32–46	39,0	2	0,1
Голавль	18–26	22,0	2	0,1
Всего			1699	100,0

Примечание: Материалы предоставлены НПЦ «Эквос» (А.Е. Ващинников).

Таблица 5.4. Уловы основных промысловых рыб Азовского моря, тыс. т/год (по Воловик, 2009)

Виды рыб	1930–1951 гг., период естественного стока рек	период зарегулирования стока рек									
		1952–1971 гг. период формирования нового режима моря	1972–1977 гг. период наибольшего осолонения моря	1978–1988 гг. период наибольшего загрязнения моря	годы после вселения гребневика мнемониса			периоды нового опреснения моря			
					1989–2000 гг. тенденция снижения загрязнения	2001 г. стабилизация уровня загрязнения	2002 г.	2005 г.	2007 г.	тенденция некоего роста загрязнения	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Проходные и полупроходные виды рыб, в том числе	78,2	24,2	10,5	10,0	4,8	5,48	5,54	0,738	0,452		
Сельдь	3,5	1,2	0,5	0,3	<0,1	0,018	-	0,01	0,02		
Осетровые	3,0	0,8	1,0	1,1	0,7	0,018	0,015	0,003	0,01		
Судак	30,7	0,8	2,8	1,4	2,1	2,6	1,8	0,410	0,108		
Лещ	23,5	4,1	2,1	1,8	<0,1	0,8	0,9	0,028	0,03		
Тарань	6,1	4,9	2,2	1,2	<0,1	0,3	0,32	0,022	0,083		
Сазан, карп	2,0	0,4	0,3	0,4	<0,01	0,27	0,3	<0,001	<0,001		
Чехонь	3,3	1,8	0,3	0,4	0,2	0,27	0,2	<0,001	0,005		
Угорь	0,9	<0,1	<0,01	-	-	-	-	-	-		
Прочие	5,2	2,1	1,3	3,4	1,5	1,2	2,0	0,254	0,213		

0,25–0,27 м проходили особи с длиной тела от 10 см (уклея) до 45 см (сом). Это указывает на хорошую гидравлику в маршевых камерах и во впускных отверстиях.

* * *

Таким образом, в бассейне р. Дон построено девять рыбопропускных сооружений. Анализ их работы показывает, что все рыбопропускные шлюзы способны обеспечить пропуск нерестовых мигрантов из нижнего бьефа в верхний, а в рыбоходно-нерестовых каналах Константиновского и Николаевского гидроузлов происходит не только проход, но и нерест производителей. Проход через нерестово-рыбоходный канал Усть-Маньчесского гидроузла затруднен из-за высоких скоростей течения. Уменьшение в последние годы количества пропускаемых в верхний бьеф рыб связано не с эксплуатацией рыбопропускных сооружений, а со снижением их общей численности. На это указывают данные по уменьшению уловов основных промысловых рыб Азовского моря, приведенные в таблице 5.4 (Воловик и др., 2009).

Учитывая снижение численности рыб, рыбоходные шлюзы на Константиновском и Николаевском гидроузлах в настоящее время законсервированы, проход нерестовых мигрантов в верхний бьеф на этих гидроузлах осуществляется по рыбоходно-нерестовым каналам.

Для увеличения эффективности работы рыбопропускных сооружений на р. Дон необходимо:

- уменьшить скат пропущенных в верхний бьеф мигрантов на Кочетовском гидроузле, увеличив длину верхового выходного лотка;
- восстановить конфигурацию правого берега на Кочетовском гидроузле в соответствии с его состоянием в 1973 г. (когда была достигнута наибольшая эффективность рыбопропуска);
- на Константиновском и Николаевском гидроузлах улучшить условия сопряжения привлекающих потоков из рыбопропускных шлюзов с дном реки и ввести эти сооружения в эксплуатацию.

5.3. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. КУБАНЬ

Каскад плотин на р. Кубань включает Тиховский гидроузел, на котором построены два рыбопропускных шлюза, Федоровский гидроузел – один рыбопропускной шлюз, Краснодарский гидроузел – механический рыбоподъемник. Кроме этого на притоках р. Кубань для пропуска ручьевого форели и усача на Аксаутском гидроузле в 2011 г. пущен в эксплуатацию лестничный рыбоход.

5.3.1. Рыбопропускные шлюзы Тиховского гидроузла

Тиховский гидроузел предназначен для выполнения функции вододелителя между двумя рукавами – р. Протока и р. Кубань. План Тиховского гидроузла с рыбопропускными сооружениями показан на рисунке 5.15 (вклейка).

Конструкция этих рыбопропускных сооружений такая же, как у рыбопропускных шлюзов Федоровского гидроузла.

Тиховский гидроузел введен в эксплуатацию в 2005 г., однако рыбопропускные шлюзы пока еще не работали, так как необходимость перераспределять воду между двумя рукавами отсутствовала и все пролеты плотины были открыты.

5.3.2. Рыбопропускной шлюз Федоровского гидроузла

В состав Федоровского гидроузла входит: бетонная и земляная плотины, судоходный шлюз и рыбопропускной шлюз. Гидроузел предназначен для поддержания уровней, необходимых для подачи воды в Кубанскую и Федоровскую оросительные системы. Период работы подпорного сооружения с третьей декады апреля по сентябрь включительно совпадает с периодом нерестовой миграции осетровых и других ценных видов рыб к местам нереста (рис. 5.16, 5.17 (вклейка)).

Первоначально на этом гидроузле был построен рыбоход «Солдатова», который из-за грубых ошибок при проектировании не был введен в эксплуатацию. В связи с этим в 1982 г. было построено новое сооружение – рыбопропускной шлюз (рис. 5.18) из блоков-гигантов (пространственная конструкция докового типа).

Строительство блоков-гигантов осуществлялось на берегу в специальном котловане, в котором изготавливался жесткий железобетонный каркас с ячеистыми стенками и днищем. Масса и прочность этого сооружения были рассчитаны с учетом возможности транспортировки блока по воде. Такая технология строительства рыбопропускного шлюза вызвана необходимостью его возведения в условиях действующего гидроузла.

Габариты отдельных элементов конструкции рыбопропускного шлюза следующие:

- длина рыбонакопительного лотка 76,2 м при ширине 9,0 м;

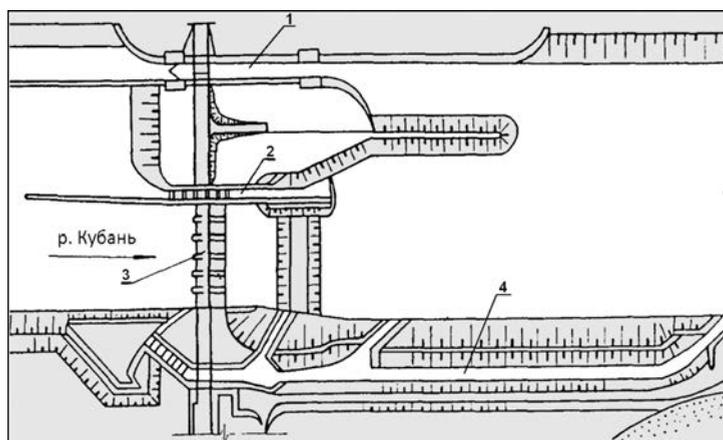


Рис. 5.16. Схема Федоровского гидроузла на р. Кубань

1 – судоходный шлюз, 2 – рыбопропускной шлюз, 3 – водосливная плотина, 4 – рыбоход Солдатова

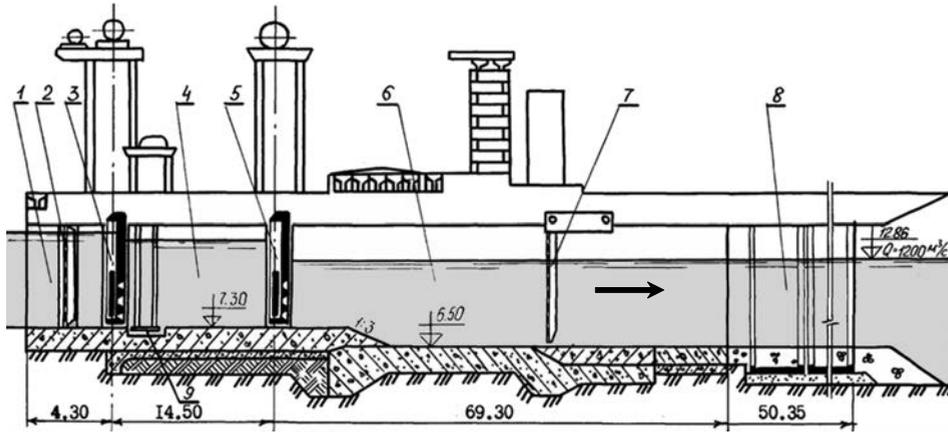


Рис. 5.18. Рыбопропускной шлюз Федоровского гидроузла на р. Кубань (продольный разрез)
 1 – верховой выходной лоток, 2 – сороудерживающая решетка, 3 – верховой (клинкетный) затвор, 4 – рабочая камера, 5 – низовой (клинкетный) затвор, 6 – рыбонакопительный лоток, 7 – побудительное устройство, 8 – низовой подходной лоток, 9 – ихтиологическая площадка

– длина рабочей камеры 24,5 м (в ее состав входят два клинкетных затвора и ихтиологическая площадка);

– длина выходного лотка 3,5 м.

Технология пропуска рыб из нижнего бьефа в верхний такая же, как и на рыбопропускном шлюзе Кочетовского гидроузла.

Для предотвращения обратного ската рыб, в верхнем бьефе была построена водопроницаемая стенка длиной 35 м, которая является продолжением выходного лотка. Гидравлические исследования, проведенные сотрудниками Калининского политехнического института (КПИ) и Новочеркасской государственной мелиоративной академии (НИМИ) показали, что блок питания в виде клинкетного затвора позволяет создавать все необходимые скорости течения для привлечения рыб. При этом, за блоком питания наблюдается высокая неравномерность распределения скоростей течения и высокая интенсивность турбулентности, которые затухают к входу в рыбонакопительный лоток (рис. 5.19). Здесь интенсивность турбулентности

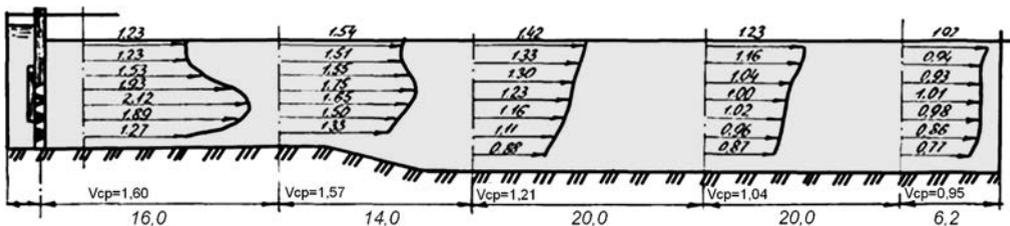


Рис. 5.19. Распределение по глубине скоростей течения в рыбонакопительном лотке рыбопропускного шлюза Федоровского гидроузла на р. Кубань

V_{cp} – средняя скорость течения, м/с. Цифрами обозначены величины скоростей течения

в 2–3 раза ниже, чем в этом же створе за водосбросными сооружениями гидроузла. В зоне притяжения и на входе в рыбоаккумулятивный лоток интенсивность турбулентности не превышает таковой в р. Кубань.

На рисунке 5.20 показано распределение скоростей течения в зоне притяжения рыб перед входом в рыбопропускное сооружение для трех различных режимов притяжения. С увеличением скорости течения в рыбоаккумулятивном лотке (притягивающая скорость) увеличивается длина и ширина привлекающего шлейфа в нижнем бьефе гидроузла.

Большой объем экспериментальных работ по обоснованию режима «подтягивания» рыб выполнен сотрудниками КПИ. На основании этих опытов было рекомендовано снижать скорость течения в конце режима притяжения с ускорением

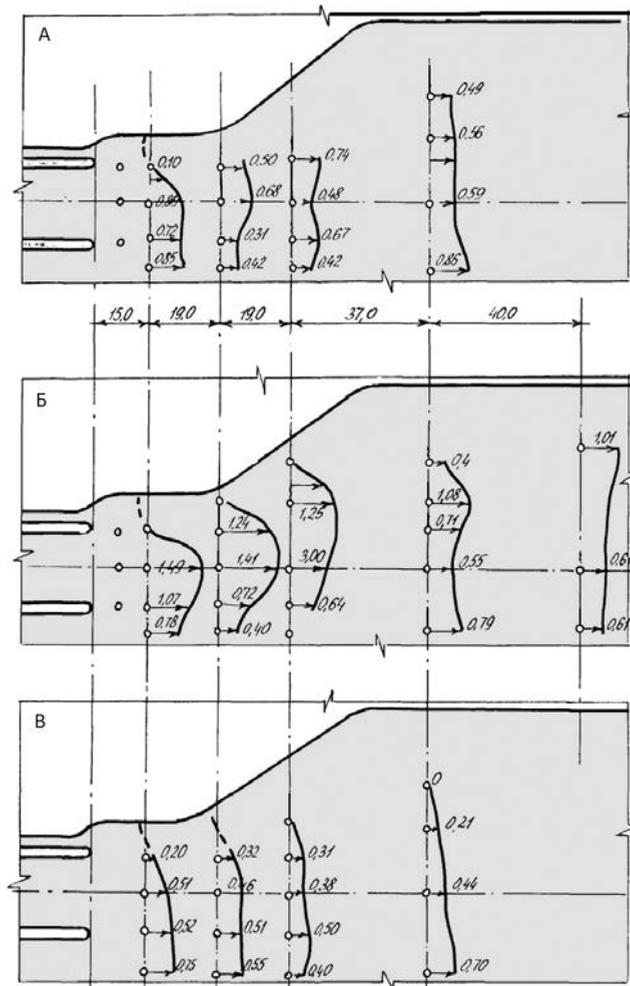


Рис. 5.20. Плановые эпюры средних (по глубине) скоростей течения (м/с) в нижнем бьефе Федоровского гидроузла перед входом в рыбоаккумулятивный лоток в зоне притяжения рыб. Скорость привлекающего потока: А – 1,00 м/с; Б – 1,45 м/с; В – 0,50 м/с

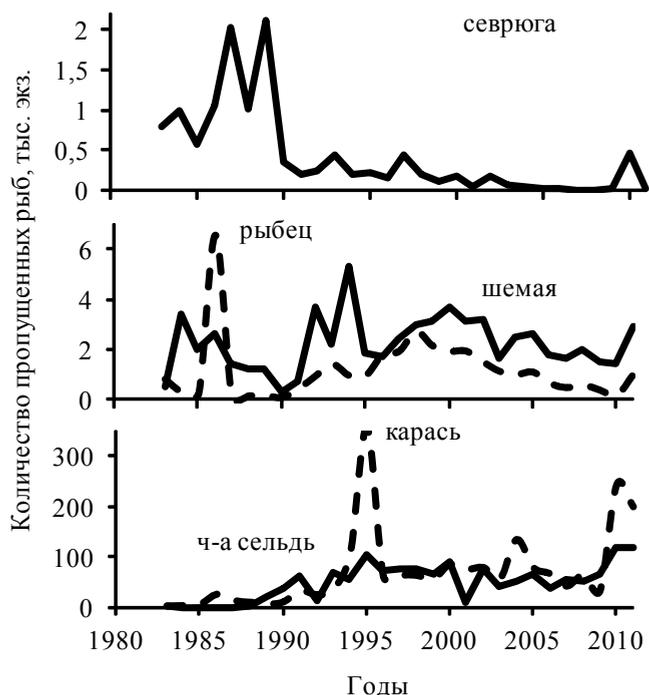


Рис. 5.21. Динамика прохождения рыб через рыбопропускной шлюз Федоровского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)

0,083–0,42 см²/с (СНиП 2.06-07-87). Такие рекомендации, как показали эксперименты, дают возможность увеличить эффективность привлечения рыб на 50–60%.

Рыбопропускной шлюз пропускает в верхний бьеф 29 видов рыб: осетр, белуга, севрюга, рыбец, шемая, сазан, карп, судак, лещ, толстолобик, белый амур, сом, жерех, щука, густера, чехонь, окунь, голавль, усач, плотва, красноперка, укля, черноморско-азовская проходная сельдь, карась, ерш, единичные экземпляры: кефаль, подуст *Chondrostoma nasus*, кутум *Rutilus frisii kutum*, пиленгас *Liza haematocephalus*. Наибольшее количество осетровых было пропущено в первые годы эксплуатации рыбопропускного шлюза (рис. 5.21). Среди осетровых преобладала севрюга, максимальное количество которой было пропущено в 1987 г. – 2031 экз. В этом же году было пропущено 100 экз. осетров. В последние годы количество ценных видов рыб, пропущенных в верхний бьеф, значительно уменьшилось.

5.3.3. Механический рыбоподъемник Краснодарского гидроузла

Рыбоподъемник, эксплуатирующийся с 1974 г., расположен между пролетами водосливных отверстий по оси бетонной плотины (рис. 5.22, 5.23 (вклейка)).

Рыбоподъемник (рис. 5.24) состоит из:

- рыбонакопительного лотка длиной 71 м и шириной 10 м с глубиной от 2,5 до 9,8 м, перед входом в который расположены рыбонаправляющие канавки;

- водослива практического профиля с водобойным колодцем и с установленным на гребне сдвоенным затвором для пропуска отнерестившихся производителей и покатной молоди из водохранилища в нижний бьеф гидроузла;

- рабочей камеры, в состав которой входит отсекающая решетка и контейнер, расположенный за водобойным колодцем;

- эстакады в верхнем бьефе гидроузла длиной 58,7 м, по которой перемещается кран; в конце эстакады осуществляется выпуск рыбы из контейнера в водохранилище;

- электрорыбозаградителя, установленного в створе входа в рыбоподъемник со стороны водосбросных сооружений гидроузла.

Сооружение работает следующим образом. Побудительное устройство поднято и находится на входе в лоток. Отсекающая решетка также поднята над водой. Кон-

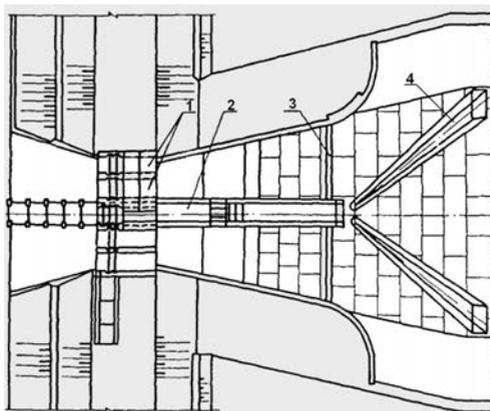


Рис. 5.22. Схема Краснодарского гидроузла на р. Кубань

1 – пролеты водосливной плотины, 2 – механический рыбоподъемник, 3 – электрорыбозаградитель, 4 – рыбонаправляющие канавки

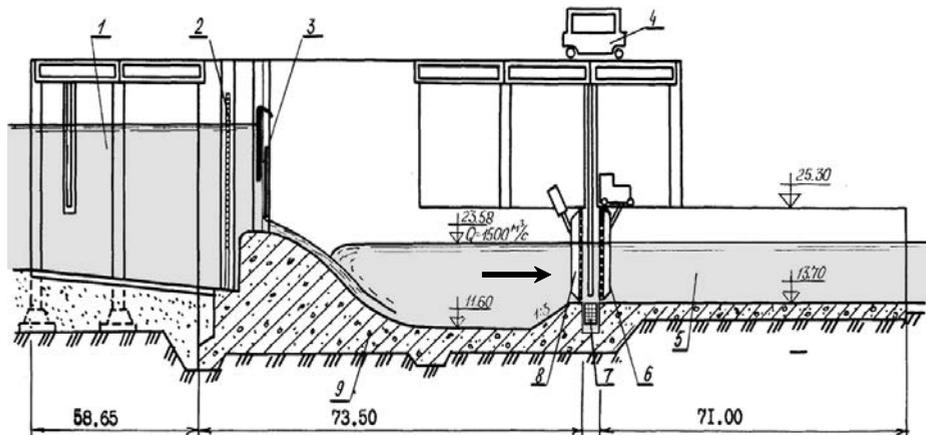


Рис. 5.24. Механический рыбоподъемник Краснодарского гидроузла на р. Кубань (продольный разрез)

1 – эстакада, 2 – сороудерживающая решетка, 3 – двухсекционный затвор, 4 – контейнеровозный кран, 5 – рыбонакопительный лоток, 6 – побудительное устройство, 7 – контейнер, 8 – отсекающая решетка, 9 – блок питания в виде водослива практического профиля с водобойным колодцем

тейнер находится в специальной нише. Нижняя секция затвора поднята на величину, необходимую для создания благоприятных гидравлических условий привлечения и накопления рыбы. По истечении времени, необходимого для привлечения рыб и ее накопления, скорость течения в лотке уменьшают до определенной величины, обеспечивающей подтягивание слабых пловцов в рыбоаккумулятивный лоток. Далее опускают полотно побудительного устройства и скорость течения в лотке уменьшают до 0–0,4 м/с.

При движении побудительного устройства происходит концентрация рыб в рабочей камере. После остановки побудительного устройства в крайнем положении рыбы скапливаются над контейнером и отсекающей решеткой. Контейнер поднимается, и в нем собирается вся рыба, зашедшая в РПС. При необходимости осмотра, учета и отбора рыбы после выхода контейнера из воды, он фиксируется на специальных кронштейнах, затем поднимается ихтиологическая площадка, находящаяся на дне контейнера. После завершения работ площадка устанавливается в исходное положение. При подъеме контейнера в крайнее верхнее положение начинается движение крана в сторону верхнего бьефа; когда достигается конец эстакады контейнер опускается под уровень воды в водохранилище, ихтиологическая площадка поднимается вровень с краями контейнера, и рыбы, побуждаемые течением воды в месте выпуска, уходят против течения в водохранилище. Контейнер поднимается и перемещается в исходное положение.

После подъема контейнера над уровнем воды в нижнем бьефе гидроузла поднимаются побудительная и отсекающая решетки, и в рыбоаккумулятивном лотке создается требуемый гидравлический режим.

Как показали гидравлические исследования, блок питания позволяет создавать на входе в рыбоаккумулятивный лоток все необходимые скорости привлечения (Барекян, Скоробогатов, 1978). Однако в лотке наблюдается высокая неравномерность распределения скоростей течения, а также высокая интенсивность турбулентности, которая на входе в лоток в два раза выше интенсивности турбулентности в р. Кубань (рис. 5.25). По нашему мнению, длина лотка должна быть больше на 30–40 м.

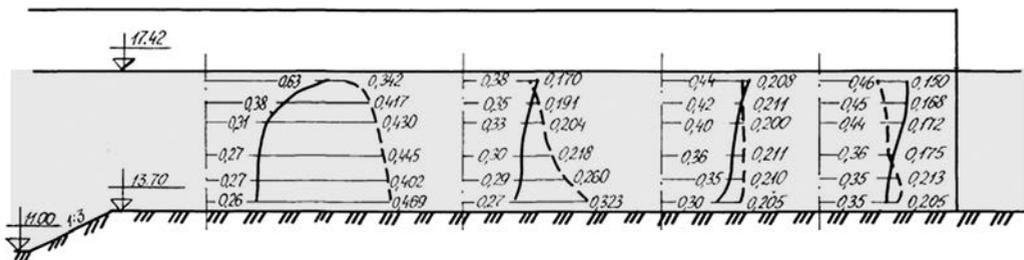


Рис. 5.25. Распределение скоростей течения (—) и интенсивности турбулентности (---) по глубине потока в рыбоаккумулятивном лотке рыбоподъемника Краснодарского гидроузла. Числами обозначены скорости течения и уровни турбулентности

По данным наблюдений, с 1974 г. начал понижаться уровень воды на рисберме. К настоящему времени он понизился на два метра. Это привело к увеличению в 1,3–1,8 раз средней скорости течения на рисберме при пропуске одинаковых расходов (Шкура, 1998). С увеличением средней скорости течения в подводящем канале прослеживается устойчивая зависимость к уменьшению количества пропускаемых рыб. Рыбы не могут длительное время находиться на таких скоростях потока. Было рекомендовано при средних скоростях течения на рисберме 1,6–1,8 м/с снижать величину скорости привлечения до 0,3–0,4 м/с, а при средней скорости течения 1,2–1,3 м/с устанавливать величину скорости привлечения равной 0,55–0,70 м/с.

В начальные годы эксплуатации рыбоподъемник ежегодно пропускал около 1 млн производителей 29 видов рыб. Наибольший заход рыб в рыбопропускное сооружение наблюдался в период 1986–1989 гг. Тогда в водохранилище было пересажено более 100 экз. осетровых (осетр, белуга, севрюга), большое количество рыбака, шемаи, сазана, белого амура, жереха и других видов рыб. Однако в последние годы количество пропущенных рыб резко сократилось.

Данные о пропуске севрюги, рыбака, шемаи, леща, чехони в верхний бьеф, начиная с 1973 г., приведены на рисунке 5.26.

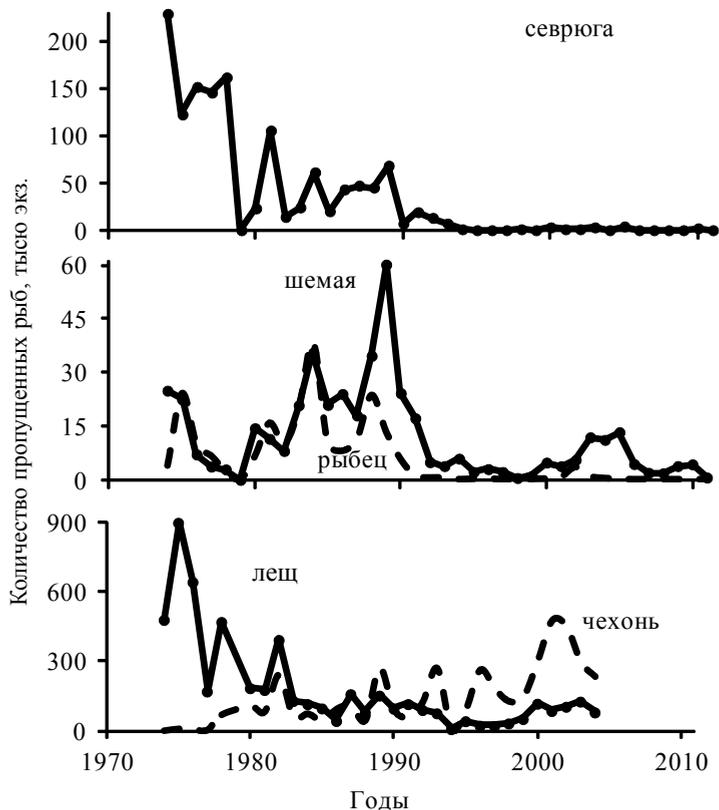


Рис. 5.26. Динамика прохождения рыб через рыбоподъемник Краснодарского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)

Таким образом, на р. Кубань успешно эксплуатируются два из четырех рыбопропускных сооружений: рыбопропускной шлюз на Федоровском и механический рыбоподъемник на Краснодарском гидроузлах. Рыбопропускные сооружения Тиховского гидроузла пока не эксплуатируются. Эффективность работы рыбохода на Аксаутском гидроузле еще не определена. Следует отметить, что более 20 лет на р. Кубань не проводились исследования по определению эффективности рыбопропуска. Необходимо провести эти исследования и установить факт достижения производителями нерестилищ и наличие ската молоди рыб.

5.4. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. ВОЛГА

На р. Волга и ее притоках построено более десяти крупных плотин и только в составе трех гидроузлов имеются рыбопропускные сооружения: на водodelителе – два рыбопропускных шлюза; на Волгоградском гидроузле – гидравлический рыбоподъемник; на Саратовском гидроузле – механический рыбоподъемник.

5.4.1. Рыбопропускные шлюзы в составе водodelителя

Водodelитель – комплекс гидротехнических сооружений (рис. 5.27), включающий два судоходных шлюза, два судоходных пролета с опускающимися затворами длиной 110 м каждый, два рыбопропускных шлюза для пропуска проходных рыб в верхний бьеф, 33 регуляционных пролета разборной плотины с затворами длиной 24 м каждый, глухую плотину, перекрывающую часть русла

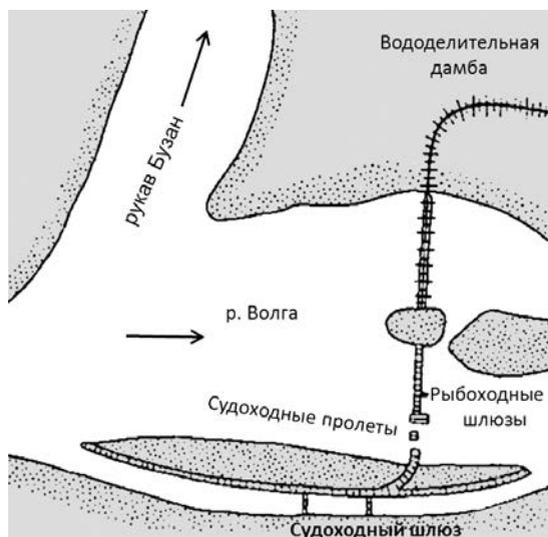


Рис. 5.27. Схема водodelителя в дельте Волги с рыбопропускными шлюзами

реки, водodelительную дамбу длиной около 80 км, пересекающую дельту Волги с севера на юг и отделяющую восточную часть дельты от западной.

Назначение водodelителя – поднять уровень воды в маловодные годы и значительно улучшить условия воспроизводства полупроходных рыб. Водodelитель позволяет существенно увеличить продолжительность половодья в восточной части дельты, где в основном располагаются нерестилища рыб.

Рыбопропускные шлюзы предназначены для пропуска рыб в маловодные года, когда работает водodelитель. Конструкция шлюзов в дельте Волги аналогична конст-

рукциям, используемым на реках Дон и Кубань. Изменены только некоторые размеры этих сооружений, уменьшена длина рыбонакопительного лотка, которая составляет всего 50 м. Ширина каждого шлюза составляет 10 м, при ширине водосливного фронта 1120 м. Малые размеры лотка не позволяют накопить более 70 осетров за один цикл работы сооружения. По данным НИМИ, для пропуска 180–200 тыс. экз. осетровых через плотину необходимо дополнительно в составе гидроузла построить не менее четырех таких шлюзов. В настоящее время вододелитель и, соответственно, рыбопропускные сооружения не эксплуатируются.

5.4.2. Гидравлический рыбоподъемник Волгоградского гидроузла

План сооружений Волгоградского гидроузла показан на рисунке 5.28. Для пропуска рыб в верхний бьеф в теле плотины построен гидравлический подъемник.

Рыбоподъемник (рис. 5.29) введен в эксплуатацию в 1961 г. Расположен между ГЭС и водосливной плотиной, и состоит из:

- двухниточного рыбонакопительного лотка шириной 8,5 м, длиной 85,25 м и глубиной от 5,7 до 14,4 м с двумя побудительными устройствами;

- двух вертикальных шахт высотой 36,9 м, имеющих поперечные размеры 8,5×8,5 м с перемещающимся вертикальным побудительным устройством и низовым затвором;

- блока питания в виде турбинного гидроагрегата мощностью 11000 кВт, подающего с торца шахты расход воды 75 м³/с для привлечения рыб;

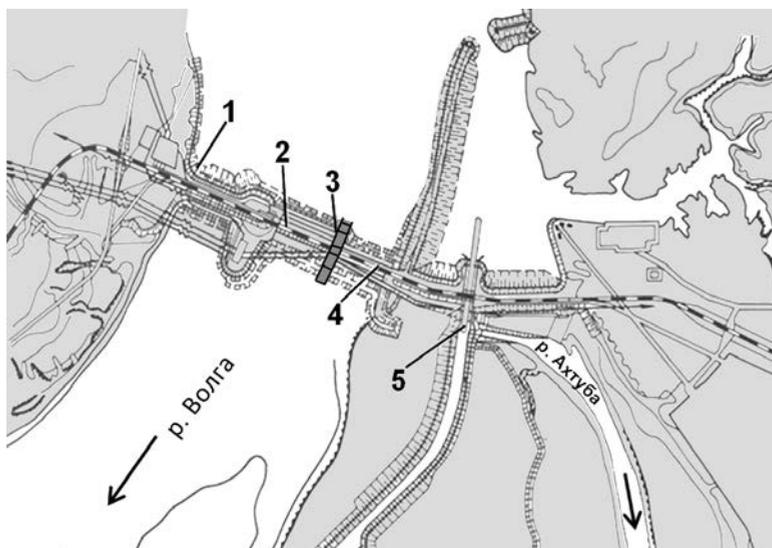


Рис. 5.28. Схема Волгоградского гидроузла на р. Волга

1 – земляная плотина, 2 – гидроэлектростанция, 3 – рыбоподъемник, 4 – водосливная плотина, 5 – судоходный шлюз

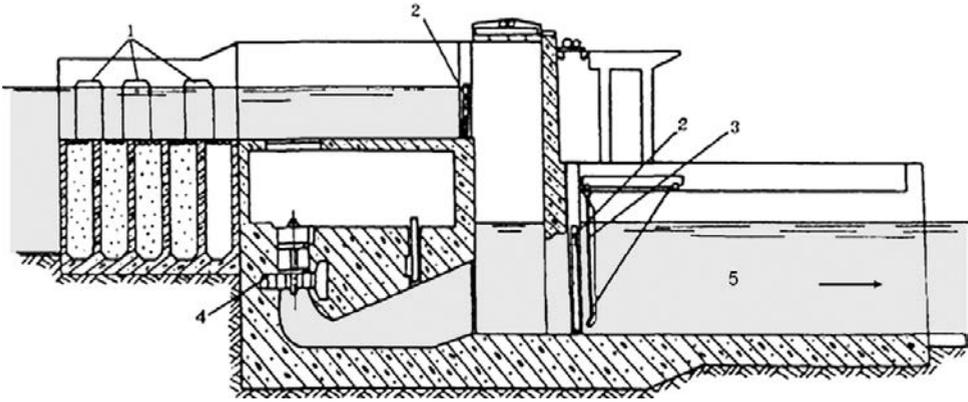


Рис. 5.29. Гидравлический рыбоподъемник Волгоградского гидроузла (продольный разрез) 1 – выходные отверстия, 2 – затвор верхнего выходного лотка, 3 – отсекающий затвор, 4 – гидроагрегат, 5 – рыбонакопительный лоток; → – направление течения

– однониточного верхнего выходного лотка длиной 100 м, шириной 12 м с тремя рыбовыпускными отверстиями в продольной стенке со стороны водосливной плотины.

По данным Волгоградского отделения ГосНИОРХа, в первые годы эксплуатации гидроузла (Малеванчик, Никоноров, 1984) к плотине из Каспийского моря подходило от 200 до 700 тыс. производителей осетровых, поднимающихся из Каспийского моря.

Через рыбоподъемник проходило в среднем 20 тыс. экз. (рис. 5.31). Максимальное количество осетровых – 60 тыс. экз. было пропущено в 1967 г. (Исаев, Карпова, 1989). Рыбоподъемник обеспечивал пропуск от 10 до 15% осетровых рыб, подходящих к гидроузлу (Малеванчик, Никоноров, 1984). Кроме осетровых, рыбоподъемник пропускал и другие виды полупроходных и туводных рыб (свыше 1 млн экз.).

Данные о пропуске осетров, белорыбицы и сельди-черноспинки в период с 1962 по 1987 гг. представлены на рисунке 5.30.

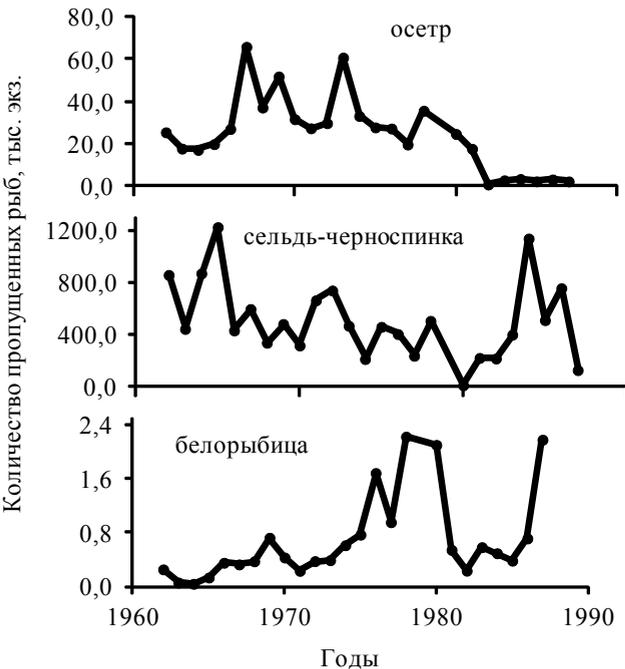


Рис. 5.30. Динамика пропуска рыб рыбоподъемником Волгоградского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)



Рис. 5.31. Осетровые на ихтиологической площадке Волгоградского рыбоподъемника в 1964 г.

В настоящее время подход осетровых рыб к плотине из-за уменьшения численности стада практически прекратился. В 1999 г. рыбоподъемник был законсервирован.

5.4.3. Механический рыбоподъемник Саратовского гидроузла

Для пропуска рыб к местам нереста на Саратовском гидроузле (рис. 5.32) построен механический рыбоподъемник.

Рыбоподъемник (рис. 5.33), введенный в эксплуатацию в 1969 г., состоит из:

- рыбонакопительного лотка длиной 172 м и шириной 8 м с глубинами от 7,0 до 12,5 м, часть которого длиной 72 м проходит под монтажной площадкой и выполнена в виде тоннеля;

- рабочей камеры в виде шахты сечением 6×8 м, в которой перемещается контейнер;

- блока питания в виде гидроагрегата с турбиной и двухъярусной отсасывающей трубой;

- выходного лотка с приемным бассейном шириной 8 м с расположенным в нем побудительным устройством.

Изменение направления подачи воды в торцевую часть рабочей камеры или за нее в рыбонакопительный лоток выполняет перепускной затвор. Расход воды, проходящий через турбину, изменяется от 40 до 80 м³/с в рыбонакопительном лотке и в зависимости от уровня воды обеспечивает скорости течения от 0,4 до 1,4 м/с.

Сооружение работает следующим образом. Вода, проходящая через гидроагрегат, поступает в рыбонакопительный лоток. В нем создаются необходимые ус-

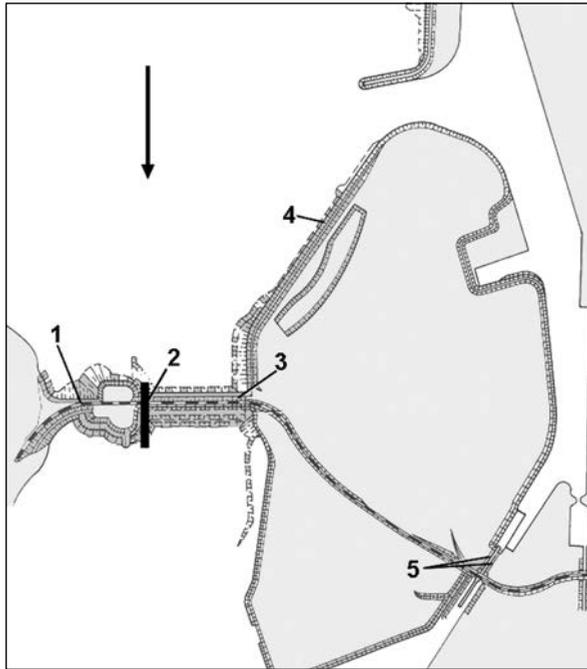


Рис. 5.32. Схема Саратовского гидроузла на р. Волга

1 – русловая плотина, 2 – рыбоподъемник, 3 – гидроэлектростанция, 4 – левобережная дамба, 5 – шлюз; \longrightarrow – направление течения

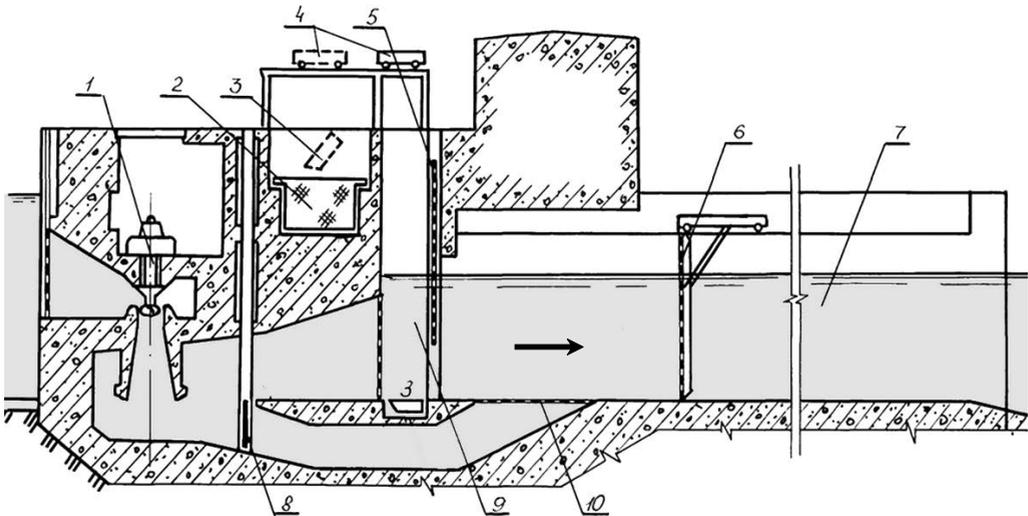


Рис. 5.33. Механический рыбоподъемник Саратовской ГЭС на р. Волге (продольный разрез)

1 – турбина, 2 – вертикальная побудительная решетка, 3 – контейнер, 4 – механизмы подъема и транспортирования контейнера, 5 – отсекающая решетка, 6 – побудительное устройство, 7 – рыбонакопительный лоток, 8 – перепускной затвор, 9 – рабочая шахта 10 – рыбоудерживающая решетка; \longrightarrow – направление течения

ловия для накопления, а в нижнем бьефе гидроузла – для привлечения рыбы. По окончании режима привлечения на входе в рыбонакопительный лоток опускается побудительное устройство, и скорость течения уменьшается до 0,4–0,5 м/с. При движении побудительного устройства в сторону рабочей камеры в ней происходит концентрация рыб. После прохождения отверстия нижнего яруса отсасывающей трубы перепускной затвор поднимается и перекрывает верхний ярус отсасывающей трубы, создавая в рабочей камере скорости течения, близкие к нулю. В это время скорость течения на выходе из рыбонакопительного лотка увеличивают до скорости привлечения.

После достижения побудительным устройством крайнего положения опускается отсекающая решетка и при подъеме контейнера вверх рыбы концентрируются в нем. Перемещение контейнера в зону выпуска осуществляется при помощи крана. Контейнер опускается в приемный бассейн, происходит поворот контейнера под уровнем воды (при этом рыбы уходят из контейнера) и его подъем вверх. Поднимается затвор, соединяющий приемный бассейн с водохранилищем и горизонтальным побудительным устройством, рыбы перемещаются в водохранилище. Учет и осмотр рыб производят в контейнере при его спуске в приемный бассейн. Затем контейнер перемещается в шахту и опускается вниз в специальную нишу, убирается отсекающая решетка, поднимается полотно побудительного устройства и перемещается на вход в лоток, перепускной затвор опускается вниз и направляет воду в рыбонакопительный лоток через верхний ярус отсасывающей трубы.

Для осетров установлены оптимальные скорости привлечения – выше 1,4 м/с. Количество зашедших в рыбопропускное сооружение рыб, оптимальные параметры режима привлечения (скорость и продолжительность) зависят от работы ближайших к рыбопропускному сооружению гидроагрегатов, т.е. от степени выделения рыбопривлекающего шлейфа (данные об оптимальных параметрах привлечения приведены в главе 4).

В створе входа в рыбонакопительный лоток интенсивность турбулентности за рыбопропускным сооружением была ниже, чем за турбинными гидроагрегатами ГЭС. Интенсивность турбулентности практически не изменялась по длине рыбонакопительного лотка и уровень ее соответствовал речным условиям (Гринвальд, 1988; 1989). Выпуск рыб осуществляется в стороне от ГЭС, что способствовало успешному продолжению миграции рыб. Сопряжение дна рыбонакопительного лотка с рисбермой выполнено с уклоном 1:3 в результате чего на ней наблюдается водоворотная зона, которая, по-видимому, является препятствием для прохождения донных рыб в рыбонакопитель.

Данные о пропуске с 1969 по 1987 гг. осетров, белорыбицы и сельди-черноспинки приведены на рисунке 5.34.

Данные о количестве осетров и сельди, проходящих через рыбопропускные сооружения Волгоградского и Саратовского гидроузлов, расположенные друг за другом, приведены в таблице 5.5 и 5.6. Так, до Саратовского гидроузла доходило от 0,46 до 2,0% осетров, в то время как сельди-черноспинки – от 7,7 до 51,0%. В настоящее время в связи с закрытием рыбоподъемника на расположенной ниже

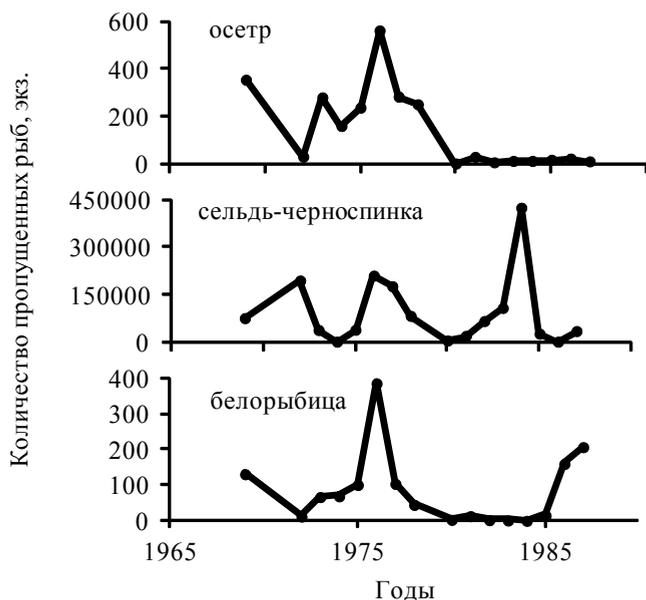


Рис. 5.34. Динамика пропуска рыб рыбоподъемником Саратовского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)

Таблица 5.5. Данные о пропуске осетров рыбопропускными сооружениями Волгоградского и Саратовского гидроузлов за пять лет эксплуатации (по Поддубный, Малинин, 1984)

Год	Число пропущенных осетров		$\frac{n_2}{n_1} \times 100$
	Волгоградский рыбоподъемник (n_1)	Саратовский рыбоподъемник (n_2)	
1969	51900	352	0,68
1973	60800	278	0,46
1975	27800	235	0,84
1976	27300	559	2,00
1978	35700	249	0,69

Таблица 5.6. Данные о пропуске сельди-черноспинки рыбопропускными сооружениями Волгоградского и Саратовского гидроузлов за пять лет эксплуатации (по Поддубный, Малинин, 1984)

Год	Число пропущенной сельди		$\frac{n_2}{n_1} \times 100$
	Волгоградский рыбоподъемник (n_1)	Саратовский рыбоподъемник (n_2)	
1969	484300	72260	14,9
1973	470800	36721	7,7
1975	462700	37480	8,1
1976	407200	208460	51,0
1978	508500	81480	15,9

Волжской ГЭС рыбопропускное сооружение Саратовского гидроузла не работает. Его оборудование законсервировано.

* * *

Таким образом, на р. Волга были построены рыбопропускные сооружения на Вододелителе, на Волгоградском и Саратовском гидроузлах. Они пропускали большое число производителей из нижнего бьефа гидроузлов в верхний. Даже при фронте гидроузла около 1,5 км. Волгоградским рыбоподъемником пропускалось до 10–15% от подошедших рыб. При таком фронте необходимо строительство нескольких рыбопропускных сооружений. По моему мнению, принятое решение о консервации рыбопропускных сооружений в условиях снижения общего количества рыб (табл. 5.7 и рис. 5.35) является ошибочным. Необходимо расконсервировать их и ввести в эксплуатацию, а также проводить мероприятия по сохранению естественного воспроизводства рыб (борьба с браконьерством, улучшение качества воды, применение рыбозащитных устройств и др.).

Таблица 5.7. Среднее количество производителей осетровых (тыс. экз.), пропущенных на нерестилища Нижней Волги (по Ходоревская, Рубан, Павлов, 2007)

Годы	Русский осетр		Севрюга		Белуга	
	За весну	За год	За весну	За год	За весну	За год
1962–1965	4,8	401,0	17,1	68,3	н/д	н/д
1966–1970	22,0	1192,0	53,1	133,9	н/д	н/д
1971–1975	15,3	1444,0	30,4	108,7	0,059	1,20
1976–1980	22,6	2053,0	52,0	177,4	0,187	2,70
1981–1985	44,4	582,0	103,9	176,6	0,58	2,40
1986–1990	37,1	322,0	125,4	230,0	0,86	2,60
1991–1995	24,3	214,2	67,7	126,9	0,95	2,00
1996–1997	1,84	37,2	6,5	58,3	0,15	0,40
1998–2002	3,1	59,0	9,0	50,0	0,1	0,65

Примечание: н/д – нет данных.

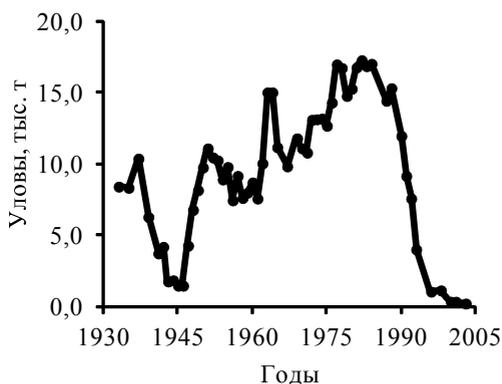


Рис. 5.35. Российские уловы осетровых в Каспийском бассейне (по Ходоревская, Рубан, Павлов, 2007)

5.5. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. ТУЛОМА

На р. Тулома построены две плотины – Нижне-Тулумская и Верхне-Тулумская. Для пропуска атлантического лосося к местам нереста на Нижнее-Тулумской плотине построен лестничный рыбоход, а на Верхнее-Тулумской ГЭС – комбинированное рыбопропускное сооружение – лестничный рыбоход и гидравлический рыбоподъемник. Пропуск рыб на нерестилища р. Печа (приток р. Тулома) обеспечивается лестничным рыбоходом.

5.5.1. Лестничный рыбоход Нижне-Тулумского гидроузла

Нижне-Тулумская плотина (рис. 5.36) оборудована рыбоходом лестничного типа. Вход в рыбоход расположен в непосредственной близости от выхода потока из турбинных агрегатов. Выпуск рыб в верхний бьеф гидроузла осуществляется в стороне от плотины ГЭС (рис. 5.37, 5.38 (вклейка)).

Длина рыбохода 513 м при высоте подъема – 16–20 м, состоит из 66 маршевых камер шириной 3,0 м и длиной 5,0 м каждая, при глубине воды 0,8–0,9 м. В перегородках рыбохода в шахматном порядке расположены поверхностные вливные отверстия размером 0,6×1,2 м. Через каждые 10 маршевых камер устроены бассейны для отдыха рыб. Они имеют ширину 4,5 м и длину 8 м, при глубине 1,5 м.

Расход воды по рыбоходу составляет 1,0 м³/с. Перепад уровней воды на камерах не более 0,3 м. Максимальные скорости течения во вливных отверстиях, по данным

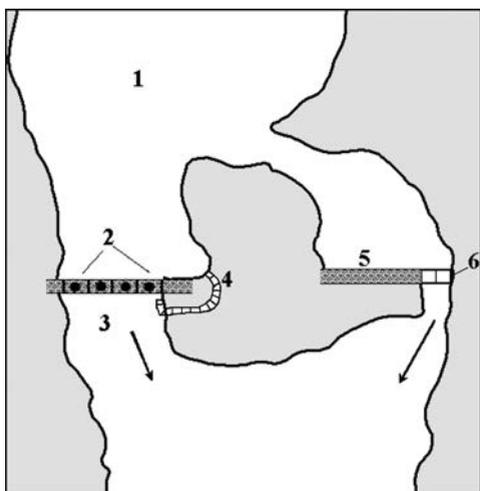


Рис. 5.36. Схема Нижне-Тулумского гидроузла на р. Тулома

1 – водохранилище, 2 – здание ГЭС, 3 – нижний бьеф, 4 – рыбоход, 5 – плотина, 6 – водосброс; ➔ – направление течения.

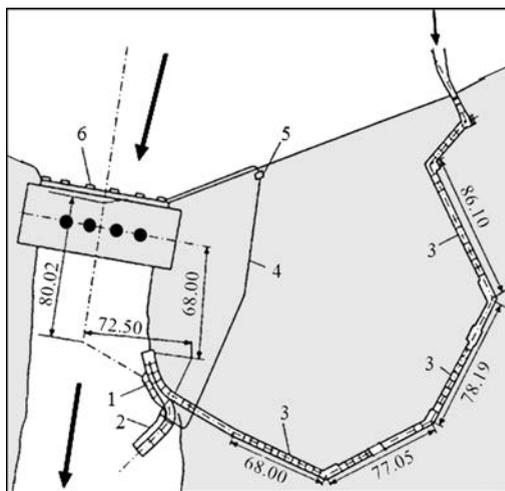


Рис. 5.37. Схема лестничного рыбохода Нижне-Тулумского гидроузла

1 – входной участок рыбохода, 2 – входной оголовок рыбохода, 3 – маршевые камеры рыбохода; 4 – водовод, 5 – задвижка, 6 – здание ГЭС; ➔ – направление течения

натурных измерений, не превышают 1,5 м/с. Скорости течения в камерах составляют 0,4–0,6 м/с, но в бассейнах для отдыха рыб эти скорости снижаются до 0,15 м/с.

Верхний участок рыбохода служит одновременно регулятором расхода и рассчитан на колебания уровня воды в верхнем бьефе при сработке и наполнении водохранилища в пределах до 1,8 м. Он состоит из 9 камер. В перегородках между камерами регулятора устроены донные вливные отверстия размером 0,6×0,9 м.

Нижний участок рыбохода рассчитан на заход рыб при различных отметках уровня нижнего бьефа, изменяющегося за счет приливно-отливных явлений в пределах до 3 м.

Проектирование и строительство лестничного рыбохода на Нижне-Тулумской плотине велось параллельно с возведением основных сооружений этого гидроузла (Тихий, Викторov, 1940). Для обоснования конструктивных параметров рыбохода построили его крупномасштабную модель, которая была сооружена на Кротовом ручье, впадающем в р. Тулома в районе строительства плотины. Модель состояла из шести бассейнов размером 3×5 м с перепадом уровней между ними 0,30 м (Тихий, Харчев, 1935). Опытный рыбоход был оборудован разными по ширине, глубине и расположению вливными окнами. Результаты этих исследований, выполненных не в лабораторных, а в натуральных условиях на нерестовых мигрантах, позволили разработать конструкцию рыбохода, успешно действующую и в наши дни.

Первые годы эксплуатации рыбохода показали его эффективную работу, но исследования по его оптимизации не прекратились. Сразу после ввода в строй Нижне-Тулумской ГЭС начали изучать покатную миграцию отнерестившихся производителей и смолтов, условия захода рыб в рыбоход и их перемещения в водохранилище (Головков, Кожин, 1939; Тихий, Викторov, 1940).

Эффективность работы рыбопропускных сооружений обычно определяют по соотношению числа подошедших и пропущенных рыб. Таких исследований по оценке эффективности на Нижне-Тулумском рыбоходе не проводилось. Однако после его ввода в эксплуатацию численность стада тулумской семги значительно возросла (рис. 5.39). Если в первые годы работы (1937–1950 гг.) она редко превышала 2000 экз., то в дальнейшем, к середине 70-х годов, достигла максимума в 12784 экз. Начиная с 1992 г., численность пропускаемых рыб заметно снизилась до 2500–6000 экз. Анализ данных за весь период работы сооружения указывает на то, что численность пропущенных рыб различна в разные годы, но в целом, остается на одном уровне (Павлов, Лупандин, 2005; Родькина, Мишукова, 2004; Долотов, 2007 и др.). Следует отметить, что кроме атлантического лосося через рыбоход иногда проходят кумжа *Salmo trutta* (в 1960 г. – 110 экз.) и сиви (в 1960 г. – 15 экз.).

В целом, Нижне-Тулумский рыбоход является достаточно эффективным рыбопропускным сооружением с хорошей гидравликой в маршевых камерах и камерах отдыха. В современных условиях он обеспечивает воспроизводство тулумского стада атлантического лосося в соответствии с оставшейся площадью нерестово-выростных угодий в бассейне реки ниже Верхне-Тулумской плотины.

Исключительная роль Нижне-Тулумского рыбохода в воспроизводстве семги и его эффективная работа всегда привлекали к себе внимание исследователей. Интен-

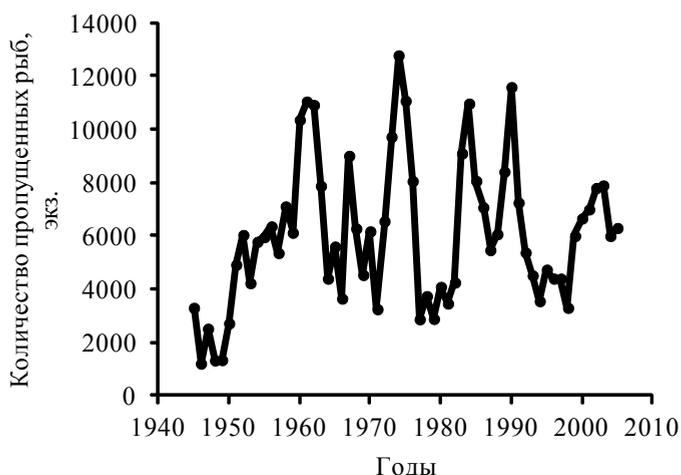


Рис. 5.39. Динамика пропуска атлантического лосося через лестничный рыбоход Нижне-Тулومского гидроузла по годам (по данным ЦУРЭН)

сивно велись работы по изучению рыбохода в первые годы его эксплуатации – в период пусконаладочных работ в 1937–1939 годы (Головков, Кожин, 1939). В конце 1960-х годов Павлов и Пахоруков (1978) начали второй этап исследований на этом рыбоходе, а в начале 70-х годов его продолжили А.Г. Поддубный и Л.К. Малинин (1988). В 2000–2003 гг. нами осуществлен третий этап исследований в бассейне р. Тулома (Pavlov, Lupandin, Kostin, Kaukaranta et al., 2001). Выполненные работы показали наличие следующих недостатков: холостые попуски воды через водосброс отвлекают нерестовых мигрантов от захода в отводящий канал ГЭС, где расположен рыбоход; неудовлетворительные условия привлечения рыб в рыбоход, связанные с отсутствием привлекающего шлейфа; обратный скат зашедших в рыбоход рыб; тяжелые условия прохождения рыбами верхней части рыбохода, где поверхностные отверстия сменяются донными.

Существуют резервы для повышения эффективности работы данного рыбохода. Для этого необходимо:

- увеличить привлекающее влияние потока от ГЭС и, соответственно, уменьшить привлекающее воздействие от потока водосброса. В этой связи необходимо произвести формирование гидравлической структуры потока в нижнем бьефе плотины за счет изменения конфигурации его береговой линии. Это можно сделать путем отсыпки дамбы, которая позволяет создать новый отводящий канал, развернуть и направить поток ГЭС в сторону трассы водосброса;

- экспериментально выбрать интервал периодического прекращения работы водосброса, для улучшения условий перехода скопившихся в этом районе нерестовых мигрантов в сторону отводящего канала ГЭС;

- для обеспечения выхода рыб, скапливающихся в районе водобойного колодца под водосбросом, следует сделать специальные проходы, действующие при минимальном уровне воды во время отлива.

Для оптимизации привлечения атлантического лосося в рыбоход, исключения ската рыб из его нижних камер и облегчения прохождения рыб в верхние камеры следует провести реконструкцию входного оголовка рыбохода, согласно проекту института Гидропроект (рис. 4.27). Использование этого оголовка позволит значительно улучшить условия привлечения семги, за счет создания скоростного шлейфа, хорошо выделяемого в потоке ГЭС и достигающего основных скоплений рыб, а также за счет обеспечения постоянства скоростей привлечения во входном отверстии рыбохода, независимо от приливно-отливных явлений. В процессе реконструкции следует обратить особое внимание на оптимизацию гидравлических условий и ориентацию атлантического лосося в маршевых камерах нижнего участка рыбохода, где наблюдается наибольший процент выхода зашедших в рыбоход рыб обратно в нижний бьеф.

Проведенные исследования показали на необходимость строительства второго рыбохода в районе холостого водосброса, который позволит увеличить пропуск рыб из нижнего бьефа гидроузла в верхний.

5.5.2. Лестничный рыбоход и гидравлический рыбоподъемник Верхне-Тулумского гидроузла

Гидравлический рыбоподъемник Верхне-Тулумской ГЭС построен в 1965 г. для пропуска атлантического лосося. Его конструкция разработана Шотландской фирмой «Глендфилд и Кеннеди». Сооружение построено Финской фирмой «ИматрантВейма» и в настоящее время демонтировано ввиду низкой эффективности его работы. Оно располагалось в теле бетонной плотины и состояло из лестничного рыбохода, совмещенного с вертикальным гидравлическим рыбоподъемником типа «Борланд». Схема основных сооружений Верхне-Тулумского гидроузла приведена на рисунке 3.3.

Общая высота подъема рыб составляла 63,4 м, из нее на долю лестничного рыбохода приходилось только 9,0 м. Вход в лестничный рыбоход располагался в головной части отводящего канала ГЭС и находился внутри туннеля длиной 320 м, вырубленного в скале. Для подсветки этого туннеля имелась световая дорожка. Вход в рыбоход был установлен перпендикулярно трассе отводящего канала ГЭС и располагался на 137 м ниже по течению от турбинных агрегатов, был заглублен на 3,5 м под уровень воды при глубине в канале 15,0 м. В пяти метрах выше по течению от входа в рыбоход располагался электрический рыбозаградитель, для предотвращения подхода рыб к агрегатам ГЭС. Здесь же размещались всасывающие оголовки насосов, предназначенные для обеспечения течения воды в рыбоходе.

Рыбоход длиной 260,5 м имел 30 маршевых камер с перепадом отметок уровня воды на каждой по 0,3 м и заканчивался большой камерой отдыха длиной 88 м, в торце которой подавалась вода для обеспечения течения в рыбоходе. Эта камера под прямым углом соединялась с нижней шлюзовой камерой гидравлического подъемника, которая имела вид прямоугольного туннеля длиной 11,9 м и сечением 3,6×4,0 м.

Гидравлический подъемник был выполнен в виде вертикальной шахты диаметром 2,5 м и высотой 60 м. Снизу он был оборудован затвором и водобойным колодцем для гашения энергии потока при заполнении и опорожнении шахты. Шахта соединялась с камерой выпуска рыб, имеющей четыре окна. Эти окна располагались на разных горизонтах для обеспечения выхода рыб при различных уровнях воды в водохранилище.

Рыбоподъемник работал в циклическом режиме. Продолжительность одного цикла составляла от 3 до 9 часов. Привлечение рыб в нижнюю шлюзовую камеру осуществлялось при опорожненной вертикальной шахте, в которую подавали расход воды 0,34 м³/с в течение 1–5 часов.

Для преодоления Верхне-Тулумской плотины атлантический лосось должен был проделать следующий путь: войти в отводящий канал; пройти по нему и зайти в темный туннель со световой дорожкой; обнаружить вход в лестничный рыбоход и подняться по нему в камеру отдыха; зайти в шлюзовую камеру; дожждаться момента шлюзования и подняться при шлюзовании на 55 м; выйти в выпускную камеру и затем найти окна для выхода в верхний бьеф. Таким образом, создатели рыбопропускного сооружения предложили лососю достаточно непростой путь для преодоления этой преграды.

После завершения строительства рыбопропускного сооружения часть нерестового стада семги заходила в отводящий канал, туннель и лестничный рыбоход. Подход рыб к плотине начинался с конца июня и продолжался до начала сентября. Наибольшая активность лосося наблюдалась в вечернее время (Павлов, Пахорук, 1978). Телеметрические исследования трасс движения рыб (Поддубный, Малинин, 1988) показали, что граница туннеля и открытой части канала оказывалась серьезной преградой для атлантического лосося. Рыбам требовался длительный период адаптации к изменению освещенности, и лишь только после этого они продвигались к рыбоходу.

Скорости течения в шлюзовой камере в режиме привлечения рыб составляли около 0,7 м/с. Однако в момент открытия затвора, при наполнении или опорожнении вертикальной шахты, их величины очень быстро достигали высоких значений 1,3–1,5 м/с. Задержка рыб в камере отдыха никак не была связана с их плавательной способностью. Она определялась тем, что в камеру с разных сторон поступали потоки воды, которые создавали разнонаправленную картину течений, дезориентировали рыб и затрудняли поиск привлекающего течения из шлюзовой камеры. При этом сам привлекающий поток направлялся сбоку. Струя воды, вырывающаяся из-под затвора, создавала сильный шум, не привлекая рыб в шахту, а отпугивая их, т. е. сопряжение двух различных рыбопропускных систем (рыбохода и гидравлического рыбоподъемника) было выполнено крайне неудачно и явилось главной причиной плохой работы этого сооружения. В шахту заходила лишь небольшая часть рыб, прошедших лестничный рыбоход. Они шлюзовались, но осталось неизвестно, сколько из них выходило в камеру выпуска и далее в водохранилище. Наши наблюдения показывали, что многие из зашедших рыб в шлюзовую камеру выносились из нее в камеру отдыха сильно травмированными или мертвыми. По-видимому, только ред-

кие экземпляры могли найти выход в верхний бьеф гидроузла и достичь нерестилищ. Так, за период работы рыбопропускного сооружения с 1965 по 1969 годы по лестничному участку рыбохода прошло только 720 производителей семги. При этом ни российские, ни финские специалисты не отмечали нереста производителей и наличия молоди семги выше Верхне-Тулумской плотины.

Работа Верхне-Тулумского рыбопропускного сооружения была признана неэффективной и прекращена. Начиная с 1970 г., сооружение закрыто и не работает. Каких-либо мероприятий по пропуску атлантического лосося на нерестилища в верховья р. Тулома в настоящее время не проводится, поэтому следует констатировать, что на сегодняшний день популяции семги из верхнего течения р. Тулома прекратили свое существование.

Причинами низкой эффективности этого сооружения следует признать конструктивные просчеты при его проектировании, а не принципиальные возможности использования данного типа сооружений для пропуска рыб.

Проработки вариантов пропуска нерестовых мигрантов атлантического лосося через Верхне-Тулумскую плотину были выполнены нами и шотландскими специалистами из «EnviroCentreLtd» (Отчет «Тасис», 2000). Шотландскими специалистами предложено два варианта рыбопропускных сооружений: лестничный рыбоход и такой же рыбоход, но совмещенный с гидравлическим рыбоподъемником типа «Борланд». Входной оголовок этих рыбоходов размещается в средней части отводящего канала ГЭС, а его выход в верхнем бьефе совмещен с существующим оголовком для выпуска рыб старого рыбопропускного сооружения.

При использовании варианта лестничного рыбохода, предполагается самостоятельное движение рыб по всему его тракту. В этом случае рыбы должны пройти достаточно сложный путь с перепадом отметок уровней воды до 63,0 м. Однако мировой опыт показывает, что самостоятельный подъем рыб по лестничному рыбоходу целесообразен на высоту не более 30,0 м (Pavlov, 1989; Clay, 1995). При большей высоте подъема рыбы утомляются и скатываются обратно.

При использовании второго варианта атлантический лосось только часть пути должен пройти самостоятельно, а затем принудительно подниматься до отметки уровня воды в водохранилище. Вход и выход в рыбоход размещаются там же, где и в первом варианте. Такое сооружение, безусловно, может быть использовано. Однако это сооружение повторяет уже существующую схему пропуска рыб на Верхне-Тулумской плотине и может быть использовано только после тщательной проработки узла сопряжения лестничного рыбохода и гидравлического подъемника. Кроме того, следует заметить, что оба предложенных варианта, к сожалению, дают возможность для браконьерства из открытой части этих сооружений.

Проанализировав все имеющиеся материалы, мы пришли к выводу, что на Верхне-Тулумской плотине целесообразно использовать третий вариант пропуска рыб – принудительное перемещение нерестовых мигрантов в верхний бьеф плотины (Павлов, Лупандин, Каукоранта, 2000; Pavlov et al., 2000; Отчет «Тасис» 2000). Для этого предлагается осуществлять их накопление в специальном контейнере-

ловушке, расположенном в оголовке для привлечения рыб с последующей его краткосрочной транспортировкой на гребень плотины. Подобные схемы пропуска лососевых рыб с успехом применяются в ряде стран (Тихий, Викторов, 1940; Малеванчик, Никоноров, 1984; Clay, 1995).

Для транспортировки контейнеров можно использовать существующие автомобильные дороги. При ориентировочной массе контейнера в 3–5 т в качестве движителя для его транспортировки можно применить различные механизмы: лебедки, автомобильный или тракторный транспорт, а также транспорт с электроприводом. Транспортировку рыб предполагается производить по мере их накопления в контейнере-ловушке.

При такой схеме пропуска через плотину рыбы экономят энергетические ресурсы на преодоление преграды, отсутствует возможность обратного ската семги из рыбопропускного сооружения, а также нет возможности для браконьерского лова.

Выпуск рыб в верхний бьеф – также один из ключевых вопросов успешной работы рыбопропускных сооружений. В предлагаемых шотландскими специалистами вариантах выпуск рыб из рыбохода осуществляется в непосредственной близости (до 30 м) от водоприемных окон ГЭС и водосброса. Такое расположение оголовка является опасным и может привести к скату рыб в нижний бьеф через турбины и водосброс.

Предлагаемый нами вариант принудительного перемещения рыб позволяет выпускать их в любом районе верхнего бьефа. Оптимальным, по-видимому, является район старого русла р. Тулома, находящийся в удалении от водосбросных сооружений гидроузла. Известно, что в водохранилищах озеровидного типа, где скорости течения очень малы и не превышают пороговых скоростей течения для рыб, их ориентация происходит по береговой линии и рельефу дна, поэтому предлагаемое место выпуска рыб будет способствовать продвижению рыб в водохранилище по старому руслу р. Тулома. Для снижения стресса предлагается адаптировать рыб в контейнере к условиям водохранилища и обеспечить им возможность самостоятельного выхода в верхний бьеф.

Таким образом, использование предлагаемого варианта пропуска рыб через плотину Верхне-Тулумской ГЭС позволит создать оптимальные условия для привлечения рыб в оголовки рыбохода и обеспечит безопасную транспортировку и выпуск рыб в верхний бьеф гидроузла. Применение этого варианта защитит пропускаемых рыб от браконьерства. К тому же по ориентировочным расчетам этот вариант рыбопропуска на Верхне-Тулумской плотине оказался наиболее экономичным.

5.5.3. Лестничный рыбоход через Падунский порог

До строительства Верхне-Тулумской ГЭС через Падунский порог проходил суммарный расход воды р. Тулома и р. Печа. Этот порог был преодолим для лосося. В настоящее время через него проходит расход только р. Печа, который значительно меньше расхода р. Тулома. Это привело к тому, что оголилась часть русла

этих рек и возник четырехметровый порог, непреодолимый для нерестовых мигрантов в меженный период.

Рыбы могут преодолевать порог при расходе воды в реке более $200 \text{ м}^3/\text{с}$. Такие расходы в р. Печа бывают лишь в половодье и только в годы максимальной и средней водности. Однако сроки половодья (когда семга может преодолевать Падунский порог) не совпадают со сроками ее массовой нерестовой миграции, поэтому с самого начала строительства Верхне-Тулумской ГЭС рассматривался вопрос о разработке мероприятий по пропуску семги через Падунский порог (рис. 5.40, вклейка). Для обеспечения нерестовой миграции атлантического лосося в р. Печа через Падунский порог был построен лестничный рыбоход (1960).

Рыбоход оказался неработоспособен – величина перепада между камерами составляла от 0,72 м до 1,10 м, а скорости течения во впускных донных отверстиях достигали величин 3,6–4,3 м/с. Высокая турбулентность в маршевых камерах и большие скорости течения во впускных отверстиях не позволяли большинству лососей преодолевать рыбоход. Условия прохождения лососем тракта рыбохода несколько улучшались при сбросе больших расходов, когда перепад уровней снижался. Однако такие условия во время хода семги наблюдаются сравнительно редко.

Неудовлетворительными оказались и условия привлечения лосося в рыбоход. Вход в него был расположен с левого берега, а движение рыб к порогу происходило, как правило, по правому берегу реки, где через водопад проходил основной расход воды. Кроме того, привлекающий шлейф от рыбохода, растекаясь по мелководью левого берега, имел небольшую протяженность и гасился на расстоянии 5–6 м.

На основании гидравлических исследований и проектных проработок Института «Гидропроект», при участии ИПЭЭ РАН и Тверского государственного технического университета была разработана новая конструкция рыбохода, строительство которого завершилось в 1993 г.

Новый рыбоход (рис. 5.41) состоит из 14 маршевых камер размером $5,0 \times 5,0 \text{ м}$ и глубиной воды 1,2–1,5 м (Малеванчик, Скоробогатов, Буданов, 1991).

Рыбоход рассчитан на пропуск расхода воды $2,5 \text{ м}^3/\text{с}$. Размер впускных отверстий увеличивается от входного оголовка к выходу. Это приводит к уменьшению перепада отметок

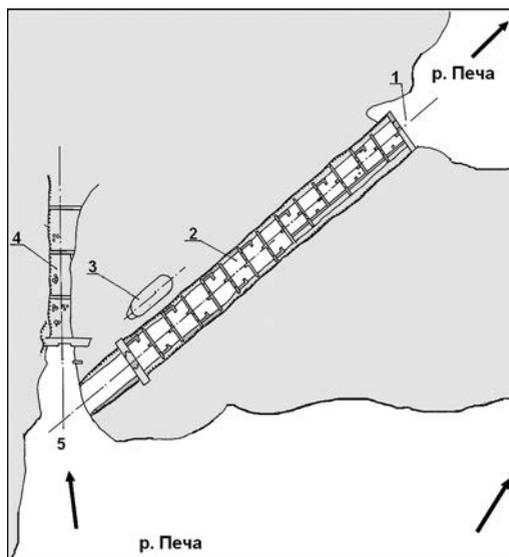


Рис. 5.41. Схема рыбоходов на Падунском пороге (р. Печа)

1 – подходный канал нового рыбохода, 2 – новый рыбоход, 3 – здание икhtiологической службы; 4 – остатки конструкции старого рыбохода; 5 – выходной канал; \longrightarrow – направление течения

уровней воды на камерах от входного отверстия (0,3 м) к выходному (0,2 м) и, соответственно, к снижению скоростей течения по мере подъема рыб (рис. 5.42).

При компоновке нового рыбохода учтено и улучшение условий привлечения в него рыб. Это достигается как путем переноса входного отверстия рыбохода ближе к водопаду, где проходят трассы миграций семги, так и путем увеличения расхода воды через рыбоход. При проектных проработках рассматривался вариант рыбохода с поворотом его трассы еще ближе к водопаду, но в результате геологических изысканий были выявлены разломы скального основания в месте предполагаемого расположения оголовка. Учитывая, что Падунский порог является уникальным природным комплексом Заполярья, были предусмотрены особые меры по сохранению его скального массива, поэтому, безусловно, лучший вариант расположения входа в рыбоход не был реализован (Малеванчик, Скоробогатов, Буданов, 1991).

Атлантический лосось, перемещаясь вдоль береговой линии, достаточно эффективно преодолевает Нижне-Тулумское русловое водохранилище, затрачивая на это от одних до трех суток. В районе слияния отводящего канала Верхне-Тулумской ГЭС и р. Печа мигранты из печенской популяции семги, практически без остановки заходят в устье реки. Здесь под труднопроходимым для них Падунским порогом (рис. 5.43, вклейка) они задерживаются на некоторое время и затем по рыбоходу проходят в р. Печа и далее на нерестилища.

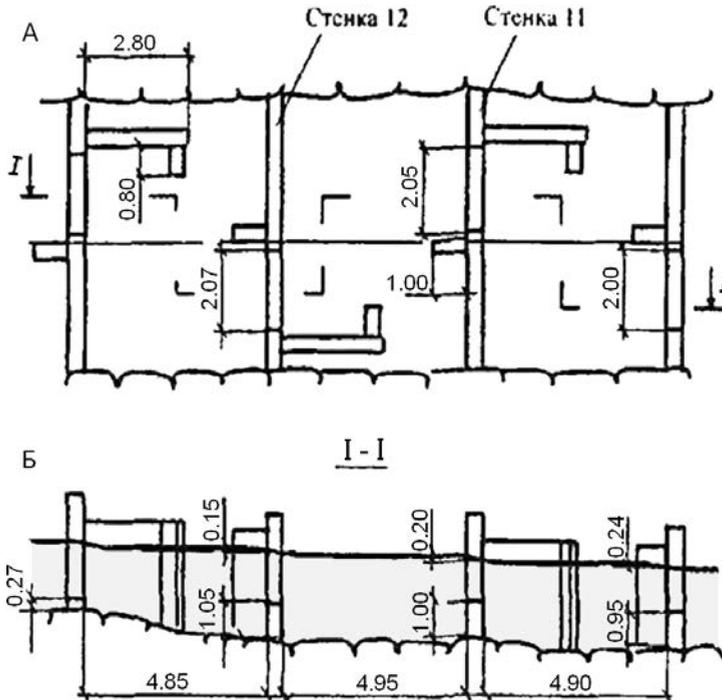


Рис. 5.42. План (А) и разрез (Б) по оси нового рыбохода между камерами (р. Печа, Падунский порог)

Как показали исследования конструкции рыбохода, структура течений в маршевых камерах и во вливных отверстиях, перепад уровней воды между камерами позволяет мигрантам проходить по нему. Следует отметить, что на конечном участке рыбохода средние скорости течения уменьшаются от 1,92 до 0,91 м/с.

Печенский рыбоход работает успешно. На преодоление рыбохода рыбы затрачивают от 15 мин. до 3 ч. Установленная на основании радиометрических исследований эффективность пропуска мигрантов по Печенскому рыбоходу составила 82% от общего числа подошедших к порогу меченных радиометками рыб. Печенский рыбоход пропускает в р. Печа более 40% лососей, прошедших Нижне-Тулумский рыбоход, что соответствует площади нерестово-выростных угодий этой реки относительно суммарной площади таких угодий во всех притоках Нижне-Тулумского водохранилища. Однако при таком высоком проценте пропускаемых рыб остается низкой эффективностью обнаружения входа в рыбоход, что приводит к задержке рыб под порогом. Семга, ориентируясь на более мощный поток водопада, предпочитает держаться на этом участке реки, совершая поперечные перемещения вдоль порога до тех пор, пока не попадет в рыбоход.

Для повышения эффективности привлечения семги в Печенский рыбоход было рекомендовано разобрать существующую строительную перемышку. Другой вариант – нарастить эту перемышку, расчистить русло вновь созданного искусственного канала, образованного перемышкой и коренными породами порога, и создать направленное движение воды в сторону водопада, к месту скопления мигрирующих рыб. Выделение скоростного шлейфа и его направленное движение в сторону места скопления семги позволят значительно улучшить условия ее привлечения в этот рыбоход.

* * *

Приведенные выше данные позволяют говорить об эффективной работе лестничных рыбоходов на Нижне-Тулумской ГЭС и на р. Печа. Количество пропускаемых нерестовых мигрантов в верхний бьеф Нижне-Тулумского гидроузла составляет от 2000 до 12000 экз. Верхний предел пропускаемого количества рыб соответствует площади нерестилищ, находящихся выше створа Нижне-Тулумской ГЭС в реках Печа, Кунья, Улита, Шовна, Пак (Павлов, Лупандин, Каукоранте 2000; Павлов и др. 2001; Pavlov, Lupandin, Kostin, Kaukaranta et al., 2001; Павлов, Лупандин, 2005). Меры по оптимизации работы Нижне-Тулумского и Печенского рыбоходов были рассмотрены выше. Для пропуска нерестовых мигрантов в Верхне-Тулумское водохранилище требуется строительство нового рыбопропускного сооружения.

5.6. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. ТЕРЕК

На р. Терек и ее притоке (р. Черек) построено три рыбопропускных сооружения.

На Каргалинском гидроузле в 110 км от устья р. Терек в 1956 г. был построен лестничный рыбоход для пропуска проходных (севрюга) и полупроходных (ры-

бец, сазан, кутум и др.) рыб. В связи с ошибками в проектировании в первые годы эксплуатации рыбоход был занесен наносами и далее не эксплуатировался. Кроме этого, выбранный створ входа в рыбоход и конструкция маршевых камер не позволяла мигрантам (особенно осетровым) перемещаться из нижнего бьефа в верхний. В настоящее время проходные и полупроходные рыбы выше этого гидроузла по р. Терек не поднимаются.

На р. Черек (приток р. Терек) возведен каскад из двух гидроузлов: Аушигерский (нижняя ступень каскада) и Кашхатау (верхняя ступень каскада). По проекту в состав основных сооружений Аушигерской ГЭС входит лестничный рыбоход. Этот рыбоход предназначен для пропуска реодромных рыб – ручьевой форели и усача. При эксплуатации головного узла Аушигерской ГЭС в резервном режиме подъем рыбы осуществляется на высоту 10 м, при эксплуатации в транзитном режиме – на высоту 4 м. В настоящее время строительство рыбохода на Аушигерской ГЭС продолжается, пуск в эксплуатацию предполагается в 2014 г.

В составе головного узла Кашхатау ГЭС построен лестничный рыбоход (рис. 5.44, вклейка).

В ноябре 2009 г. прошли пробные испытания рыбопропускного сооружения. В 2013 г. эксплуатационные службы провели наблюдения за работой рыбопропускного сооружения Кашхатау ГЭС и отметили проход рыб через рыбоход в водохранилище.

5.7. РЫБОПРОПУСКНЫЕ СООРУЖЕНИЯ НА Р. ВОЛХОВ

Рыбоход Денила, построенный в 1927 г. для пропуска волховского сига, являлся первым рыбопропускным сооружением на Волховском гидроузле. Рыбоход имел большой уклон и высокие скорости течения, поэтому волховский сиг *Coregonus lavaretus baeri* не мог подняться в верхний бьеф и рыбоход был закрыт.

В 1976 г. на этом гидроузле был введен в действие гидравлический рыбоподъемник. По своей конструкции он практически не отличается от Волгоградского гидравлического рыбоподъемника. Имеющиеся у нас данные о количестве рыб, пропущенных за ряд лет в верхний бьеф Волховского гидроузла, приведены в таблице 5.8.

Известно, что пропущенные в верхний бьеф производители сига достигали нерестилищ и успешно размножались в верховьях реки. В настоящее время в связи с резким сокращением численности стада волховского сига рыбоподъемник законсервирован.

Таблица 5.8. Данные о пропуске волховского сига через рыбоподъемник по годам (по данным ЦУРЭН)

Год	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Волховский сиг, в экз.	368	276	109	886	425	176	280	13

5.8. РЫБОХОД НА Р. НАРВА

Первый лестничный рыбоход на р. Нарва, построенный в 1886 г. (Гейнеман 1907), служил для пропуска атлантического лосося и эксплуатировался в течении ряда лет.

Рыбоход-угреход на Нарвском гидроузле был построен 1957 г. Предназначался для пропуска производителей угря в период их нерестовой миграции в море, а также для пропуска молоди угря в верхний бьеф при нагульной миграции из моря в реку. Трасса угрехода проходит по откосу левобережной струенаправляющей дамбы ледосброса. Длина основного участка рыбохода 146,8 м, уклон 1:6. По имеющимся у нас данным, по угреходу прошло следующее количество производителей угря *Anguilla anguilla* (табл. 5.9).

В период с 1993 по 2005 годы угреход не работал. Наблюдения за ходом угря через Нарвский угреход, проведенные в 2006 г. сотрудниками Севзапрыбвода, подтвердили выводы о необходимости его реконструкции.

Таблица 5.9. Данные о пропуске угря рыбоходом-угреходом по годам (по данным ЦУРЭН)

Год	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Угорь, в экз.	61	140	118	71	68	4

РЕЗЮМЕ

В России построено 27 рыбопропускных сооружений (РПС). Из них в настоящее время работают 12; работали, но по разным причинам были законсервированы 14 сооружений. Кроме того, в стадии строительства находится одно сооружение. Три сооружения из-за грубых ошибок при проектировании не были введены в эксплуатацию. Среди построенных и действующих сооружений имеются лестничные рыбоходы, рыбоходно-нерестовые каналы, гидравлические и механические рыбоподъемники.

В бассейне рек Дон и Кубань с помощью РПС созданы удовлетворительные условия для прохождения производителей (осетр, севрюга, черноморско-азовская проходная сельдь, рыбец, шемая и др.) к нерестилищам, расположенным на межплотинных участках, в верховьях этих рек и их притоках. Рыбоходные шлюзы (Кочетовский) пропускают до 65% подошедших рыб, а в рыбоходно-нерестовых каналах отмечен нерест рыб.

В бассейне р. Волги РПС были построены только на трех гидроузлах (рыбоподъемник на Волгоградском гидроузле многие годы пропускал 10–15% подошедших осетровых – до 60000 экз.), но все эти сооружения были законсервированы и в настоящее время нерест проходных рыб (осетровых) возможен только на участке до Волгоградского гидроузла. Сходная ситуация наблюдается и на

р. Терек, где проходные мигранты (севрюга) не могут подняться выше Каргалинской плотины.

В бассейне р. Тулома прохождение атлантического лосося к местам нереста осуществляется по лестничным рыбоходам на Нижне-Тулумской ГЭС и на притоке р. Печа (Падунский порог). За счет эффективной работы этих РПС поддерживается высокая численность атлантического лосося в бассейне р. Тулома. Увеличение численности лосося в бассейне этой реки возможно только после строительства новых рыбопропускных сооружений на Верхне-Тулумском гидроузле. Построенное здесь ранее рыбопропускное сооружение было закрыто из-за ошибок, допущенных при проектировании.

В последние 15–20 лет, несмотря на удовлетворительную работу рыбопропускных сооружений на реках Волга, Дон, Кубань и ряде других рек, численность ценных видов рыб, особенно осетровых, резко снизилась. Это связано, прежде всего, с сильным браконьерством, неудовлетворительной охраной рыбных запасов, загрязнением рек и с другими антропогенными воздействиями. Общее снижение рыбных запасов привело к снижению количества рыб, подходящих к рыбопропускным сооружениям и заходящих в них. В связи с этим были законсервированы рыбопропускные сооружения на Волгоградском, Саратовском, Волховском, Нарвском гидроузлах; рыбопропускные шлюзы на Николаевском и Константиновском гидроузлах.

Следует также отметить отсутствие как биологического, так и гидротехнического мониторинга, позволяющего оценивать эффективность работы построенных рыбопропускных сооружений. Уже более 20 лет в нашей стране не ведутся исследования по прохождению рыб через плотины; не проводится мечение и прослеживание трасс движения рыб в ходе их миграций, в том числе после их выхода из рыбопропускных сооружений; отсутствует оценка состояния нерестилищ; контроль за скатом молоди и отнерестившихся производителей к местам нагула и др. На ряде гидроузлов изменились гидравлические условия в нижнем и верхнем бьефах. Все это требует проведения новых гидравлических и биологических исследований с целью корректировки инструкций по эксплуатации рыбопропускных и водосбросных сооружений, а в некоторых случаях неотложных мер по реконструкции работающих сооружений.

* * *

Twenty seven fish passages have been built in Russia. Twelve are currently operating. Fourteen did operate in the past but were temporarily suspended. Additionally, one fish passage is now under construction. Three fish passages were not set in operation because of serious design flaws. The existing fish passages include fish ladders, spawning channel fishways, hydraulic and mechanical fish lifts.

Satisfactory conditions for the passage of fish spawners (such as sturgeon, stellate sturgeon, herring, vimba, shemaya etc.) towards their spawning sites between the dams, upper reaches and tributaries are observed in the basins of the rivers Don and Kuban. The Kochetovskii lock chamber fish-way allows the transition of up to 65% of fish; fish spawning is routinely documented in its spawning channel fishways.

In the Volga River basin, fish passages have been built only at three hydroelectric power stations (fish lift at the Volgograd power station has been passing 10–15% of sturgeons, up to 60000 fish). However, they have been set out of operation and anadromous fish (Acipenseridae) can now spawn only under the Volgograd hydroelectric power station. A similar situation is observed at the River Terek, where anadromous migrants (*Stellate sturgeon*) can reach only the Karagala dam.

In the Tuloma River basin, Atlantic salmon migrate towards their spawning grounds via fish ladders built at the Lower Tuloma hydroelectric power station and at the tributary of the River Pecha (Padun rapids). Their efficient functioning maintains high abundance of the Atlantic salmon in the basin of the River Tuloma. Further increasing of the salmon abundance in this basin would be possible after new fish passages are built at the Upper Tuloma hydroelectric power station. A fish passage that has been build here was later closed because of serious design flaws.

In spite of quite satisfactory functioning of the fish passages at the Volga, Don, Kuban and other rivers, the abundance of valuable commercial fish species (especially sturgeons) has been drastically reduced during the last 15–20 years. This is mainly caused by significant illegal fishery, insufficient protection of fish resources, pollution of rivers and other anthropogenic effects. Overall decrease of the fish resources reduced the number of fish approaching fish passages and entering them. For this reason, fish passages at the Volgograd, Saratov, Volkhov, Narva and the Nikolaev and Konstantinov hydroelectric power stations have been temporarily suspended.

A significant problem here is the absence of biological and hydrotechnical monitoring for the currently operational fish passages hampering the assessment of their efficiency. For more than 20 years no research has been conducted on fish passage through dams; no marking and tracing of the migrating fish during this period was done, especially following their passage. The conditions of the spawning grounds are not assessed, no control of the juvenile fish downstream migration towards their feeding areas is currently conducted. Hydrological conditions of the tailrace and the headrace significantly altered at several hydroelectric power stations. All this requires new hydraulic and biological research aimed at adjusting the operating instructions for water outlets and fish passages and, in certain cases, urgent measures for adjustment and reconstruction of the currently working systems.

Глава 6

ПОКАТНЫЕ МИГРАЦИИ И ПОПАДАНИЕ МОЛОДИ РЫБ В ВОДОЗАБОРНЫЕ СООРУЖЕНИЯ

Рассмотренные в предыдущих главах нерестовые миграции рыб и их протяженность во многом определяются предшествующим звеном миграционного кольца – покатыми миграциями молоди (рис. 1.1). Эти миграции проявляются в движении рыб вниз по течению, в так называемом скате молоди рыб от мест размножения к местам нагула и наиболее ярко выражены в ранние периоды онтогенеза. Они представляет собой первую, и весьма важную часть миграционного цикла, от которой зависит масштаб миграций в последующие периоды жизни.

Покатные миграции наблюдаются не только в реках, но и в озерах, и водохранилищах, где всегда имеются течения, связанные со стоком, ветровыми явлениями, температурной стратификацией и с другими факторами (Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

Развитие гидротехнического строительства, создание водохранилищ, мощных насосных станций и ирригационных каналов резко изменяют режим течений во внутренних водоемах, нарушая тем самым веками сложившиеся экологические связи, а, следовательно, и условия для миграций, в том числе и покатных. Наблюдается массовая покатная миграция рыб через плотины и попадание в водозаборные сооружения.

Явление покатной миграции рыб иногда обозначается терминами – снос (drift), вынос (escapе), которые подчеркивают как бы случайный или вынужденный характер движения рыб (Cada et al., 1997). Однако это не так, любые массовые перемещения рыб по течению представляют собой покатные миграции независимо от того, каким путем возникают эти течения – естественным (в реке) или искусственным (из водохранилища, в насосные станции и др.). Вот, почему так называемый «снос» или «вынос» рыб из водохранилища через плотину или попадание молоди в водозаборные сооружения представляют собой, как правило, не что иное, как покатную миграцию рыб, в измененных гидрологических условиях. Обеспечение миграций рыб в этих условиях требует знания закономерностей, причин и механизмов покатных миграций молоди.

В качестве основных закономерностей покатной миграции рыб рассматривают временную (сезонную и суточную) динамику и пространственное (вертикальное и горизонтальное) распределение мигрирующих особей, а также их продольное распределение по различным участкам реки (водотока).

По этим вопросам накоплен огромный фактический материал, который ранее был обобщен нами в ряде специальных работ – монографий и обзорных статей (Павлов, 1979; Павлов, Пахоруков, 1983; Pavlov, 1987; 1994; Павлов и др., 1981,

1985, 2000, 2007, 2010, 2011 и др.). Отдельно следует подчеркнуть большой цикл исследований, проведенных на молоди проходных лососевых рыб (Sharovalov, Taft, 1954; Gauley et al., 1958; Harden Jones, 1968; Бакштанский, 1970; Баранникова, 1975; Павлов, Эрслер и др., 1977; Northcote, 1978; 1984; Павлов, 1979; Варнавский, 1984; Нестеров, 1985; Thrope, 1987, 1989; Hoar, 1988; Веселов, Шустов, 1991; Metcalfe et al., 1992; Прасолов, 1992; Wedemeyer, 1996; Pavlov, Kostin, Lupandin, 1997; Казаков, Веселов, 1998; McCormick et al., 1998; Northcote, 1998; Веселов, Калужин, 2001; Кузищин и др., 2001; Н. Пустовит, О. Пустовит, 2005; Pavlov et al., 2005; Quin, 2005; Павлов, Маслова, 2006; Шунтов, Темных, 2008; Павлов, Кириллова, Кириллов, 2010, 2011; Богданов, Богданова, 2012; и многие другие). Наши собственные данные по закономерностям и механизмам покатных миграций тихоокеанских лососей обобщены в специальной работе (Павлов, Кириллова, Кириллов, 2010, 2011).

Учитывая задачи данной книги и большое число отмеченных выше обзорных работ, мы остановимся только на общих представлениях об этом явлении и его механизмах и отдельно рассмотрим закономерности покатной миграции через плотины, а также в зоне действия водозаборных сооружений – насосных станций и ирригационных каналов.

6.1. ОБЩИЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О ПОКАТНЫХ МИГРАЦИЯХ МОЛОДИ РЫБ

6.1.1. Видовой состав и периоды онтогенеза покатников

Адаптивное значение покатных миграций заключается в том, что они способствуют расселению рыб и использованию ими всей трофической части ареала (Чугунов, 1928; Шмидт, 1947; Woodhead, 1963; Гербильский, 1965; Harden Jones, 1968; Павлов, 1979; Марти, 1980; Павлов и др., 1981; Попова, Легкий, 1984; Pavlov, 1994; Павлов, Нездолий и др., 1995; Павлов и др., 2000; Pavlov et al., 2001; Павлов и др., 2007), поэтому покатные миграции характерны как для проходных и полупроходных, так и для туводных (пресноводных) видов. При этом отметим, что среди покатников встречается большая часть представителей пресноводной ихтиофауны. Покатная миграция имеется даже у тех туводных рыб, которые в целом ведут оседлый образ жизни. Так, например, у гольца, пескаря, подкаменщика после выклева из икры происходит их первичное расселение. Однако продолжительность миграций, их кратность и периоды онтогенеза, в которые они наблюдаются у различных видов рыб, могут существенно различаться (табл. 6.1).

В процессе эволюции сложились специфические черты миграционного поведения в период покатных миграций, поэтому сезонные и суточные закономерности динамики миграций, вертикального и продольного распределения покатной молодежи в водотоках и водоемах, не только значительно различаются у разных видов рыб, но также (иногда коренным образом) изменяются в процессе онтогенеза. Продолжительность миграций может составлять от нескольких суток до нескольких месяцев и даже нескольких лет (у проходных видов).

Таблица 6.1. Покатная миграция у ряда видов рыб в различные периоды онтогенеза (по Павлов, в печати)

Виды рыб	Стадии онтогенеза				
	икра	предли- чинки	личинки	мальки	1+ и более
Минога камчатская	—	**	**	—	**
Стерлядь	—	**	—	—	—
Севрюга	—	**	**	**	—
Осетр русский	—	**	**	**	*
Белуга	—	**	**	**	—
Сельдь-черноспинка	**	**	**	**	—
Горбуша	—	—	**	**	—
Кета	—	—	**	**	—
Кижуч	—	—	**	**	**
Сима	—	—	*	**	**
Нерка	—	—	**	**	**
Микижа камчатская	—	—	**	**	**
Лосось атлантический	—	—	**	*	**
Кумжа	—	—	*	—	**
Кунджа	—	—	**	**	**
Мальма	—	—	**	**	**
Хариус европейский	—	—	**	—	**
Снеток	—	**	**	**	—
Щука	—	—	—	*	—
Лещ	—	**	**	**	—
Усач	**	**	**	*	—
Амур белый	**	**	**	*	—
Пескарь	—	*	—	—	—
Толстолобик	**	**	**	*	—
Гольян	—	**	*	—	—
Плотва	—	**	**	**	—
Голец обыкновенный	—	*	—	—	—
Налим	**	**	**	—	—
Подкаменьщик	—	—	—	*	—
Колюшки	—	—	*	**	—
Окунь	**	**	**	**	—

Примечание: — не обнаружено; * редкая встречаемость; ** частая встречаемость.

Наиболее интенсивно покатная миграция проходит в ранние периоды онтогенеза (икра, предличинки, личинки). С переходом к мальковому периоду она резко ослабевает, а затем прекращается у большинства видов. Только у некоторых про-

ходных видов эти миграции продолжаются до осени (севрюга, осетр, кета) или после длительного периода речной жизни (например, от одного года до пяти лет у ряда лососевых) возникают вновь в форме активной покатной миграции смолтифицированной молоди в море (минога, атлантический лосось, кижуч, нерка, сима, чавыча, микижа, мальма *Salvelinus malma*).

6.1.2. Сезонная и суточная динамика

Сезонная динамика ската молоди рыб не только тесно связана с определенными периодами их онтогенеза, но может отличаться для водоемов, расположенных в разных широтах, и зависит от размеров водотока. В малых реках у туводных карповых рыб покатная миграция начинается на ранних и завершается на поздних личиночных этапах (Павлов, 1979; Павлов и др., 1981; Попова, Легкий, 1984; Нездолий, Кириллов, 1997). В больших водотоках, например на Нижней Волге, эта миграция продолжается дольше и прекращается на мальковых этапах (Танасийчук, 1950; Коблицкая, 1958; Павлов и др., 1981; Жидовинов, 1985; Жидовинов и др., 1986; Pavlov, 1994; Дегтярева, 1991; Фомичев, 2000).

Покатная миграция различных видов рыб, находящихся на разных стадиях онтогенеза, происходит в определенной последовательности (Павлов и др., 2010, 2011). Так, например, у лососевых (р. *Oncorhynchus*) скат горбуши и кеты начинается раньше других. У горбуши скат кратковременный, она практически не задерживается в реке после выхода из бугров. Скат молоди кеты более растянут. Большая ее часть мигрирует в море в одни сроки с горбушей, а оставшаяся молодь может задерживаться в реке на несколько месяцев. Первичное расселение кижуча начинается, когда большая часть горбуши и рано скатывающейся кеты мигрирует в море. Первичное расселение микижи начинается после завершения первичного расселения кижуча; к этому времени горбуши в реке не остается и скат кеты практически завершается.

Спустя несколько недель или месяцев, после первичного расселения, подросшая молодь (пестрятки) кижуча, микижи, мальмы и кунджи *Salvelinus leucomaenis* совершает многочисленные перемещения по речной системе. При этом перемещения вниз по течению также представляют собой покатную миграцию и, по сути, являются вторичным расселением по речной системе.

Последовательность совершения покатной миграции молодью лососевых старших возрастных групп также неизменна, а длительность миграции видоспецифична. Особенно четко это прослеживается у смолтов. Первой скатывается мальма, практически одновременно с ней начинается скат кижуча. Но, в отличие от мальмы, скат кижуча весьма продолжителен. По мере завершения ската кижуча среди покатников увеличивается доля кунджи, затем кунджа сменяется микижей и симой. В р. Утхолок продолжительность ската смолтов кижуча составляет 2,5 мес., микижи – 2,0 мес., симы – 1,0 мес., мальмы и кунджи – не менее 1,5 мес. (рис. 6.1).

Расселение пестряток упомянутых видов, как правило, начинается раньше ската смолтов, длится одновременно с ним и продолжается после него. Пестрятки со-

Виды рыб	Возрастной класс, стадия жизненного цикла	Период (месяц, декада)															
		Май		Июнь			Июль			Август			Сентябрь			Октябрь	
		II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II
Микижа	≥1+, пестряка																
Горбуша	сеголеток																
Мальма	≥1+, смолт																
Кижуч	≥1+, смолт																
Кета	сеголеток																
Кижуч	сеголеток																
Мальма	≥1+, пестряка																
Микижа	≥1+, смолт																
Кунджа	≥1+, смолт																
Кижуч	≥1+, пестряка																
Сима	≥1+, смолт																
Кунджа	≥1+, пестряка																
Сима	сеголеток																
Сима	≥1+, пестряка																
Кунджа	сеголеток																
Мальма	сеголеток																
Микижа	сеголеток																

Рис. 6.1. Сезонная динамика покатной миграции разновозрастной молоди лососевых на примере р. Утхолок и р. Калкавеем (по Павлов, Кириллова, Кириллов, 2010)
Римские цифры – декады соответствующего месяца. Интенсивность цвета соответствует интенсивности миграции

вершают миграции с весны до глубокой осени, в то время как скат смолтов четко ограничен по продолжительности.

Суточная динамика покатной миграции ранней молоди во многом связана с изменением освещенности. В светлое время суток в водотоках с прозрачной водой ее покатная миграция практически отсутствует. Наиболее интенсивно скат рыб происходит в сумеречно-ночное время – при освещенности менее 1 лк. (Павлов, 1970; 1979; Павлов и др., 1981; Pavlov, 1994).

На рисунках 6.2 и 6.3 представлены материалы для ранней молоди карповых и лососевых рыб. В водоемах с низкой прозрачностью воды (менее 30 см по диску Секки) миграция может наблюдаться в дневные часы.

Поздняя и особенно смолтифицирующаяся молодь лососевых в возрасте один год и старше (1+) мигрирует в разное время суток, и ее суточная динамика определяется не только освещенностью, но и другими факторами (рис. 6.4).

При этом возрастает роль биотических факторов: условий питания; конкуренции за кормовые ресурсы и территорию, пригодную для добычи корма; особенностей оборонительного поведения. Но даже у поздней молоди лососевых тенденция к преобладанию ската в сумеречно-ночной период суток часто сохраняется.

В условиях полярного дня скат молоди (атлантического лосося) происходит в дневное время с нарастанием от утра к вечеру по мере прогрева воды. По данным

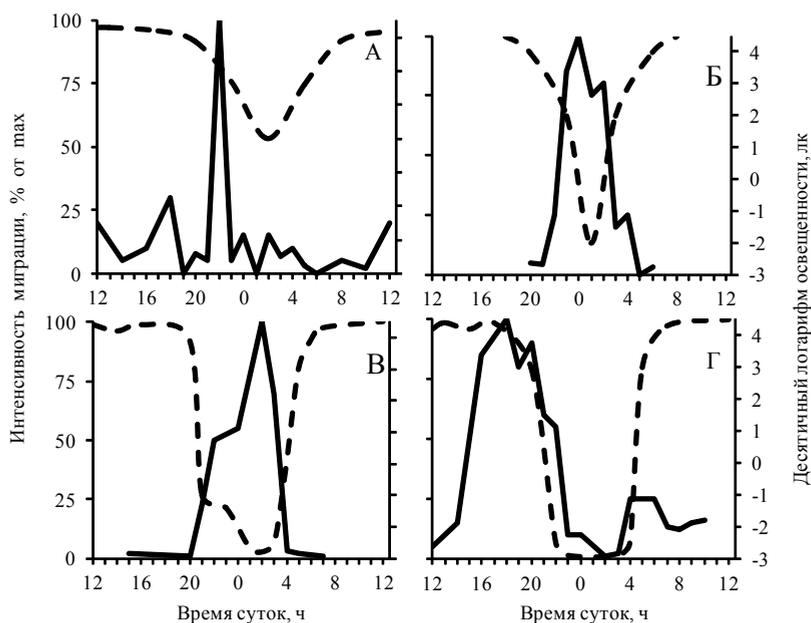


Рис. 6.2. Суточная динамика покатной миграции молоди карповых, $l = 8-15$ мм (по Павлов, 1979; Павлов, Пахоруков, 1983)

А – р. Малая Сунна (Республика Карелия, $61^{\circ}55'$ с.ш.), Б – верховье р. Волга ($56^{\circ}27'$ с.ш.), В – дельта р. Волга ($46^{\circ}05'$ с.ш.), Г – устье р. Кубань ($45^{\circ}16'$ с.ш.); (—) – интенсивность покатной миграции, (---) – освещенность. Прозрачность воды: А, Б, В – более 30 см, Г – 4–14 см по диску Секки

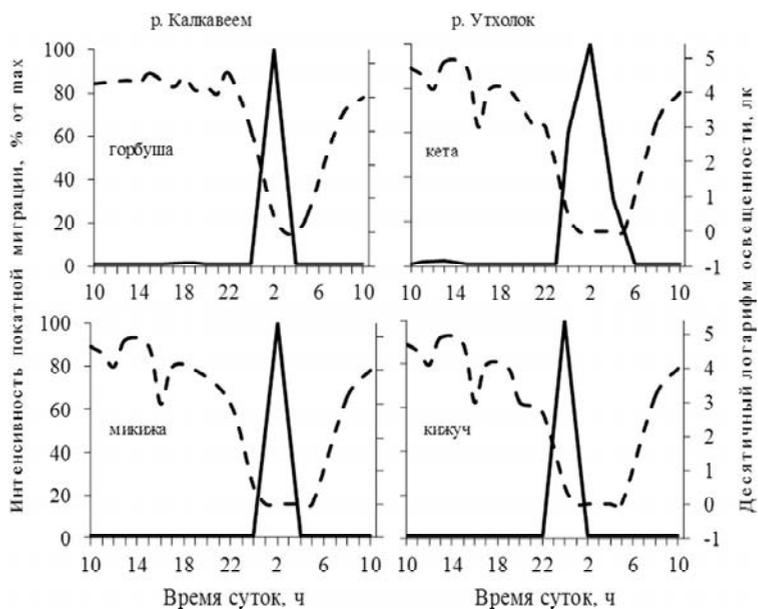


Рис. 6.3. Типичные примеры суточной динамики покатной миграции сеголеток молоди лососевых в р. Калкавеем и р. Утхолок (по Павлов, Кириллова, Кириллов, 2010).

(—) – интенсивность покатной миграции, (---) – освещенность

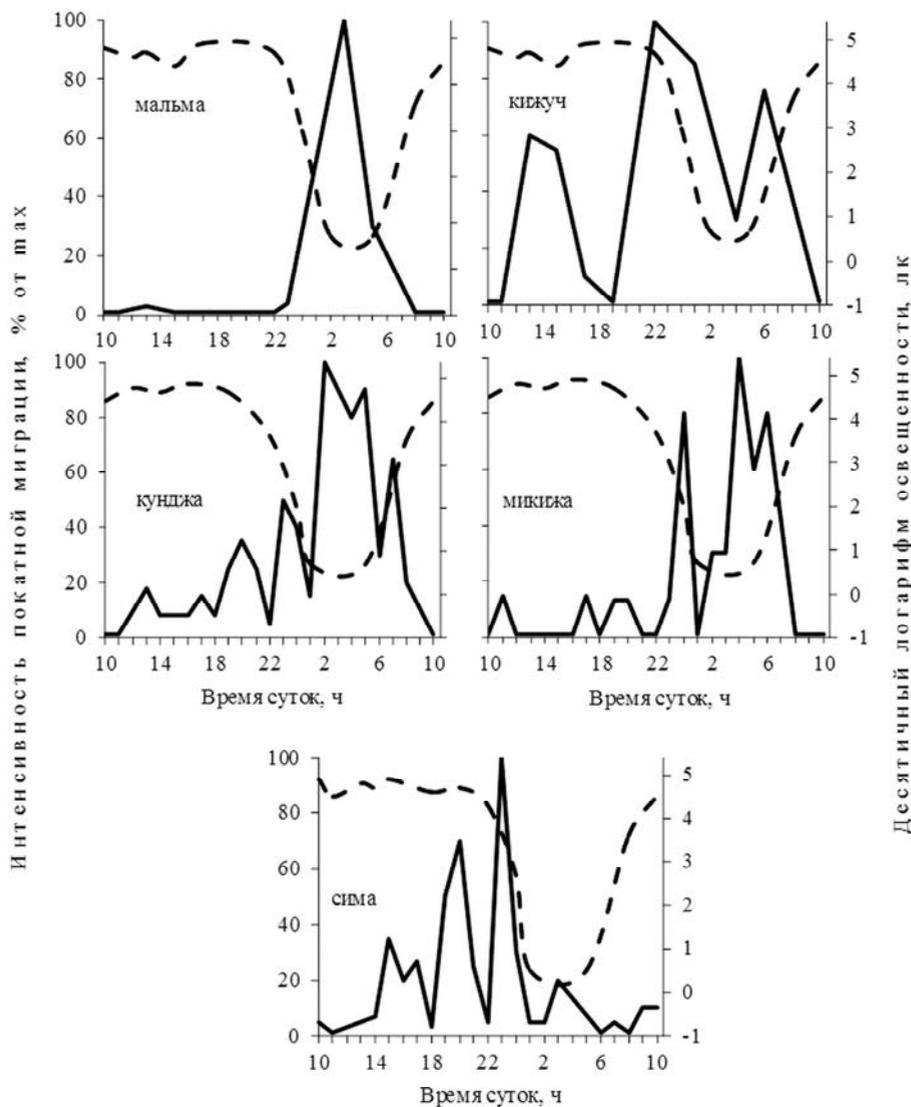


Рис. 6.4. Суточная динамика покатной миграции молоди лососевых возрастных классов один год и старше (1+) в р. Калкавеем в 2004 г. (по Павлов, Кириллова, Кириллов, 2011) (—) – интенсивность покатной миграции, (---) – освещенность

А.Е. Веселова (Веселов, 2006), 90% смолтов в р. Варзуга мигрирует при температуре воды 9,8–15,0 °С и освещенности 21–34 тыс. лк.

Анализируя покатные миграции молоди рыб, можно выделить механизмы разных уровней. Механизмы первого уровня создают предпосылки миграции, второго – реализуют их, а третьего – определяют пространственно-временную структуру распределения уже скатывающихся рыб (Павлов, 1979; Павлов и др., 1981; Pavlov, 1994 и др.). Следует отметить, что среди механизмов этих трех уровней покатной миграции, два первых являются определяющими. От них зависит возникновение

самой покатной миграции. Механизмы третьего уровня не участвуют в возникновении миграции, а только корректируют пространственное распределение скатывающихся рыб.

Рассмотрим последовательно действие этих механизмов.

6.1.3. Предпосылки к покатной миграции молоди рыб

Механизмы первого уровня создают предпосылки покатной миграции, к которым относятся комплексы врожденных поведенческих реакций и морфологических особенностей, определяющие характер пространственного распределения молоди и способствующие возникновению покатной миграции. Для начала миграции необходимо попадание рыб в поток. Как в реках, так и в водохранилищах основной предпосылкой этого является пелагическое распределение особей, которое обеспечивается различными адаптациями – морфологическими, физиолого-биохимическими и поведенческими. При этом следует различать неспецифические и специфические адаптации.

Неспецифические адаптации. Они однотипны для всех особей данного вида. Морфологические адаптации – оводнение икры, жировые включения, плавательный пузырь. Поведенческие адаптации – врожденные поведенческие реакции, такие как «свечка», положительная фотореакция, отрицательный тигмотаксис и др. Их адаптивное значение полифункционально (регуляция дыхания, защита от хищников, добыча пищи и др.). Только при наличии течения они ведут к появлению покатной миграции.

У рыб, не совершающих покатные миграции и сохраняющих резидентность, имеется противоположный комплекс морфологических и поведенческих адаптаций: высокая плотность тела; наличие присосок; отрицательная фотореакция; положительный тигмотаксис; предпочтение прибрежной растительности и др. Этот комплекс адаптаций, направлен на локализацию мест обитания молоди. Отрицательная фотореакция способствует уходу рыб в придонные слои, а отрицательная плавучесть, наличие присосок и удлинённых грудных плавников обеспечивают возможность удерживаться у дна. Предпочтение рыбами прибрежной растительности и пересеченного рельефа или избегание участков водоема с небольшим количеством визуальных ориентиров способствует перемещению рыб из потока в прибрежье со слабым течением или без него. Уход в убежище или в гидравлическую тень позволяет рыбам при необходимости выходить из-под воздействия течения. Весь этот комплекс адаптаций направлен в основном на то, чтобы молодь могла сохранить (локализовать) свое место обитания и на то, чтобы удерживать ее от сноса потоком.

Динамика покатной миграции в онтогенезе определяется последовательной сменой комплексов адаптаций. Первый комплекс направлен на расселение, а второй – на локализацию мест обитаний. Например, плотва – типичный фитофил; предличинки на этапе *A* (по Васнецов и др., 1957) имеют железы приклеивания, посредством которых прикрепляются к растениям, и скат их носит случайный ха-

рактир. На этапе *B* личинки ведут свободный образ жизни, в момент заполнения плавательного пузыря имеют положительную фотореакцию, совершают «свечки». В это время отмечено начало их массового ската в водоемах с течением.

Иная стратегия миграционного поведения, направленная в основном на сохранение места обитания, наблюдается у обыкновенного гольяна *Phoxinus phoxinus* и европейского хариуса. Расселение по реке у этих видов осуществляется в течение очень короткого интервала на ранних этапах развития. Например, предличинки хариуса до этапа *E-8* (по Ретбз, 1975) развиваются в грунте, имеют отрицательную фотореакцию, положительный тигморекс и пониженную подвижность. На этапе *E-9* фотореакция резко меняется на положительную и личинки начинают выходить из грунта в поток. Таким образом, происходит их первичное расселение. Затем миграция прекращается до конца лета или до осени, когда при похолодании или из-за обмеления нерестовых рек сеголетки хариуса постепенно их покидают.

Предличинки всех изученных осетровых совершают «свечки» (рис. 6.5, вклейка), и скат их носит массовый характер. С переходом к горизонтальным перемещениям и к активному питанию «свечки» прекращаются и наблюдается дифференциация в поведении молоди. Стерлядь практически не отходит от дна, имеет с ним постоянную тактильную связь (около 90% рыб) и поэтому не скатывается из реки в море – это потамодромный вид. Русский осетр, севрюга, белуга – анадромные виды. У осетра у дна держится 70% рыб, у севрюги – 50%, а у белуги – только 16%. Отсюда различия в продолжительности миграций и в жизненных стратегиях. Быстрее всех скатывается в море белуга – наиболее пелагический вид среди молоди осетровых, миграция севрюги длится до глубокой осени, а молодь осетра частично задерживается в реке до следующего года (Павлов и др., 1981).

Специфические физиологические адаптации. Они являются целевыми предпосылками миграции или адаптациями, связанными с мотивационным и миграционным состоянием, определяющим изменение поведения рыб по отношению к потоку (Павлов и др., 2010, 2011). В наиболее яркой форме миграционное состояние отмечается при смолтификации молоди. Например, у анадромных лососевых рыб смолтификация может наблюдаться не только в старших возрастных группах как, например, у атлантического лосося, микижи, кижуча и других анадромных рыб, но и у ранней молоди. Например, мальки горбуши после выхода из гнезда фактически являются «смолтами» с осмотической системой готовой к жизни в море. Они не задерживаются в реке и сразу скатываются в море.

Но и у туводных рыб, даже в популяции одного вида, например у личинок плотвы, наблюдается миграционное состояние и к тому же происходит дифференциация на две фенотипические группы – мигрантов и резидентов. Последние не скатываются в темное время суток, а остаются в прибрежье. Механизмы такого разделения связаны со специфическими адаптациями и, прежде всего, с физиолого-биохимическим статусом, например с концентрацией катехоламинов и кортикостероидов (рис. 6.6). У мигрантов она выше, чем у резидентов. Вариационный ряд концентрации этих гормонов в организмах личинок имеет четко выраженную бимодальность, причем гормональная дифференцировка возникает уже в процес-

се эмбрионального развития и сохраняется до периода поздних личинок (Павлов и др., 1998; 2000; 2007).

Наличие мигрирующих и немигрирующих рыб было также доказано для ранней молоди кижуча, микижи и нерки (Павлов и др., 2010; 2012). У ранней молоди атлантического лосося после выхода из нерестового гнезда рыбы частично остаются в прибрежье реки, а частично заходят в приток. Образование этих группировок связано с различным энергетическим обменом (запасом липидов), разной критической скоростью течения для рыб (Павлов и др., 2007).

Следующая специфическая физиологическая адаптация – это *изменение плавучести* рыб в течение суток (Павлов и др., 1996; Павлов и др., 2007). У молоди мигрирующих видов рыб (вобла и густера) в вечерние сумерки (рис. 6.7) с началом покатной миграции плавучесть изменяется с отрицательной на положительную, что способствует выходу рыб из прибрежья в речной поток.

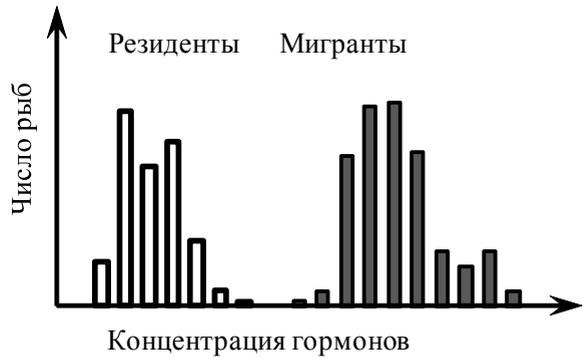


Рис. 6.6. Гормональный статус фенотипических группировок плотвы (по Павлов, Лупандин, Костин, 2007)

Гормональные вещества: катехоламины (L-дофа, дофамин, гамма ванилиновая кислота (ГВК), норадреналин, адреналин), кортикостероиды (кортизол, кортикостерон, кортизон)

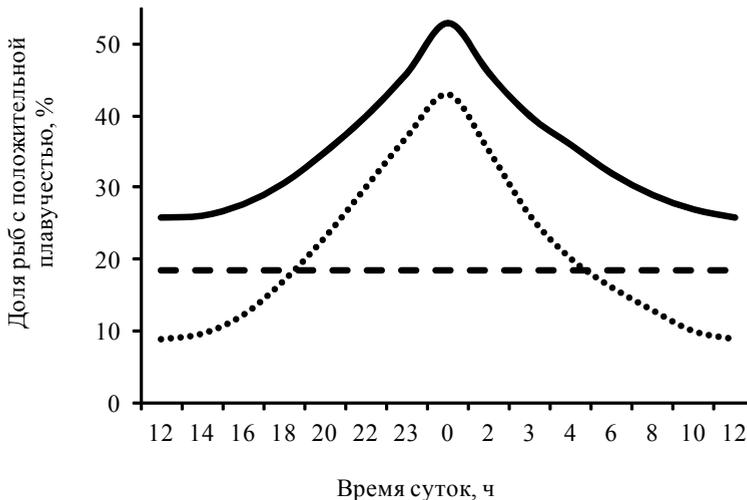


Рис. 6.7. Суточная динамика плавучести рыб (по Павлов, Лупандин, Костин, 2007) Мигрирующие виды: (—) – вобла, (•••) – густера. Немигрирующие виды: (---) – красноперка

Специфические поведенческие реакции. Одна из этих реакций (характерная как для мигрантов, так и для резидентов) связана с повышением двигательной активности личинок и с векторной направленностью движения против течения при сумеречной освещенности (Павлов и др., 2007). При этих условиях рыбы выходят из экспериментальной камеры в реку даже через узкие щелевые отверстия, а через отверстия без течения выхода практически не было (рис. 6.8, вклейка).

Другая поведенческая реакция связана с изменением реопреферендума при сумеречно-ночных уровнях освещенности. Например, у личинок плотвы (этап $C_1 - D_1$) при освещенности менее 1 лк большинство резидентов в экспериментальных условиях выбирают из двух каналов канал без течения (рис. 6.9, вклейка). Мигранты, наоборот, преимущественно выбирают канал с течением. При дневных освещенностях более 10 лк выбор как мигрантов, так и резидентов изменяется на противоположный.

Эти специфические поведенческие реакции определяют распределение рыб в разное время суток. Днем мигранты и резиденты плотвы, микижи и кижуча обитают в смешанных группах у берега. В вечерние сумерки картина резко изменяется. Резиденты перемещаются к берегу, в зону растительности или на дно, где и проводят ночь в малоподвижном состоянии, в то время как мигранты перемещаются в русловой поток, совершая покатную миграцию.

6.1.4. Механизмы реализации покатной миграции

Механизмы второго уровня реализуют при наличии течения потенциальную возможность покатной миграции молоди, заложенную в ее распределении механизмами первого порядка. Интересно, что реализация этих возможностей происходит на фоне существования у рыб реореакции – врожденного компенсаторного движение рыб против течения, препятствующего их сносу потоком, поэтому для понимания механизмов покатной миграции необходимо знать, как происходит торможение или «нейтрализация» реореакции.

В главе 2 мы уже отмечали, что реореакция имеет ориентационную и локомоторную компоненты поведения и поэтому такая «нейтрализация» может быть связана или с невозможностью ориентации, или с перемещением рыб в зону потока, где скорости течения превышают их критическую скорость. У ранней молоди костистых рыб до перехода на мальковый период развития функционирует только зрительный механизм реореакции, поэтому с уменьшением освещенности ниже пороговой для оптомоторной реакции она сносится течением (Павлов, 1966, 1970, 1979).

Следует также подчеркнуть, что реореакция носит обязательный характер только в равномерном потоке. В случае реоградиентных условий, которые чаще всего и встречаются в естественных условиях, реакция рыб на течение и их распределение в потоке оказывается совсем иной. Рыбы или избирают определенные скоростные зоны в реоградиенте, или выходят из-под воздействия течения в укрытия, прибрежье и заливы. Естественно, что в последнем случае проявление покатной миграции невозможно.

Другой механизм «нейтрализации» реореакции связан с ее торможением под влиянием миграционного состояния или с проявлением таких поведенческих реакций как реакция следования, агрессивное и территориальное поведение других рыб. Последние исследования (Павлов, Костин, Звездин, 2011) показали, что помимо ориентационной и локомоторной компоненты большое значение имеет еще и мотивация. Она выражается в предпочтении рыб к движению в определенном направлении относительно течения (вниз–вверх) или в сохранении стационарного положения, поэтому смена мотивации на отрицательную также может приводить к «нейтрализации» реореакции.

По характеру передвижений рыб с потоком формы покатных миграций могут быть различны (рис. 6.10): пассивные – снос рыб потоком в неориентированном по отношению к направлению течения состоянии; активные – активное движение вниз по потоку; активно-пассивные – когда рыбы ориентированы головой против течения и, слабо сопротивляясь ему, сносятся потоком

При пассивной форме «нейтрализуются» обе компоненты реореакции. При активно-пассивной форме миграции частично «нейтрализуется» только локомоторная составляющая реореакции, ориентация рыб против течения сохраняется. При активных миграциях наблюдается отрицательная реореакция, появляющаяся у рыб в результате миграционного (мотивационного) состояния или доминирования других реакций.

Формы покатной миграции рыб

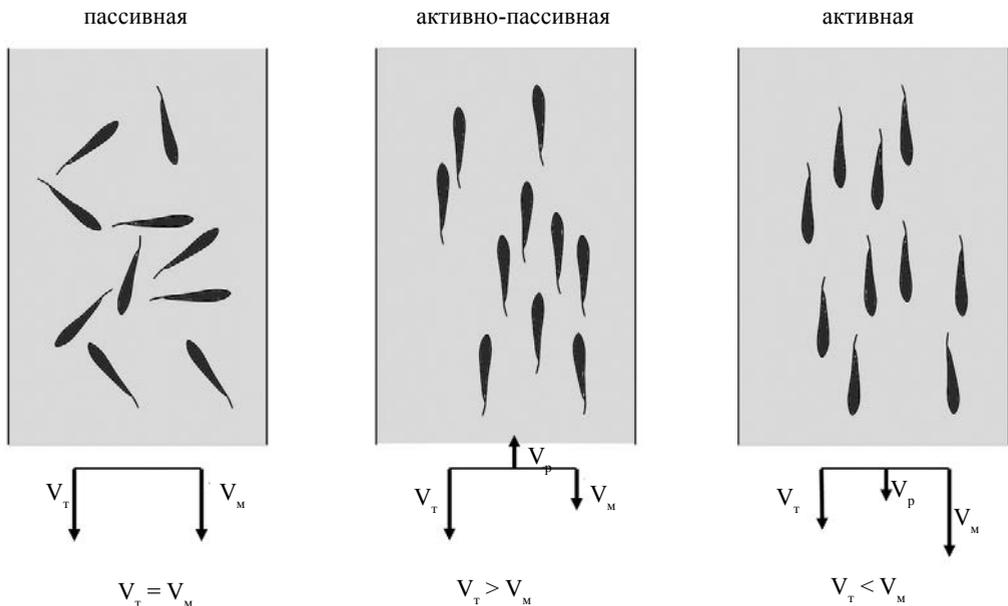


Рис. 6.10. Формы покатной миграции рыб (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

V_T – скорость течения, V_P – собственная скорость рыб, V_M – скорость миграции рыб (результатирующая)

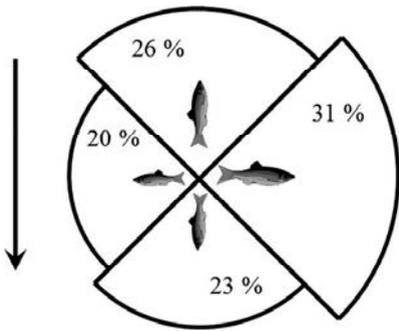


Рис. 6.11. Ориентация личинок плотвы (доля рыб, %) относительно направления течения в речном потоке при массовой покатной миграции (р. Большая Коша, 1996 г.) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999). \longrightarrow – направление течения

Однако это не означает, что рыбы полностью пассивны и не проявляют никаких реакций. Они поддерживают дорзовентральное положение тела, проявляют фотореакцию и компенсаторную гидростатическую реакцию, реагируют на изменение скорости течения (Павлов, Штафф, 1981) и на градиент ее неравномерности (Павлов, 1979), на турбулентность потока (Павлов, Лупандин, 1998) и на различного рода гидродинамические стимулы, например, на ускорение потока (Павлов, Тюрюков, 1986). В последних случаях, как показали наши опыты и визуальные наблюдения в реке, молодь на некоторое время даже может восстанавливать свою ориентацию против течения и проявлять реореакцию.

Возникновение у рыб активных и активно-пассивных форм миграций в основном связано с изменчивым характером биотических факторов, таких как плотность рыбного населения, выраженность территориального и агрессивного поведения особей, недостаток или избыток кормового ресурса и т.д. При этом может наблюдаться более частая смена и переход одних форм миграций в другие (активных в активно-пассивные, и наоборот) и более разнообразный размерный состав скатывающейся молоди, также зависящий от конкретных условий в реке.

6.1.5. Механизмы формирования пространственного распределения покатной молоди

Механизмы третьего уровня формируют пространственное распределение уже скатывающихся рыб и могут быть как физическими, так и биологическими.

Физические механизмы имеют гидродинамическую природу и к ним относятся различного рода течения, возникающие внутри основного потока, способные перемещать молодь в различном направлении от главного вектора стокового течения. В реках – это образования разного масштаба, которые связаны с турбулентностью и реоградиентными условиями. В озерах и водохранилищах – это циркуляционные течения, возникающие в результате ветровых и конвекционных явлений, и в большей мере проявляющиеся на границе водных масс и у берега.

Следует подчеркнуть, что термин «пассивная миграция» отражает только форму перемещения рыб с потоком. Как показали результаты наших исследований (рис. 6.11), характерным признаком такой миграции является отсутствие преимущественного направления в ориентации тела мигрирующих рыб, в результате чего скорость перемещения покатников относительно берегов практически равна скорости течения.

Биологические механизмы представлены в основном поведенческими реакциями, возникающими в ответ на действие тех или иных факторов среды. К ним относятся: фотореакция, гидростатическая реакция, реореакция, термопреферендум, избегание зон загрязнения и зон с пониженным содержанием кислорода, а также реакции, возникающие в процессе пищевых и оборонительных взаимодействий.

Горизонтальное распределение ранней молоди формируется за счет скоростной структуры течения и турбулентного перемешивания водных масс (см. главу 2).

В реоградиентных условиях в темное время суток происходит смещение скапливающихся рыб и увеличение их концентрации в зоне больших скоростей течения (рис. 2.39).

Рассматривая механизмы покатной миграции молоди речных рыб, ряд авторов (Жидовинов, 1982; Жидовинов и др., 1985; Дегтярева, 1991; Павлов, Лупандин, Костин, 2007) указывают на турбулентность потока, осуществляющую перераспределение покатников в потоке воды. По данным исследований в широких руслах (ширина 860 м, глубина 8,7 м, скорость течения 0,5 м/с), личинки различных видов карповых и сельдевых рыб мигрировали вдоль берега. Максимальные концентрации покатников отмечены на расстоянии 100 м от берега. Личинки окуневых мигрировали ближе к берегу, чем карповые и сельдевые. В узких руслах (ширина 200 м, глубина 6,8 м; скорость течения 0,6 м/с) максимальная концентрация покатников из всех семейств отмечалась также на расстоянии близком к 100 м от берега. Однако здесь это стрежень потока (рис. 6.12). Полученное распределение молоди рыб сравнивали с распределением доз радиоактивности на расстоянии 1,5 км от створа выпуска. Распределение доз радиоактивного излучения соответствовало распределению молоди рыб как в широких руслах, так и в узких. Эпюры распределения концентраций молоди и суммарной активности изотопов по ширине узкого русла имеют сходный характер (рис. 6.13).

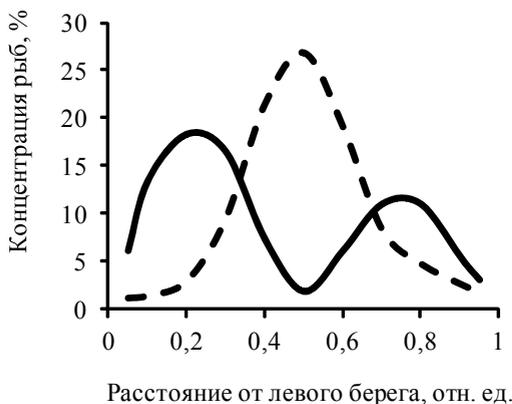


Рис. 6.12. Распределение покатников карповых рыб (ранние личинки) в широких (—) и узких (---) водотоках Нижней Волги (по Павлов и др., 1995). 100% – суммарная концентрация рыб по всем пробам



Рис. 6.13. Распределение личинок карповых (---) и окуневых (—), а также радиоактивных изотопов (•••), по ширине узкого водотока Нижней Волги (по Павлов и др., 1995)

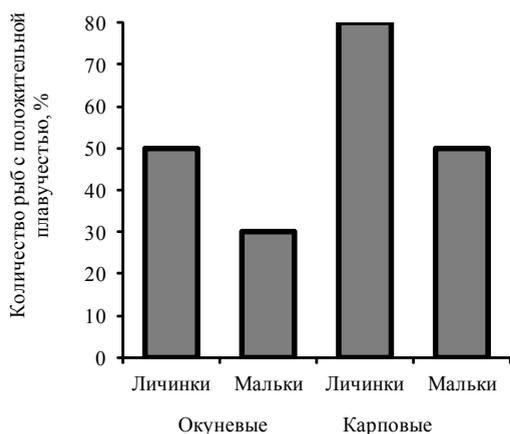


Рис. 6.14. Плавучесть покатной молоди рыб, взятой из поверхностного горизонта потока (по Павлов, Лупандин, Тарадина, 1997)

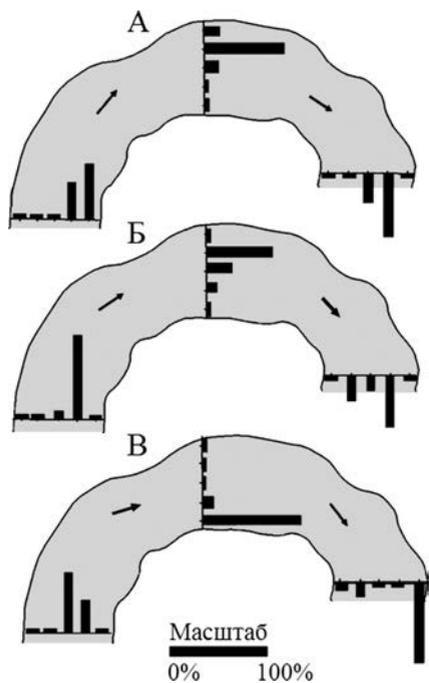


Рис. 6.15. Перераспределение личинок карповых рыб ($l = 16\text{--}20$ мм) по ширине излучины реки на трех горизонтах (по Павлов и др., 1982) А – поверхность, Б – толща, В – дно; 100% – суммарная концентрация рыб во всех пробах на горизонте лова; ■ – концентрация рыб, %; → – направление течения

Таким образом, определяющую роль в формировании горизонтального распределения личинок при их покатных миграциях оказывает распределение скоростей течения и турбулентность потока.

Вертикальное распределение покатников определяется как плавучестью молоди, так и турбулентностью потока (Тарадина и др., 1995; Тарадина, 1999; Павлов и др., 2007), поэтому в поверхностных слоях потока наблюдаются особи не только с положительной, но и с отрицательной плавучестью (рис. 6.14).

Биологические и физические факторы обычно действуют совместно. Для примера рассмотрим перераспределение покатной молоди на излучинах рек. Молодь, мигрирующая в поверхностных слоях воды, оказывается у вогнутого берега, а мигрирующая у дна – у выпуклого берега (рис. 6.15) (Павлов, 1979; Павлов, Нездолый и др., 1977; Малеванчик, Глейзер, 1978 и др.; Павлов, Барекян, Рипинский и др., 1982). С одной стороны, это связано с физическими механизмами – винтообразный характер движения потока и развитие поперечной циркуляции скоростей течения на таких участках водотока вызывают перемещение поверхностных слоев воды к вогнутому, а донных – к выпуклому берегу излучины. Вместе с потоком происходит и перераспределение молоди. С другой стороны, для рыб, мигрирующих в поверхностных слоях, перераспределение связано и с такими биологическими механизмами, как положительная фотореакция, положительная плавучесть и двигательная компенсаторная гидростатическая

кая реакция. Они способствуют тому, что рыбы сопротивляются действию вертикальных составляющих скоростей течения и, как следствие, в основном удерживаются у поверхности потока в районе вогнутого берега излучины. (Павлов и др., 1982).

Таким образом, среди трех рассмотренных механизмов покатной миграции два первых являются определяющими. От них зависит возникновение самой покатной миграции. Механизмы третьего уровня не участвуют в возникновении этой миграции, а только корректируют пространственное распределение мигрантов.

6.1.6. Детерминизм, механизмы и типы покатных миграций

Взаимодействуя между собой, отдельные элементы поведения и механизмы разных уровней формируют три типа причинно-следственных связей, ведущих к возникновению покатных миграций и отражающих существование различных адаптивных норм (табл. 6.2).

Первый тип не связан с возникновением у рыб какого-либо миграционного состояния и поэтому мы условно назвали покатную миграцию этого типа *немотивированной*. Механизмами такой миграции являются не какие-либо специфические адаптации, а неспецифические полифункциональные, морфологические адаптации и поведенческие реакции. Они жестко запрограммированы, проявляются уже на ранних стадиях развития и представляют собой единую адаптивную норму, характерную для вида в целом.

Второй тип – *генетически обусловленная (мотивированная)* покатная миграция. Ее механизмы представлены физиологическими адаптациями (миграционное состояние, изменение плавучести рыб) и специфическими поведенческими реакциями (повышение двигательной активности и появление векторизованности перемещений рыб относительно течения при уровне освещенности около единиц люкс, изменение знака реопреферендума при указанной освещенности). Здесь покатная миграция молодежи реализуется за счет отрицательной реореакции или за счет нейтрализации реореакции, вызванной миграционным состоянием. Такая программа поведения может быть жестко закреплена для всего вида в целом, а может проявляться только у части рыб, и тогда происходит образование двух фенотипических групп (мигрантов и резидентов), двух адаптивных норм и двух типов жизненных стратегий. Миграции с данным типом причинно-следственных связей мы наблюдаем обычно на ранних личиночных этапах развития. При этом дифференциация молодежи на фенотипические группы с разными стратегиями расселения закреплена генетически, поэтому разделение на мигрантов и резидентов неизбежно наблюдается в каждом поколении рыб.

Третий тип – *эпигенетически обусловленная (мотивированная)* покатная миграция. Ее возникновение определяется изменяющимися от года к году условиями внешней среды. В зависимости от условий внешней среды разворачивается та или иная программа поведения, а, следовательно, та или иная жизненная стратегия.

Таблица 6.2. Классификация механизмов и типов покатных миграций молоди рыб (по Павлов, Лупандин, Костин, 2007; Павлов, Кириллов, Кириллова, 2011)

Типы покатной миграции	Механизм	Отношение молоди к покатной миграции	Факторы, вызывающие миграцию	Период покатной миграции		
				У разных поколений	В онтогенезе	В течение суток
1. Немотивированная покатная миграция	Неспецифические полифункциональные, морфологические адаптации и поведенческие реакции (заполнение воздухом плавательного пузыря, половительная фотореакция, свечки, отрицательный тимостиксис). Невозможность проявления реореакции вследствие попадания в поток со скоростью течения выше критической	Равновероятно участие в покатной миграции всех особей нового поколения	Миграционное состояние отсутствует. Сигнальные факторы различаются в зависимости от конкретной поведенческой реакции	Обязательна в каждом новом поколении	У предличинок и ранних личинок миграция носит массовый характер	В зависимости от конкретной поведенческой реакции (чаще в темное время суток)
2. Генетически обусловленная (мотивированная) покатная миграция	Специфические физиологические адаптации и поведенческие реакции, в том числе изменение реореакции в связи с миграционным состоянием	Дифференцированное отношение. Молодь нового поколения разделяется на две фенотипические группы (мигранты и резиденты) с различными стратегиями расселения. Мигрируют вниз по течению только мигранты	Миграционное состояние имеется. Сигнальный фактор комплексный – уровень освещенности (менее 10 ¹ лк) и наличие течения	Обязательна в каждом поколении видов	У личинок и ранних мальков миграция носит массовый характер. Заканчивается при достижении определенного этапа онтогенеза.	В темное время суток
3. Эпигенетически обусловленная (мотивированная) покатная миграция	Специфические поведенческие реакции на изменение условий среды. Смолтификация. Изменение реореакции в связи с миграционным состоянием и изменением мотивации	Мигрируют особи, обитающие в пределах участков, на которых ухудшились условия обитания	Миграционное состояние имеется. Миграция обусловлена ухудшением условий жизни молоди, вызывающими стресс (дискомфорт). Процесс смолтификации запускается под комплексным воздействием условий среды	Необязательна в каждом поколении	Поздние личинки и мальки. У лососевых, начиная с возраста 0+ до возраста смолтификации. Смолты всех возрастных групп	В разное время суток в зависимости от побуждающего фактора. Чаще в темное время суток

Этот тип наибольшее значение имеет у поздних личинок, мальков и молоди старших возрастных групп и представляет собой ответ на эпизодически возникающее ухудшение условий существования молоди рыб. К таким внешним условиям относятся: низкая обеспеченность пищей (Павлов и др., 1988; Кириллов, 1997), массовый заход хищников в реку, внезапные дождевые паводки (Павлов и др., 1981; Попова, Легкий, 1984), снижение уровня воды в полонных системах (Павлов, 1979), возможно, воздействие паразитов (Moore, 2002) и др.

Массовая контрнатантная (против течения) миграция хищников (мальков окуня) в р. Большая Коша, которая наблюдается не каждый год, вызывает практически полное исчезновение личинок плотвы из участков реки, занятых окунем (Павлов и др., 1981; Попова, Легкий, 1984). Причем скат плотвы наблюдается не днем, когда масса хищников перемещается по местам обитания плотвы, а в темное время суток, когда миграция окуня приостанавливается. В это время окунь неподвижен и находится в тактильном контакте с дном и прибрежной растительностью. Массовая покатная миграция третьего типа наблюдается в дельте р. Волги (Павлов и др., 1981) в период «угасания» ильменно-полойной системы, когда уровень воды и кислородный режим в полоях становятся неблагоприятными для жизни молоди. В миграции третьего типа принимают участие все особи нового поколения, обитающие в тех частях водоемов, в которых произошло ухудшение условий жизни рыб. Миграции этого типа обеспечиваются механизмами, в основе которых лежат специфические поведенческие реакции, а также реакции на экстремальные значения отдельных факторов внешней среды или механизмы, связанные с возникновением миграционного состояния рыб, которые ведут к торможению реореакции или к появлению отрицательного типа реореакции у покатников. Большую роль при этом типе причинно-следственных связей играет недостаточная обеспеченность пищей, которая действует не только как эволюционная (историческая) причина возникновения покатных миграций, но и как одна из ведущих экологических причин, определяющая существование этих миграций в настоящее время (Павлов, 1979; Павлов и др., 2007, 2010, 2011).

6.1.7. Влияние зарегулирования стока и водопотребления на покатную миграцию молоди рыб

При зарегулировании стока на участке «река–водохранилище–река» трижды происходит резкое изменение видового и количественного состава рыбного населения. Во-первых – это связано с тем, что целый ряд скатившихся из реки видов не находит в водохранилищах благоприятных условий существования и погибает. Это, прежде всего, многие типичные реофилы и литофилы, а также некоторые пелагофилы, икра которых оседает на дно в зоне выклинивания водохранилища, заиливается и погибает. Одновременно, за счет собственного нерестового фонда в водохранилищах резко увеличивается количество фитофилов и эврибионтных видов. Во-вторых – с тем, что отнюдь не все рыбы скатываются из водохранилища, а если и скатываются, то не в тех соотношениях по численности, в которых они

здесь встречаются. У проходных рыб наблюдаются длительные (до нескольких лет у осетровых) задержки миграции. В-третьих – с гибелью части рыб при их скате через турбины. В результате подобных корректировок, например в р. Или, из 19 видов рыб, скатывающихся выше Капчагайского водохранилища, ниже него остается практически только один судак. Однако после прохождения через турбину и гибели в результате баротравмы, главным образом от разрыва плавательного пузыря в связи с перепадом гидростатического давления, абсолютная численность судака в нижнем бьефе становится весьма незначительной (Павлов и др., 1981; Нездолий, 1974).

Весь опыт исследований покатной миграции указывает на общность принципиальных биологических механизмов, лежащих в основе этого явления как в водоемах лимнического, так и лотического типов. Так, аналогичное рекам сочетание действия физических и биологических механизмов можно наблюдать и в водохранилищах. В прибрежных зонах водоемов с замедленным водообменом часто имеют место циркуляционные течения, вызванные термической стратификацией и ветровыми воздействиями. В этих зонах пространственное перераспределение личинок и мальков, например, тюльки (Горин, 1985, 1991), в течение суток связано с их вертикальными миграциями, в основе которых лежат положительная фотореакция и изменение их плавучести с положительной (днем) на отрицательную (ночью). Днем, дрейфуя в поверхностном горизонте под действием ветровых течений, молодь скапливается в поверхностной части прибрежных конвергенций вблизи жидких границ. Ночью, опускаясь в нижние горизонты, она попадает в область компенсационных течений и рассеивается в пределах их циркуляции.

В этой связи следует признать, что в большинстве случаев пространственное распределение покатной молоди в водоемах с замедленным водообменом также определяется действием комплекса физических и биологических механизмов третьего порядка.

Зарегулирование стока оказывает существенное влияние и на покатную миграцию молоди на участках реки ниже плотины. Здесь меняется сезонная и суточная динамика расхода и уровня воды в реке, изменяются термический и гидрохимический режимы, увеличивается прозрачность воды, за счет ее отстоя в водохранилище. Изменяются общие сроки миграций. Так, например, покатная миграция севрюги после зарегулирования стала более продолжительной и заканчивается глубокой осенью, а время пребывания белуги в реке резко уменьшилось в результате сокращения протяженности миграционных путей. За счет увеличения прозрачности воды в водохранилищах на мутных реках суточный ритм ската из этих водоемов становится сумеречно-ночным, а не круглосуточным. Это приводит к снижению общей скорости миграции и к увеличению ее продолжительности. Регулирование попусков плотинами ведет к изменению гидравлических режимов в реке и в первую очередь скорости течения, что также влияет на продолжительность ската молоди.

Таким образом, зарегулирование стока влечет за собой следующие изменения: обеднение видового и количественного состава покатников; скат молоди на

более поздних этапах развития; ее аккумуляцию или у ряда видов задержку в водохранилище; гибель при скате через плотину; изменение пространственной и временной структуры покатной миграции на участках ниже плотины.

Водозаборные сооружения, как неотъемлемая часть интенсивного развития водопотребления, нарушают режим и характер течений во внутренних водоемах и, фактически, приводят к созданию новых водотоков. Процесс попадания рыб в эти искусственные водотоки является таким же закономерным явлением, как и покатная миграция в естественных условиях. Однако в условиях искусственных водотоков эти миграции, как правило, заканчиваются гибелью мигрантов.

6.2. ПОКАТНЫЕ МИГРАЦИИ РЫБ ЧЕРЕЗ ПЛОТИНЫ

Данный раздел основан на многолетних исследованиях покатных миграций из водоемов с замедленным водообменом – водохранилищ и озер: Ивановское, Волгоградское, Шекснинское, Озернинское, Усть-Хантайское, Лозско-Азатское, оз. Неро и оз. Плещеево (Россия), Капчагайское (Казахстан), Нурекское (Таджикистан), Мостиште (Чехия), Ал.Стамболийски (Болгария). Результаты этих исследований и более ранних работ (Pavlov, 1987; Pavlov et al., 2008 и др.) были проанализированы и обобщены в монографии Д.С. Павлова, А.И. Лупандина, В.В. Костина (1999) и здесь приводятся в сокращенном виде.

В водоемах с замедленным водообменом – озерах и водохранилищах – всегда имеется стоковое течение, обусловленное поступлением воды в водохранилище и сбросом воды в нижний бьеф гидроузла. Необходимым условием для покатных миграций рыб из этих водоемов является нахождение рыб в зоне изъятия стока. Как было показано ранее (Павлов, Горин, Пьянов, 1985, Павлов, Костин, Островский, 1991а), оно выполняется только при совпадении (перекрытии) пространственной структуры распределения рыб с зоной изъятия стока, поэтому в первую очередь рассмотрим особенности распределения рыб и расположение зон изъятия стока в исследованных водоемах. Так как это связано с экологической зональностью водоемов, то начнем с этого понятия.

6.2.1. Распределение рыб и экологическая зональность водоемов с замедленным водообменом

6.2.1.1. Экологическая зональность водоемов с замедленным водообменом

В водоемах существуют различные зоны, которые характеризуются совокупностью ряда абиотических и биотических условий и населены специфическими сообществами живых организмов. Классификация экологических зон для лимнических водоемов (озер, водохранилищ и прудов) в работах разных авторов различна (Зернов, 1949; Ruthener, 1962; Поддубный, 1971, 1990; Одум, 1975; Тимм В.,

Тимм Т., 1986; Баканов, 1990 и др.). Для изложения материала по покатным миграциям через плотины более применима классификация экологических зон и терминология, изложенная в работе Павлова и др. (1999).

Дно водоема образует так называемую бенталь (рис. 6.16, вклейка), которая подразделяется на литораль, сублитораль (свал глубин)* и батияль (профундаль). Водная толща – пелагиаль – подразделяется на эпипелагиаль (эпилимнион), расположенную над сублиторалью и батиейлю; мезопелагиаль (металимнион) и батипелагиаль (гиполимнион), расположенные над батиейлю. Исходя из этого, можно выделить три основных экологических зоны водоемов – литоральную, эпипелагическую и батипелагическую; и две переходные – сублиторальную и мезопелагическую.

Литоральная зона – прибрежное мелководье, где макрофиты, при их наличии, достигают поверхности воды. В водоемах нашей страны эта зона обычно простирается от уреза воды до глубин 1,5–3 м. Преобладающими течениями являются сгонно-нагонные и вдольбереговые. Транзитные, стоковые течения, в отличие от всех других экологических зон, здесь, как правило, отсутствуют или чрезвычайно малы.

Эпипелагическая зона – это толща воды, расположенная над бенталью до глубины эффективного проникновения солнечного света (приблизительно 1% солнечной энергии), испытывающая резкие сезонные и суточные колебания температуры воды и наиболее подверженная ветровому воздействию – волнению и перемешиванию водных масс. В этой зоне наблюдаются стоковые течения. Обычно в водоемах России эта зона не простирается ниже глубины 6–10 м, и в водоемах с большими глубинами не имеет контакта, ни с дном водоема, ни с прибрежной растительностью.

Батипелагическая зона – дно и толща воды, куда не проникает солнечный свет, отсутствует фотосинтез, нет волнения, и где температура воды на протяжении года меняется очень слабо. Стоковые течения могут быть при донном расположении водозабора.

Сублиторальная зона – расположена над свалом глубин до глубины эффективного проникновения солнечного света. Эта зона контакта эпипелагиали с дном водоема, она также как и верхняя пелагическая зона подвержена ветровому воздействию и резким колебаниям температуры воды.

Мезопелагическая зона – слой температурного скачка, расположенный между эпи- и батипелагическими зонами.

6.2.1.2. Классификация распределения молоди рыб по экологическим зонам

По результатам исследований и данным литературы, выделяют монозональную и полизональную группы распределения молоди (Павлов, Лупандин, Костин,

* В скобках дается эквивалентная терминология, применяемая в работах разных авторов.

1999). К монозональной группе относятся те виды рыб, молодь которых преимущественно обитает в одной экологической зоне водоема. К полизональной группе относятся как виды рыб, *постоянно* встречающиеся в нескольких экологических зонах водоема, так и те виды, которые *временно* выходят из мест постоянного обитания в другие экологические зоны.

В монозональную группу распределения молоди входят:

I тип – монозональный пелагический. К этому типу из обитателей исследованных водохранилищ можно отнести судака, снетка *Osmerus eperlanus eperlanus*, кильку, сельдь, пелядь *Coregonus peled*, европейскую ряпушку *Coregonus albula* и чехонь.

II тип – монозональный литоральный. К этому типу можно отнести такие виды как щука *Esox lucius*, красноперка, линь *Tinca tinca*, карась, язь.

III тип – монозональный бентальный. К этому типу можно отнести ерша, стерлядь, налима и сома.

В полизональную группу распределения молоди входят:

IV тип – полизональный *постоянный*. К этому типу можно отнести окуня и уклею, постоянно встречающихся в нескольких экологических зонах водоема.

V тип – полизональный *временный*. К этому типу можно отнести леща, плотву и густеру, совершающих временные выходы из литоральной зоны в пелагиаль.

На основании данных литературы, можно определить какие виды рыб относятся к полизональной группе. Однако отнести их к одному из двух типов этой группы можно только по материалам подробных конкретных количественных исследований, поэтому представители IV и V типов в данной работе приводятся только на основании таких исследований на Иваньковском водохранилище (Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

Представленные материалы демонстрируют, в какой экологической зоне (зонах) водоема обитают рыбы исследованных видов в разные периоды онтогенеза. Они обобщены в таблице 6.3 и отражают структуру распределения молоди рыб в водохранилищах.

Следует отметить, что распределение рыб формируется под воздействием не одного, а множества факторов. Специальные экспериментальные исследования, проведенные на молоди карповых и окуневых рыб в установке с комплексным воздействием фото-, термо- и баро-градиентов, показали, что все исследованные факторы оказывают достоверное влияние на положение рыб в установке. Было также показано, что в условиях многофакторного градиента результирующее распределение рыб не является суммой их реакций на отдельные факторы среды. При различных сочетаниях условий может изменяться степень и вероятность проявления реакции рыб на отдельный фактор, поэтому значимость отдельных факторов в результирующем распределении рыб определяется не только количественной характеристикой конкретного фактора, но и наличием других факторов и их сочетаний (Павлов и др., 1997; Pavlov et al., 2000).

Таблица 6.3. Распределение молоди рыб по экологическим зонам водохранилищ и озер средней полосы России

Тип распределения	Виды рыб	Икра	Предличинки	Ранние личинки	Поздние личинки	Мальки
I	Щедь	Литораль		Пелагиаль		Пелагиаль
	Ряпушка					
	Снеток					
	Сельдь	Пелагиаль				
	Килька					
	Чехонь					
	Судак	Сублитораль, батигаль, литораль				
II	Щука	Литоральная зона	Литоральная зона	Литоральная зона	Литоральная зона	Литоральная зона
	Линь					
	Карась					
	Язь					
	Красноперка					
	Сом					
III	Стерлядь	Литоральная зона	Бенталь	Батигаль	Батигаль	Батигаль
	Налим	Литораль	Бенталь	Бенталь и немного в пелагиали	Батигаль	Батигаль
	Ерш	Сублитораль				
	Уклея	Литоральная зона	Литоральная зона	Все зоны, кроме бентали		
IV	Окунь		Все зоны, кроме бентали	Все зоны, кроме бентали		Все зоны
	Густера	Литоральная зона	Литоральная зона	Литоральная зона и выходят в пелагиаль		Литоральная зона и выходят в пелагиаль
V	Лещ			Литоральная зона		
	Плотва			Литоральная зона		

6.2.1.3. Экологическая зональность изъятия стока, количественная оценка

Как уже было отмечено, необходимым условием покатной миграции рыб из водохранилищ является их наличие в районе изъятия стока. В то же время распределение рыб тесно связано с экологическими зонами водоема, поэтому выполнение этого условия зависит от степени перекрытия указанных зон с районом изъятия стока. Это условие имеет решающее значение для формирования покатной миграции из водоемов с замедленным водообменом (Павлов и др., 1991а). В зависимости от степени воздействия стокового течения на различные экологические зоны водоема структура распределения рыб будет совпадать или не совпадать с пространственно-временной структурой стоковых течений.

Так, например, через водозабор, зона влияния которого находится в батипелагиали, скатываются поздние личинки и мальки судака, а через поверхностный (эпипелагический) водозабор – ранние личинки карповых в момент их выхода в поверхностные слои пелагиали (Павлов и др., 1991а).

Для многих ГЭС существенным является забор воды из нескольких экологических зон, и степень воздействия водозаборного течения на эти зоны может быть различна. Естественно, что если стоковое течение воздействует на эпипелагиаль в большей степени, а на литораль в меньшей, то вероятность обнаружения среди покатников рыб из эпипелагиали при прочих равных условиях больше, чем обитателей литоральной зоны.

Для количественной оценки степени влияния стокового течения на экологические зоны водоема Д.С. Павловым, А.И. Лупандиным, В.В. Костиным (1999) введено понятие фактора **экологической зональности изъятия стока**, который характеризует, в какой мере район изъятия стока распространяется на экологические зоны водоема

На качественном уровне можно выделить четыре типа экологической зональности изъятия стока (ЭЗИС) (рис. 6.17, вклейка) для которых характерно преимущественное влияние стоковых течений на следующие экологические зоны водоема: I тип ЭЗИС – на литоральную зону; II тип ЭЗИС – на sublиторальную зону; III тип ЭЗИС – на эпипелагиаль; IV тип ЭЗИС – на батипелагиаль.

Степень влияния стокового течения (P_i) на i -тую экологическую зону водоема может быть выражена в долях объема воды (W_i), забираемой из этой зоны, от общего объема изъятия стока (W_c) за определенный период времени, или

$$P_i = W_i / W_c . \quad (6.1)$$

Очевидно, что для такой оценки необходимо иметь данные о границах экологических зон и размерах района изъятия стока. Границы экологических зон определяются очертанием ложа водоема и характерными глубинами. Протяженность и ширина этих зон может быть найдена для каждого конкретного участка водоема при наличии его морфологических характеристик.

В выявлении размеров района изъятия стока имеются определенные математические трудности, которые заключаются в сложном очертании границ этого рай-

она, поэтому было принято допущение о прямолинейности границ района изъятия стока, приведя его объем к объему усеченной пирамиды, а трехмерная задача далее была сведена к двумерному случаю (рис. 6.18, вклейка).

Для таких условий формула (6.1) принимает вид:

$$P_i = S_i / S_c, \quad (6.2)$$

где S_i – площадь горизонтальной проекции фигуры, образованной пересечением района изъятия стока с экологической зоной водоема; S_c – площадь горизонтальной проекции района изъятия стока.

Количественно характеристика экологической зональности изъятия стока состоит из пяти величин, характеризующих степень влияния стокового течения на литоральную (P_l), сублиторальную (P_s), эпипелагическую (P_e), батипелагическую (P_b) зоны и батиаля (P_d) водоема.

Принятое допущение о прямолинейности границ района изъятия стока позволяет определить размеры этих границ. Используя уравнение неразрывности потока и формулу расхода, всегда можно найти площадь S поперечного сечения зоны влияния водозабора, расположенной на расстоянии (X) от водоприемного отверстия.

$$Q = V \times S, \quad (6.3)$$

где Q – расход воды, V – скорость течения, S – площадь поперечного сечения.

Однако скорость течения на оси потока и по ширине водозаборного фронта изменяется не по линейному закону, что также вносит определенные трудности в расчеты. Исследования на Ивановском водохранилище позволили установить закономерность изменения средних скоростей течения по оси водозаборного потока. Используя эту закономерность, были определены необходимые коэффициенты в расчетной зависимости (Павлов, Лупандин, Костин, 1999). Эта зависимость получена из представления о пирамидальном законе сужения потока до размеров сечения изъятия стока. Используя полученные зависимости, можно определить протяженность (X) района изъятия стока.

В качестве примера в таблице 6.4 приведены результаты расчетов для приплотинных участков девяти ГЭС. Для определения количественных показателей экологической зональности изъятия стока вычислены границы района изъятия стока. Затем расчетом или по планшету приплотинного участка ГЭС, с нанесенными на него экологическими зонами водоема, определены площади S_i и найдены значения параметров P_i .

Существенные различия изъятия стока для проанализированных ГЭС позволяют внутри IV типа ЭЗИС выделить *четыре варианта* изъятия стока.

К первому – относятся водозаборы ГЭС, стоковые течения которых существенно влияют на сублиторальную зону (P_s в пределах 0,39–0,5). Это водозаборы Шекнинской, Ивановской и Озернинской ГЭС.

Ко второму – отнесены водозаборы, степень влияния на сублиторальную зону которых значительно меньше (P_s в пределах 0,010–0,012), чем у водозаборов, отнесенных к первому варианту. Это водозаборы Волгоградской, Капчагайской и Усть-Хантайской ГЭС. Следует отметить, что все водозаборы, входящие в этот вариант

Таблица 6.4. Характеристики экологической зональности изъятия стока водозаборов ГЭС, относящихся к IV типу ЭЗИС (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Наименование ГЭС	Степень влияния стокового течения на экологические зоны					Сумма, Σ_p
	литораль P_l	сублитораль, P_s	эпипелагиаль, P_e	батипелагиаль, P_b	батиаль, P_d	
Шекнинская	0,00	0,500	0,97	1,00	0,99	3,46
Иваньковская	0,00	0,400	0,97	1,00	0,99	3,36
Озернинская	0,00	0,390	0,66	1,00	1,00	3,05
Волжская	0,00	0,012	1,00	1,00	1,00	3,01
Капчагайская	0,00	0,011	1,00	1,00	1,00	3,01
Усть-Хантайская	0,00	0,010	1,00	1,00	0,86	2,96
Ал. Стамболийски	0,00	0,00	0,00	1,00	0,97	1,97
Мостиште	0,00	0,00	0,00	1,00	0,86	1,86
Нурекская	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00

изъятия стока помимо батипелагиали максимальное влияние оказывают и на насыщенную молодь рыб эпипелагиаль.

К третьему – относятся водозаборы, не оказывающие влияние на сублиторальную зону и эпипелагиаль – они преимущественно влияют на батипелагиаль и батиаль – это ГЭС Ал. Стамболийски и Мостиште.

К четвертому – водозаборы, которые оказывают влияние только на батипелагиаль – водозабор Нурекской ГЭС.

Используя материалы по распределению рыб (раздел 6.2.1.2.) и оценку экологической зональности изъятия стока (табл. 6.4), можно на качественном уровне прогнозировать поступление рыб в зону влияния водозабора, а, следовательно, и вероятность покатной миграции рыб через плотины ГЭС по таким основным показателям, как видовой и возрастной состав покатников, сезонная динамика их миграции. Ниже приведены основные положения такого прогноза:

- высока вероятность покатной миграции у видов рыб, принадлежащих к I и IV типам распределения молоди (судака, пеляди, ряпушки, чехони, сельди, кильки, окуня и уклей), так как они постоянно обитают в пелагических зонах;

- возможна покатная миграция у видов рыб с V типом распределения (леща, густеры и плотвы), при этом сезонная динамика их ската должна соответствовать времени их обитания в пелагиали;

- не будет наблюдаться покатная миграция у видов рыб, принадлежащих ко II типу распределения (щуки, солнечного окуня *Lepomis gibbosus*, щиповки *Cobitis taenia*, вьюна *Misgurnus fossilis* и красноперки), так как район изъятия стока не затрагивает экологическую зону их обитания;

- для всех исследованных водохранилищ, кроме Нурекского, возможна покатная миграция у видов рыб, относящихся к III типу распределения молоди (ерша, налима, стерляди и сома), так как они обитают на батиалях, подверженной влиянию водозаборов ГЭС;

– у ГЭС*, относящихся к первому варианту изъятия стока, зона влияния водозаборов распространяется на большее число экологических зон водоема, поэтому здесь должен наблюдаться наиболее широкий видовой состав покатников. На ГЭС, относящихся ко второму варианту изъятия стока видовой состав мигрантов должен быть беднее, а наименьшее число видов следует ожидать в скате на ГЭС, относящихся к четвертому варианту изъятия стока.

Эти прогнозы нашли полное подтверждение при исследовании закономерностей покатной миграции рыб через плотины ГЭС (см. раздел 6.2.3).

6.2.2. Закономерности покатной миграции рыб через плотины

Явление покатной миграции рыб из водохранилищ может быть охарактеризовано по ряду показателей: видовой, возрастной, размерный и количественный состав покатников, сезонная и суточная динамика их ската. Ниже особое внимание уделено роли экологической зональности изъятия стока, определяющей большинство характеристик и закономерностей покатной миграции из водохранилищ.

6.2.2.1. Видовой состав покатников

Видовой состав покатников можно охарактеризовать следующими показателями: относительной численностью видов среди покатников, индексом видового сходства покатников и обитателей водоема, а также индексом мигрантности.

Относительная численность покатников – доля рыб данного вида от общего числа мигрантов – определена для массовых и часто встречаемых видов. Среди видов, встречающихся практически во всех рассматриваемых водоемах, по наибольшей доле среди покатников выделяются окунь и судак, а по наименьшей – плотва.

Для иллюстрации различия покатной миграции рыб, обитающих в пелагической и литоральной зонах, виды рыб были сгруппированы по основному месту обитания. *К первой группе* отнесены рыбы, обитающие в пелагических зонах (эпипелагиаль и батипелагиаль): судак, берш, ерш, снеток, сельдь, килька, пелядь, европейская ряпушка, амурский бычок *Rhinogobius brunneus* и налим. *Ко второй* – населяющие литоральную зону: плотва, густера, щука, востробрюшка *Hemiculter leucisculus*, солнечный окунь. Значения относительной численности указанных групп покатников приведены в таблице 6.5.

Во всех случаях доля обитателей пелагиали среди мигрантов значительно превышает долю обитателей литоральной зоны.

Соотношения видов – покатников и обитателей водоема может быть выражено **индексом видового сходства** (отношение количества видов-покатников к числу видов-обитателей водоема). Значения этого индекса для рассматриваемых водоемов

* Напомним, что все рассматриваемые ГЭС относятся к IV типу ЭЗИС, внутри которого выделены четыре варианта изъятия стока.

Таблица 6.5. Относительная численность (в %) видов рыб, обитающих в пелагиали и литоральной зоне водохранилищ, среди покатников (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Основная зона обитания	Шекснинское	Иваньковское	Озернинское	Волгоградское
Пелагиаль	99,0	74,5	62,3	97,2
Литоральная зона	1,0	25,5	37,7	2,8
	Капчагайское	Усть-Хантайское	Ал. Стамболийское	Мостиште
Пелагиаль	98,9	99,7	100	99,0
Литоральная зона	1,1	0,3	0	1,0

приведены в таблице 6.6, составленной на основании собственных данных (Павлов и др., 1981, 1984, 1985, 1988, 1991а, 1991, 1992; Pavlov et al., 1987) и по справочным материалам (Исаев, Карпова, 1989) для всех представителей рыбного населения водохранилищ.

Значения индекса видового сходства снижаются (исключение водохранилище Мостиште) по мере уменьшения разнообразия экологической зональности изъятия стока. То есть, чем на меньшее количество экологических зон водоема распространяется зона влияния водозабора ГЭС, тем меньше видов рыб скатываются из водохранилища.

Видоспецифическим показателем, отражающим соотношение покатников и обитателей водоема, является доля мигрантов от общего количества рыб данного вида в водохранилище. Однако определение численности рыб в водоеме весьма трудоемкая работа, результатами которой мы располагаем только для Иваньковского водохранилища, поэтому для приближенной оценки указанного соотношения был использован *индекс мигрантности* (Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

Таблица 6.6. Количество видов рыб, обитающих в водоеме и мигрирующих из водохранилищ, и индекс их видового сходства (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Наименование водохранилища	Оценка разнообразия ЭЗИС, (Σ_p)	Количество видов		Индекс видового сходства, %
		обитающих в водоеме	скатывающихся	
Шекснинское	3,46	22	20	90,9
Иваньковское	3,36	33	20	60,6
Озернинское	3,05	20	9	45,0
Волгоградское	3,01	50	20	40,0
Капчагайское	3,01	28	11	39,3
Усть-Хантайское	2,96	18	7	14,3
Ал. Стамболийски	1,97	14	2	14,3
Мостиште	1,86	15	7	46,7
Нурекское	1,00	12	0	0,0

Результаты расчета индекса мигрантности для массовых и часто встречающихся видов показывают, что у отдельных видов рыб индекс мигрантности существенно различается на разных водоемах. Однако этот индекс имеет достоверно большие значения у пелагических видов, по сравнению с литоральными (табл. 6.7).

Для выявления влияния экологической зональности изъятия стока на видовой состав покатников (табл. 6.8) значения использованных показателей усреднены по группам ЭЗИС для ГЭС, выделенным ранее.

Из анализа данных этой таблицы следует, что в ряду от первого к третьему варианту изъятия стока на ГЭС (IV тип ЭЗИС) доля покатников из пелагических зон увеличивается, а из литоральной зоны – уменьшается. При этом индекс видового сходства обитателей водоема и покатников в указанном ряду уменьшается. Эти показатели связаны с экологической зональностью изъятия стока. На обсуждаемом материале не удалось обнаружить достоверные различия в индексе мигрантности при разных ЭЗИС. Однако следует подчеркнуть, что различия в экологической зо-

Таблица 6.7. Индексы мигрантности для массовых и часто встречающихся видов рыб пелагиали и литоральной зоны водохранилищ (по Павлов Лупандин, Костин, 1999)

Основная зона обитания	Щекснинское	Иваньковское	Озернинское	Волгоградское
Пелагиаль	0,80	0,87	0,50	0,70
Литоральная зона	0,30	0,20	0,10	0,17
Основная зона обитания	Капчагайское	Усть-Хантайское	Ал. Стамболийское	Мостиште
Пелагиаль	0,75	1,0	1,00	0,86
Литоральная зона	0,00	0,05	0,00	0,00

Таблица 6.8. Влияние экологической зональности изъятия стока (ЭЗИС) на показатели видового состава мигрантов (по Павлов, Лупанди, Костин, 1999)

Показатели	Варианты изъятия стока ГЭС			
	1	2	3	4
Доля (%) среди покатников: обитателей пелагиали	78,6	98,6	99,5	0
обитателей литоральной зоны	21,4	1,4	0,5	0
Индекс видового сходства	65,5	39,4	30,5	0
Индекс мигрантности:				
окуня	0,70	0,83	0,80	–
судака	0,80	0,95	0,80	–
леща	0,33	0,30	0,40	–
плотвы	0,13	0,15	0,00	–
обитателей пелагиали	0,72	0,83	0,93	–
обитателей литоральной зоны	0,17	0,07	0,00	–

Примечание: прочерк – покатники отсутствуют.

Таблица 6.9. Индексы мигрантности некоторых видов рыб при их скате из Шекснинского водохранилища (ГЭС и шлюз) и Лозско-Азатского озера (бейшлот) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	ГЭС	Шлюз	Бейшлот
Плотва	0,11	0,19	0,22
Лещ	0,42	0,60	0,56
Судак	0,91	0,55	0,50

нальности изъятия стока для исследованных водозаборов ГЭС невелики.

Подробные исследования при резком различии экологической зональности изъятия стока проведены на трех водозаборах – ГЭС и шлюзе Шекснинского водохранилища, и бейшлоте Лозско-Азатского озера. На бейшлоте Лозско-Азатского озера изъятие стока идет из сублиторальной и литоральной зон, на Шекснинском шлюзе – из эпипелагиали, сублиторальной и литоральной зон, а на Шекснинской ГЭС – из бати- и эпи-пелагиали и лишь в последнюю очередь из сублиторальной зоны. При таком резком различии экологической зональности изъятия стока были вычислены индексы мигрантности массовых видов рыб, обитающих как в водохранилище, так и в озере. Для примера приведем их значения у видов рыб с разными закономерностями распределения по экологическим зонам водоемов (табл. 6.9).

Приведенные материалы показывают, что индекс мигрантности рыб сходен на водозаборах шлюза и бейшлота, но значительно отличается на ГЭС. Это доказывает, что этот индекс зависит от экологической зональности изъятия стока.

Таким образом, можно считать установленным, что показатели видового состава мигрантов через плотины ГЭС определяются особенностями распределения рыб по экологическим зонам водоемов и связаны с экологической зональностью изъятия стока.

6.2.2.2. Возрастной и размерный состав покатников

Возрастной состав покатников характеризуют обычно относительной численностью (%) рыб разного возраста, а размерный состав – средней длиной тела и ее статистическим распределением.

Учитывая значительные различия в экологии, поведении и распределении рыб первого года жизни и рыб старше года, необходимо отдельно рассматривать эти возрастные группировки. Анализ имеющихся данных (Павлов, Лупандин, Костин, 1999) показал, что для большинства видов рыб характерен скат на первом году жизни.

Рыбы первого года жизни. На следующем этапе анализа рыбы первого года жизни были разделены на две возрастные группы – группа личинок и группа мальков с сеголетками. Установлено, что личинки во всех водоемах, кроме водохранилища Ал. Стамболийски, составляют большую часть покатников первого года жизни или 38–95% от их общего количества. Однако, это обеспечивается только за счет

Таблица 6.10. Возрастные группы и длина покатников первого года жизни для Ивановковского, Шекснинского и Озернинского водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Предличинки		Ранние личинки		Поздние личинки		Мальки и сеголетки	
	%	мм	%	мм	%	мм	%	мм
Уклея	0,0	–	31,0	7,3	41,0	11,7	28,0	15–16
Лещ	0,1	6,8	20,4	7,9	22,5	13,0	57,0	16–67
Окунь	0,1	5,7	34,0	8,5	51,4	12,5	14,5	15–65
Судак	1,0	8,2	35,5	9,9	15,0	14,5	48,5	17–79
Плотва	0,0	–	4,5	7,5	26,0	11,4	69,5	15–64
Снеток	0,0	–	0,2	14,6	6,4	20,0	93,4	24–84
Густера	2,5	5,2	54,0	7,3	5,0	12,0	38,5	14–58

ската ряда видов: окунь, берш, пелядь, ряпушка. Наибольшее количество личинок отмечено для следующих водохранилищ: Шекснинское, Озернинское, Усть-Хан-тайское и Мостиште – 76–95%. При этом во всех случаях это количество было обеспечено скатом личинок окуня, которые обитают почти во всех экологических зонах водоемов.

Наибольшее количество мальков и сеголетков зарегистрировано на водохранилищах Ал. Стамболийски и Капчагайском – 93,3 и 31%. В обоих случаях это было обусловлено залповым активным скатом мальков судака.

Более детальный анализ *возрастного состава* мигрантов первого года жизни приведен в таблице 6.10.

Можно отметить, что у всех рассматриваемых видов скат предличинок практически отсутствует. Это можно объяснить разными причинами: прикреплением к нерестовому субстрату у многих карповых; удаленностью нерестилищ от ГЭС у снетка; литоральным и сублиторальным расположением нерестилищ у окуня и судака, а также краткостью этого периода развития.

Размерный состав покатников первого года жизни соответствует периодам развития. В скате (табл. 6.10) доля рыб с большей длиной тела (поздние личинки и мальки) превышает долю рыб с меньшей длиной (предличинки и ранние личинки).

Таблица 6.11. Средняя длина покатников и обитателей приплотинного участка водохранилищ – Капчагайского и Ал. Стамболийски (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Водохранилище	Месяц наблюдений	Средняя длина рыб, мм	
			в верхнем бьефе	в скате
Амурский бычок	Капчагайское	август	15,1	11,3
Судак		июнь	19,5	9,6
Судак	Ал. Стамболийски	июнь	43,6	40,6
		июль	46,6	42,5
		август	50,5	48,4

ки). Это свидетельствует о том, что концентрация поздних личинок и мальков перед водозабором ГЭС выше, чем рыб более раннего возраста. Доказательством влияния плавательной способности молоди на формирование покатной миграции являются материалы таблицы 6.11, из которых следует, что средняя длина мигрантов во всех исследованных случаях оказалась достоверно меньше, чем средняя длина рыб, отловленных в верхнем бьефе в зоне влияния водозабора ГЭС.

Таким образом, основным фактором, формирующим возрастную и размерную состав мигрантов в возрасте до года (0+) являются особенности распределения рыб на разных этапах развития. Плавательная способность, связанная с длиной тела рыб, только корректирует величину концентрации покатников.

Рыбы старше года. Переходя к анализу рыб в возрасте больше одного года отметим, что наибольшее их количество было зарегистрировано на Ивановском и Капчагайском водохранилищах – 51 и 21% . Данные о возрастном составе этих рыб приведены в табл. 6.12.

Для рыб Ивановского водохранилища прослеживается четкая тенденция уменьшения количества покатников с увеличением их возраста. Для материалов по Капчагайскому водохранилищу, представляющих только период наиболее интенсивного ската (ноябрь–декабрь), эта тенденция выражена менее четко.

Уменьшение интенсивности миграции с возрастом может быть обусловлено двумя причинами:

- общим снижением численности рыб старших возрастных групп в водоеме в связи с процессами естественной смертности;
- увеличением плавательной способности и, соответственно, сопротивляемости рыб водозаборным течениям по мере их роста.

Таблица 6.12. Возрастной состав мигрантов старше года на Капчагайском и Ивановском водохранилищах, в % от общей численности мигрантов старше года данного вида (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Возраст рыб, лет						
	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+
Капчагайское водохранилище							
Судак	21,4	16,3	21,4	27,3	7,8	3,9	1,9
Лещ	7,0	10,6	35,3	33,0	11,8	2,3	0,0
Жерех	57,1	14,3	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Плотва	0,0	26,3	57,9	15,8	0,0	0,0	0,0
Карась	0,0	0,0	10,0	30,0	55,0	5,0	0,0
Сазан	0,0	0,0	0,0	0,0	64,3	28,6	7,1
Ивановское водохранилище							
Судак	68,8	18,8	6,2	6,2	0,0	0,0	0,0
Окунь	41,2	35,4	20,2	1,9	1,3	0,0	0,0
Лещ	35,5	33,1	26,1	4,9	0,4	0,0	0,0
Уклея	46,8	45,2	7,0	1,0	0,0	0,0	0,0
Плотва	59,6	30,3	7,3	2,8	0,0	0,0	0,0
Густера	48,9	26,7	15,6	8,8	0,0	0,0	0,0

Максимальная длина тела покатников из Ивановьковского водохранилища составляла 650 мм у судака и 900 мм у угря. Среди мигрантов из всех исследованных водохранилищ наибольшая длина (950 мм) отмечена для угря на водохранилище Мостиште, и единичных особей шипа на Капчагайском водохранилище.

6.2.2.3. Количественные характеристики покатной миграции

Количественными характеристиками покатной миграции рыб являются: концентрация рыб в потоке (количество рыб в единице объема воды) и интенсивность ската (количество мигрирующих рыб за единицу времени). Общее представление о количестве покатников дают такие показатели как максимальные среднесуточные и среднегодовые концентрации покатников (табл. 6.13).

Наибольшая среднегодовая концентрация мигрантов отмечена для Волгоградского и Шекснинского водохранилищ, а наименьшая – для Нурекского и Мостиште. Максимальные среднесуточные концентрации превышали среднегодовые значения на 1–2 порядка. Минимальные – во всех случаях были равны нулю или приближались к нему.

Установлено влияние экологической зональности изъятия стока на концентрацию покатников. Концентрация увеличивается по мере увеличения числа экологических зон водоема, подверженных влиянию стоковых течений. Другим фактором, который оказывает влияние на концентрацию покатников, является *расход водозабора*. Выявлена достоверная положительная связь расхода воды и концентрации рыб для судака и ерша водохранилища Ал. Стамболийски, а также для личинок окуня и покатников снетка в летние месяцы на Шекснинском водохранилище и др. Кроме того, на водохранилище Ал. Стамболийски установлено, что существуют минимальные расходы, ниже которых покатная миграция не наблюдается. Для судака на этом водохранилище указанная величина составила 5 м³/с, а для ерша – 1 м³/с (Павлов и др., 1988).

Таблица 6.13. Суммарная концентрация покатников всех видов рыб из водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Водохранилище	Концентрация покатников, экз./1000 м ³	
	среднегодовая	максимальная среднесуточная
Волгоградское	347,82	2580,00
Шекснинское	140,25	2550,17
Ал. Стамболийски	40,96	1000,00
Капчагайское	12,31	147,40
Озернинское	11,74	62,60
Иваньковское	3,40	38,71
Усть-Хантайское	0,86	4,60
Мостиште	0,52	11,86
Нурекское	0,00	0,00

Безусловно, что одним из ведущих факторов, определяющих количественные показатели покатной миграции, является концентрация рыб в водохранилище и в зоне изъятия стока.

Таким образом, факторами, определяющими количественные показатели покатной миграции через водозабор ГЭС, являются: концентрация рыб в приплотинном участке водохранилища, экологическая зональность изъятия стока и расход воды через ГЭС.

6.2.2.4. Сезонная динамика покатной миграции

Обобщенные материалы по интенсивности покатной миграции всех видов рыб в целом по месяцам года приведены в табл. 6.14 (см. с. 236).

Во всех исследованных водохранилищах максимальная концентрация покатников приходится на летние месяцы. При этом по мере движения от южных к северным водохранилищам наблюдается сдвиг максимумов миграции от мая–июня на Капчагайском, к августу – на Усть-Хантайском. Эти максимумы на всех водохранилищах обусловлены скатом личинок рыб и только в случае водохранилища Ал. Стамболийски – миграцией мальков. Сдвиг периода ската личинок в северных водоемах на более позднее время, связан с более поздними сроками наступления нерестовых температур.

Сезонная динамика ската через ГЭС (IV тип ЭЗИС), относящихся к первому варианту изъятия стока, отличается большей долей мигрантов в летний период, что связано в основном с миграцией личинок. На плотинах ГЭС, относящихся ко второму и третьему варианту изъятия стока, по сравнению с первым, больше доля покатников зимой и весной, когда скатываются сеголетки и рыбы старших возрастных групп. Такие различия вызваны тем, что в первом варианте изъятия стока водозаборные течения в большей степени воздействуют на места обитания (сублитораль, литораль) личинок большинства видов рыб. Это особенно характерно для Шекснинской ГЭС.

Кроме этого, дисперсионный анализ показывает, что достоверно как влияние ЭЗИС, так и влияние сезона года, а также и сочетания этих двух факторов, т.е. концентрация покатников различна для разных водохранилищ в разные сезоны года. Сила влияния этих факторов несколько отличается: сезон года оказывает большее влияние на скат (~20% от величины влияния всех остальных факторов среды), чем экологическая зональность изъятия стока (~11%).

6.2.2.5. Суточная динамика покатной миграции

Наличие суточной динамики покатных миграций рыб в водотоках хорошо известно. Не составляет исключение и миграция рыб из водохранилищ через плотины гидроузлов. Суточная динамика ската рыб из водоемов в наибольшей степени отражает процесс взаимодействия рыб со стоковыми течениями в зоне влияния водозаборов ГЭС и позволяет, на основании анализа ее межвидовых и

Таблица 6.14. Среднемесячные концентрации покатников (экз./1000 м³) из водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Месяц	Шекнин-ское	Иваньков-ское	Озернин-ское	Волгоград-ское	Капчагай-ское	Усть-Хантай-ское	Ал. Стамбо-лийски	Мостиште
Январь	2,00	0,15	–	0,8	3,17	–	0,00	0,12
Февраль	0,87	0,16	–	0,7	0,53	–	–	0,11
Март	0,74	0,16	–	0,7	8,00	–	–	0,04
Апрель	0,48	1,86	1,00	0,7	1,33	0,08	0,30	0,17
Май	0,88	1,88	–	1173,6	56,30	1,83	9,70	4,32
Июнь	781,19	18,79	62,60	2063,3	24,37	0,86	10,77	0,06
Июль	702,97	6,32	–	493,3	12,80	0,36	386,33	0,17
Август	69,02	3,06	0,81	39,3	14,50	2,46	0,87	0,16
Сентябрь	79,81	3,61	3,42	54,7	4,63	0,14	0,00	0,46
Октябрь	9,13	2,77	1,02	273,3	1,07	0,27	1,52	0,01
Ноябрь	3,50	1,27	1,62	43,3	7,63	–	0,09	0,41
Декабрь	32,42	0,71	–	30,0	16,40	–	0,00	0,20

Примечание: прочерк – лов рыб не производился.

внутривидовых закономерностей, подойти к пониманию механизмов данного явления.

При анализе суточной динамики покатной миграции рыб в данном разделе рассмотрены материалы по скату тех видов, которые встречаются практически во всех исследованных водохранилищах (окунь, судак, лещ, плотва и уклея). При построении графических зависимостей использовано отношение текущей концентрации мигрантов к ее максимальному значению за сутки.

Суточная динамика ската молоди рыб неодинакова у различных видов мигрантов и изменяется в онтогенезе. Ее анализ для различных видов дан преимущественно по материалам исследований на Ивановском и Шекснинском гидроузлах, отличающихся наибольшим объемом данных и длительностью наблюдений.

Предличинки окуня преимущественно скатывались в светлое время суток, а судака как днем, так и ночью.

Ранние личинки (этапы C_1-D_1) (по Васнецов и др., 1957). У окуня они скатывались практически равномерно в течение суток с незначительным пиком в 10 ч (рис. 6.19). У судака наблюдалась аналогичная картина суточной динамики ската, с максимумом ската в 6 ч. Ранние личинки уклеи мигрировали преимущественно в темное время суток с повышением концентрации в вечерние сумерки – 22 ч.

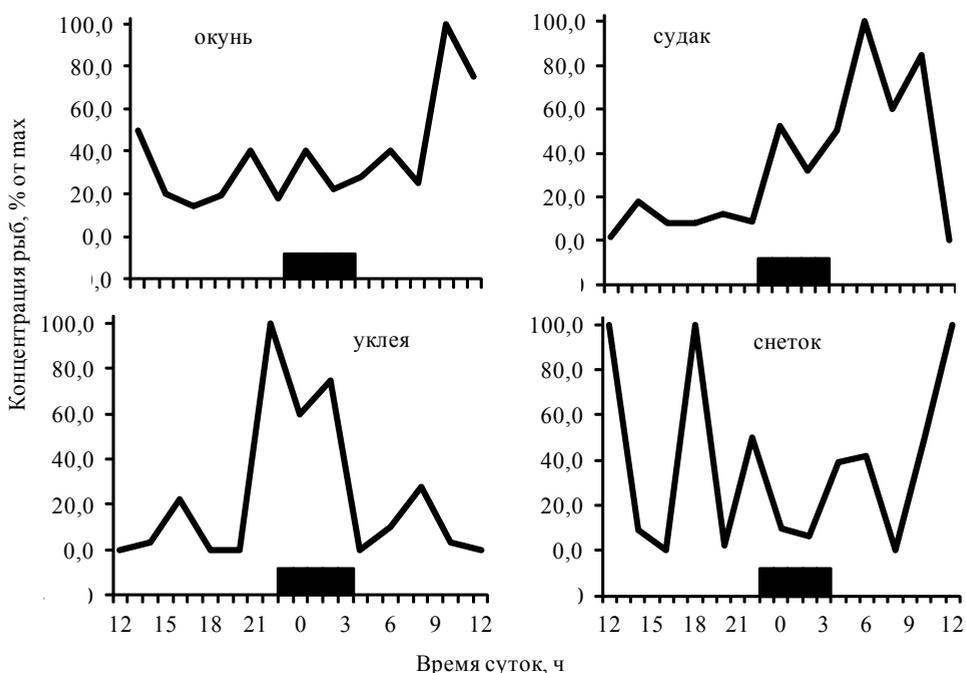


Рис. 6.19. Суточная динамика покатной миграции ранних личинок из Ивановского и Шекснинского водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

■ – темное время суток (освещенность менее 1 лк). Число рыб: окунь – 4638 экз., судак – 369 экз., уклея – 272 экз., снеток – 186 экз.

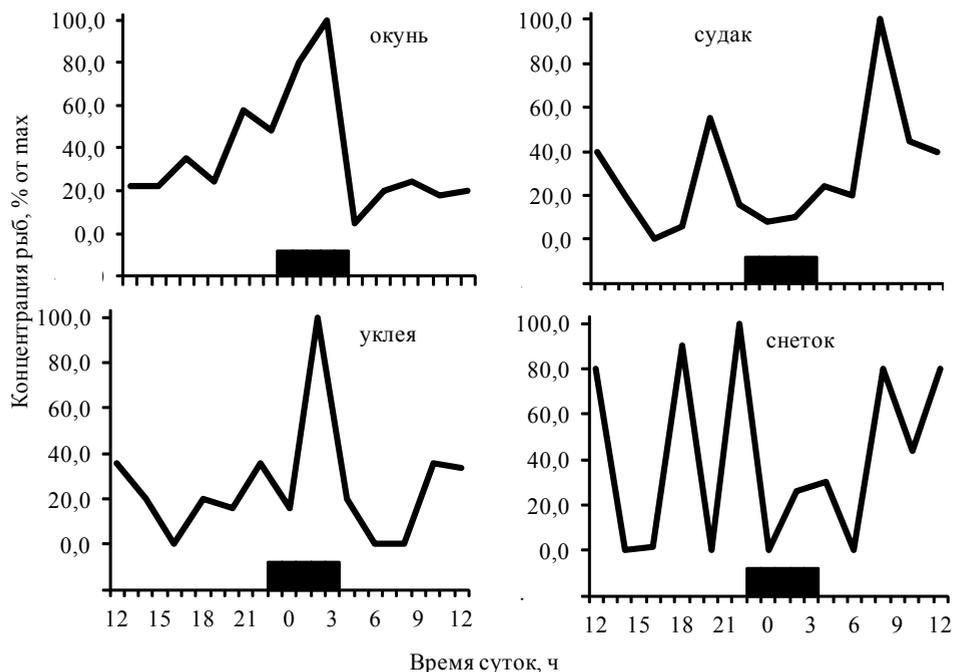


Рис. 6.20. Суточная динамика покатной миграции поздних личинок из Ивановского и Шекснинского водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)
 Число рыб, экз.: окунь – 10102, судак – 213, укляя – 348, снеток – 309. Остальные обозначения как на рис. 6.19

Поздние личинки (этапы D_2-E). У всех видов рыб наблюдалось увеличение доли ночных покатников. Окунь преимущественно мигрировал в темное время суток с пиком в середине ночи (рис. 6.20). Аналогичная закономерность прослеживается и у поздних личинок укляя. По сравнению с вышеуказанными видами, у судака увеличение интенсивности ската в ночное время отмечалось в меньшей степени. Изменение суточной динамики покатной миграции у большинства видов начиналось еще на этапах развития C_1-C_2 . Аналогичные результаты получены для укляя при ее скате из Вышневолоцкого водохранилища. Здесь резкое изменение суточного ритма отмечено при переходе с этапа C_2 на этап D_1 .

Мальки (рис. 6.21). У рассматриваемых видов летом наблюдалась тенденция увеличения доли покатников в темное время суток. Учитывая большую продолжительность развития рыб на мальковых этапах онтогенеза, следует отметить сезонные изменения суточного ритма их ската (рис. 6.22, см. с. 240).

От лета к зиме происходили существенные изменения в суточной ритмике ската. У окуня доля покатников в темное время суток снижалась и зимой преобладала миграция в дневное время. У судака в процессе онтогенеза только к осени доля покатников в темное время суток достигала максимума. Зимой заметно снижение доли покатников судака, мигрирующих в ночное время. При этом наблюдались два пика ската в утренние и вечерние сумерки.

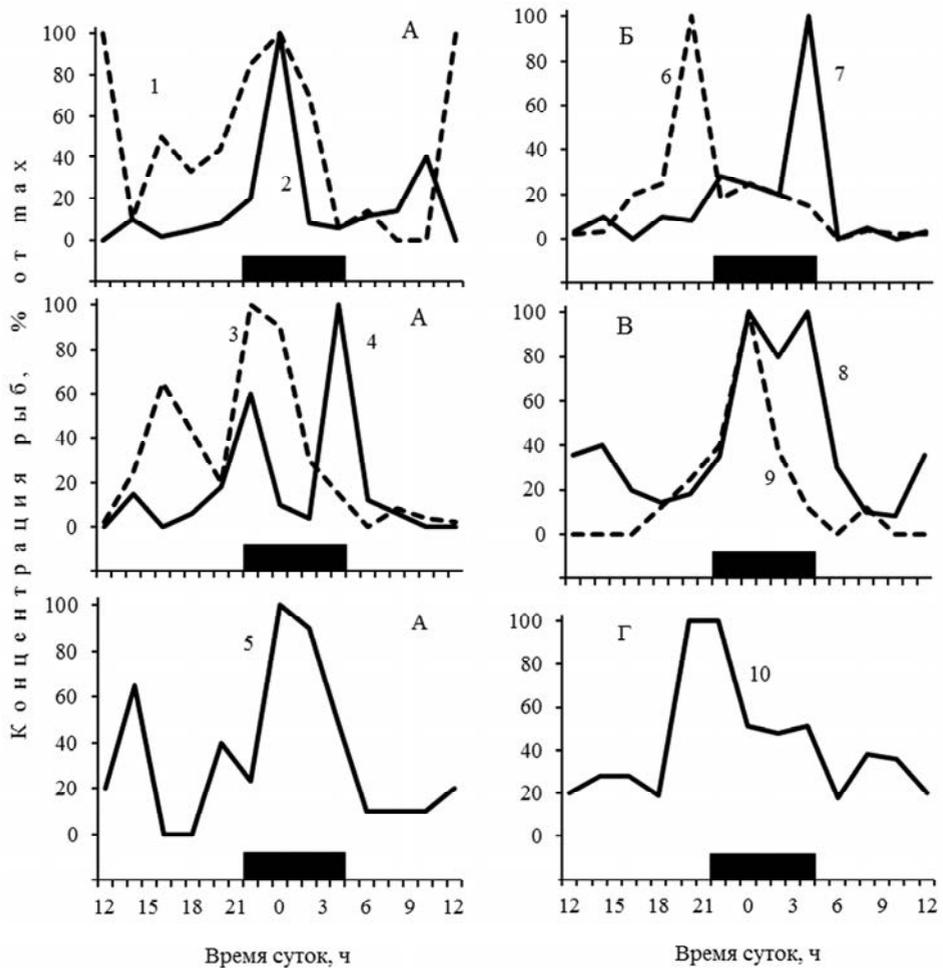


Рис. 6.21. Суточная динамика миграции мальков разных видов рыб из водохранилищ (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

А – Ивановское и Шекснинское: 1 – судак (1109 экз.), 2 – окунь (3087 экз.), 3 – лещ (105 экз.); 4 – уклея (248 экз.), 5 – снеток (679 экз.); Б – Волгоградское: 6 – килька (568 экз.) 7 – сельдь-черноспинка (345, экз.); В – Капчагайское: 8 – лещ (67 экз.), 9 – судак (123 экз.); Г – Ал. Стамболийский: 10 – судак (11210 экз.). Остальные обозначения как на рис. 6.19

В возрасте год и старше уклея мигрировала как днем, так и ночью, окунь встречался преимущественно в светлое время суток, а остальные виды рыб скатывались в небольших количествах, недостаточных для анализа суточной динамики миграции.

Влияние *широтного расположения водохранилища* на суточную динамику покатной миграции рассмотрено на примере окуня при его скате из Ивановского, Шекснинского и Усть-Хантайского водохранилищ. Максимальные концентрации ранних личинок окуня среди покатников чаще всего наблюдаются днем, и даже в полярный день на Усть-Хантайском водохранилище наибольшая интенсивность

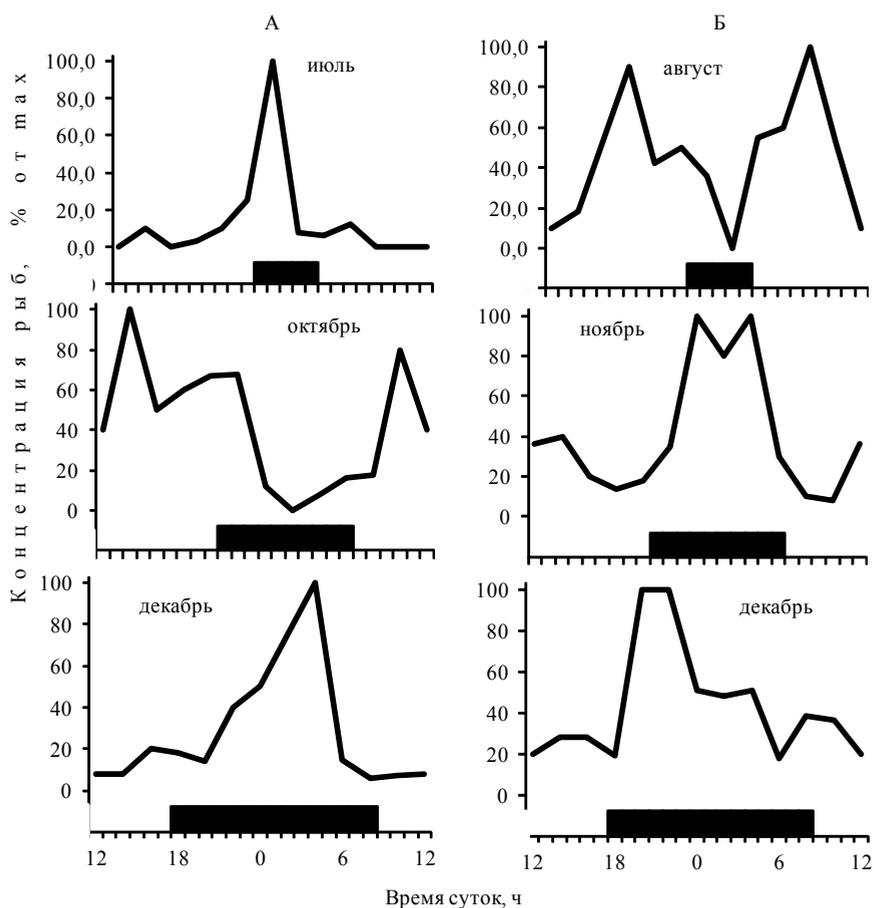


Рис. 6.22. Суточная динамика ската мальков судака из Иваньковского (А) и Шекснинского (Б) водохранилища в различные месяцы (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)
Остальные обозначения как на рис. 6.19

миграции, как и для водоемов средней полосы, отмечена в период с 8 ч до 12 ч. Пик миграции поздних личинок из арктического водохранилища, при чередовании дня и ночи, четко выражен и приходится на темное время суток, что характерно и для других рассматриваемых водоемов (рис. 6.23, см. с. 241). Приведенные результаты показывают, что суточная динамика покатной миграции молоди окуня в большей степени зависит от факторов среды, не связанных с широтным расположением водоема.

6.2.2.6. Влияние типа экологической зональности изъятия стока на характеристики покатной миграции

Для анализа влияния типа экологической зональности изъятия стока (ЭЗИС) были использованы материалы по покатной миграции, собранные на 14 водоемах.

К I типу ЭЗИС относится водозабор плотины на оз. Неро, которое имеет практически только литоральную зону, из которой и происходит изъятие стока.

Ко II типу ЭЗИС относится исток р. Вексы из оз. Плещеево (в нем имеется полный набор экологических зон) и плотина водохранилища Вестонице (Pavlov et al., 1987). В озере можно выделить литоральную и сублиторальную экологические зоны. Именно из них и происходит изъятия стока в обоих водоемах.

К III типу ЭЗИС отнесены бейшлот на Лозско-Азатском озере и водозабор Шекснинского шлюза. Изъятие стока производится в этом случае из эпипелагической, сублиторальной и литоральной зон.

К IV типу ЭЗИС отнесены водозаборы ГЭС, расположенные на рассматриваемых в данной работе водохранилищах. У них стоковое течение воздействует наиболее сильно на батипелагическую зону водоемов.

Для перечисленных выше водоемов был проведен дисперсионный анализ влияния ЭЗИС и сезона года на концентрацию покатников. Его результаты показывают, что достоверно влияют на концентрацию покатников как тип экологической зональности изъятия стока, так и сезон года и сочетание этих факторов. В данном случае сила влияния максимальна для сочетания этих двух факторов (15%), а тип экологической зональности изъятия стока оказывает большее влияние (12%), чем сезон года.

При I типе ЭЗИС наибольшая концентрация покатников наблюдается осенью (рис. 6.24, вклейка), в то время когда на водоемах с выраженными пелагическими зонами отмечается выход молоди рыб (прежде всего карповых) из прибрежья. Так как в данном случае в озере есть только литоральная зона, то выход молоди реализуется в виде покатной миграции из водоема.

II тип ЭЗИС является переходным между I и III типами ЭЗИС.

При III типе ЭЗИС особенностью сезонной динамики ската является значительная концентрация покатников весной, когда скатывались в основном отнерес-

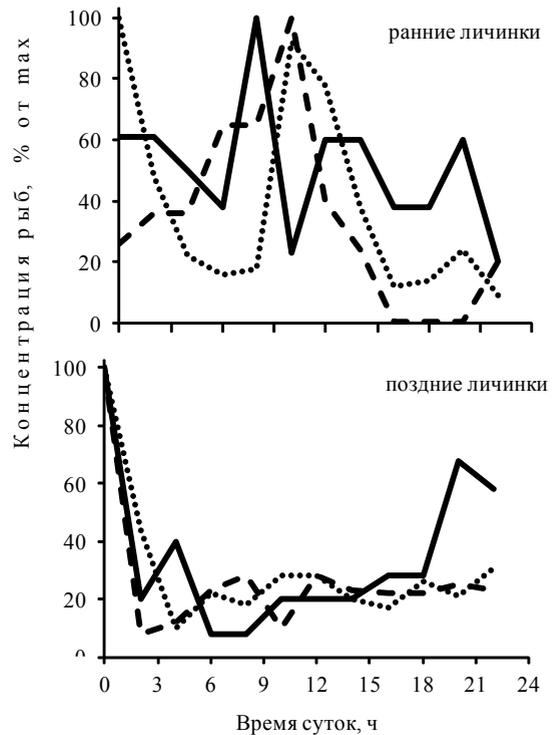


Рис. 6.23. Суточная динамика ската ранних и поздних личинок окуня из водохранилищ, расположенных на различной широте (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

(—) – Ивановское, (•••) – Усть-Хантайское, (---) – Шекснинское

тившиеся рыбы. Такая миграция на Лозско–Азатском озере наблюдалась у снетка, а на Шекснинском шлюзе – у ерша. Значительное влияние стоковых течений на литораль и сублитораль, где и происходил нерест, обусловило эту особенность сезонной динамики покатной миграции.

Для IV типа ЭЗИС характерен наиболее значительный, по сравнению с другими типами, скат в холодное время года. Это объясняется тем, что в данных водоемах стоковые течения в наибольшей степени влияют на батипелагиаль, где расположены основные места зимовки рыб.

Таким образом, одной из основных закономерностей покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом, является зависимость видового, возрастного и размерного состава мигрантов, их суточной и сезонной динамики ската от экологической зональности изъятия стока через исследуемый водозабор. Количественные показатели миграции в большей степени связаны с иными факторами среды.

6.2.3. Причины и механизмы покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом

В разделе 6.2.1.3. мы дали прогноз характеристик покатной миграции, основанный на анализе экологической зональности изъятия стока и распределении рыб в водохранилищах. В целом этот прогноз оправдался (табл. 6.15, см. с. 243), что подтверждает правильность теоретических представлений, положенных в основу понятия экологической зональности изъятия стока, и позволяет использовать этот показатель для разработки качественных прогнозов покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом, в частности, из водохранилищ.

6.2.3.1. Попадание рыб в район изъятия стока

Попав в район изъятия стока, молодь рыб подвергается действию водозаборного течения, и вероятность ее миграции значительно возрастает. Все миграционные пути рыб лежат именно через этот участок водоема, поэтому он имеет важное значение при реализации покатных миграций рыб из водохранилища. Рассмотрим, как попадают рыбы в район изъятия стока и какие механизмы способствуют этому процессу.

Попадание рыб в этот район может происходить в трех случаях – в результате выклева из икры, собственного активного движения и пассивного переноса рыб. Рассмотрим эти случаи.

Выклев в районе изъятия стока может быть только у тех рыб, которые используют нерестилища на этом участке водохранилища. Покатная миграция здесь возможна в период открепления предличинок от субстрата и их подъема в толщу или к поверхности воды. Так как их плавательная способность мала и они не могут успешно сопротивляться стоковому течению, то практически все предличинки должны скатиться через ГЭС. Учитывая относительно небольшую площадь района

Таблица 6.15. Оценка соответствия прогноза покатной миграции рыб через плотины ГЭС с полученными результатами

Прогноз	Результаты исследований
У видов рыб с I и IV типами распределения молоди (судак, пелядь, ряпушка, чехонь, сельдь, килька, окунь и уклея) покатная миграция высоковероятна, так как они полностью или частично постоянно обитают в пелагических зонах	Виды с I и IV типами распределения молоди оказались массовыми мигрантами
У видов с V типом распределения молоди (лещ, густера и плотва) покатная миграция возможна, при этом сезонная динамика их ската должна соответствовать времени обитания в пелагиали	Покатная миграция у плотвы зарегистрирована на семи водохранилищах, у леща – на шести, а у густеры – на четырех. Массовый скат молоди наблюдался в периоды ее обитания в пелагиали
У видов со II типом распределения молоди (щука, солнечный окунь, щиповка, вьюн и красноперка) покатная миграция не будет наблюдаться, так как район изъятия стока не затрагивает экологическую зону их обитания	Среди покатников практически не встречались виды со II типом распределения молоди
У видов с III типом распределения молоди (ерш, налим, стерлядь и сом) покатная миграция возможна на всех исследованных водохранилищах, кроме Нурекского, поскольку эти рыбы обитают на батиалях, подверженной влиянию водозаборов ГЭС	Покатная миграция ерша зарегистрирована на шести водохранилищах. Налим отмечен на шести водохранилищах.
У ГЭС, относящихся к <i>первому варианту изъятия стока</i> , зона влияния водозаборов распространяется на большее число экологических зон водоема, поэтому здесь должен наблюдаться наиболее широкий видовой состав покатников — индекс видового сходства покатников и обитателей водоема должен быть наибольшим. На ГЭС, относящихся ко <i>второму варианту изъятия стока</i> видовой состав мигрантов должен быть беднее — индекс видового сходства должен быть меньше. Наименьшее число видов следует ожидать в скате на ГЭС, относящихся к <i>четвертому варианту изъятия стока</i> — индекс видового сходства должен быть минимальным.	Индекс видового сходства покатников и обитателей водоема изменялся в указанном порядке
Аналогичные различия должны наблюдаться и при рассмотрении размерного и возрастного состава мигрантов	По вариантам изъятия стока отличия не достоверны, но достоверны по типам ЭЗИС

изъятия стока и непродолжительный период развития предличинок, можно полагать, что миграция этих рыб длится недолго и не вносит существенный вклад в масштаб данного явления.

Активное движение рыб по водоему характерно для взрослых особей и молоди проходных и полупроходных рыб. Для молоди туводных рыб активная форма миграции (перемещения по литоральной зоне и батиаля) отмечена только у некоторых видов, например, у мальков и сеголетков судака. Такая миграция наблюдалась только при значительном ухудшении условий питания молоди. Скот в этом случае был массовым, но кратковременным (залповым), поэтому, в большинстве случаев, активное перемещение молоди туводных рыб не определяет общую картину их покатной миграции из водохранилищ.

Наибольшее количество туводной молоди попадает в район изъятия стока при ее *пассивном переносе (миграции) со стоковым течением*. Основное внимание было уделено именно этой миграции.

В водохранилищах такая миграция осуществляется в основном в пелагиали и поэтому в большей степени свойственна обитающим именно в ней рыбам. Это подтверждается результатами исследований на ряде водоемов. Так, на Ивановском водохранилище установлено, что у видов рыб, населяющих в основном литоральную зону, массовый скот наблюдается в периоды их выхода в пелагиаль (Костин и др., 1997). Сроки обитания молоди этих видов рыб в пелагиали хорошо согласуются со сроками их ската из водохранилища. Аналогичные результаты получены и на Шекснинском водохранилище. Так, скот судака наблюдался только при наличии особей данного вида в пелагиали. У плотвы и леща, обитающих преимущественно в литоральной и сублиторальной зонах, миграция отмечалась только в периоды пребывания части этих рыб в пелагиали водохранилища.

Выход молоди рыб в пелагиаль происходит за счет действия механизмов покатной миграции первого и второго порядка.

Действие механизмов первого уровня, также как и в реках обеспечивается тремя направлениями адаптаций. При этом морфологические адаптации рыб не отличаются в водоемах лимнического и лотического типов. Существенной особенностью проявления механизмов этого уровня в водохранилищах является меньшая роль, по сравнению с реками, неспецифических поведенческих реакций. Их действие для реализации покатной миграции во многом зависит от гидравлических условий, а учитывая, что они различны в разных экологических зонах, то и результат этих реакций будет определяться местом обитания рыб.

Так, подъем рыб от дна в пелагических и сублиторальной экологических зонах практически всегда приводит к их появлению в пелагиали. В литоральной зоне реализация покатной миграции при действии этой реакции будет зависеть от результирующего вектора скорости течения. Величина и направление этого вектора в основном связаны с ветровыми, конвекционными и прочими явлениями, постоянно изменяющимися во времени, поэтому миграция молоди под действие этих течений из прибрежья в пелагиаль водохранилищ, обусловленная ее неспецифической реакцией, менее стабильна, чем в реках.

К неспецифическим реакциям, определяющим перемещение молоди из прибрежья в пелагиаль водоемов, можно отнести и реакции, проявляемые при пище-

вом поведении рыб в периоды питания планктонными организмами. Видовой состав и концентрация планктонных организмов в экологических зонах водоема изменяется в течение вегетационного периода и в пелагиали иногда бывает богаче, поэтому молодь на определенных этапах онтогенеза совершает кормовые миграции в эту зону водохранилища. Пищевой характер таких перемещений подтверждается тем, что накормленность личинок карповых, питающихся на удалении (30–40 м) от берега больше, чем у особей, питающихся вблизи береговой кромки (Михеев, 1985). Аналогичные данные имеются и для сеголеток карповых рыб (Bohl, 1980). Кроме того, наши исследования на Иваньковском водохранилище показали, что периоды выхода молоди плотвы и леща из литоральной зоны в пелагиаль водохранилища совпадают со сроками преобладания в пелагиали тех видов зоопланктона, которыми питается молодь этих видов рыб.

Роль специфических поведенческих реакций в выходе особей в пелагиаль водохранилищ и озер пока слабо изучена. Однако, известно, что скорости течения, способствующие реализации этих реакций, сопоставимы со скоростями потока в прибрежье рек, поэтому можно предполагать, что специфические поведенческие реакции существуют и у молоди рыб в водоемах с замедленным водообменом, обеспечивая действие механизма первого уровня при попадании рыб в пелагиаль водохранилища.

Особенности проявления механизмов второго уровня в водоемах с замедленным водообменом, как и в реках, связаны с отсутствием условий для проявления реореакции в большей части пелагической и сублиторальной экологических зон. Это в основном и определяет преимущественную форму покатной миграции рыб в пелагиали. Здесь условия для зрительной и реоградиентной ориентации весьма ограничены. Можно считать, что даже в светлое время суток зрительная ориентация рыб возможна только на небольшом расстоянии от растительности и дна. Градиенты скоростей течений также не связаны с неподвижными объектами, а определяются, прежде всего, перемешиванием водных масс, вызванных взаимодействием различных течений, поэтому в основном объеме пелагиали для рыб отсутствует возможность ориентации по неподвижным ориентирам. Следовательно, можно полагать, что покатная миграция здесь имеет пассивную форму у подавляющего большинства покатников.

Результат действия механизмов третьего уровня в водохранилищах резко отличается от такового в реках. В реках скат рыб наблюдается преимущественно в сумеречно-ночное время, днем покатная миграция в большинстве случаев прекращается или ее интенсивность значительно снижается. Однако в водохранилищах молодь рыб находится в пелагиали как днем, так и ночью, то есть миграция здесь продолжается круглые сутки. Это связано с указанной выше спецификой действия механизмов второго уровня. В водоемах с замедленным водообменом ветровые и компенсаторные течения в сочетании с вертикальными суточными миграциями молоди определяют распределение мигрантов (Поддубный, 1971; Конобеева, Поддубный, 1982; Конобеева, 1983а). Эти течения могут существенно изменять не только скорость миграции рыб в пелагиали к району изъятия стока, но и направление этой миграции.

Таким образом, попадание части рыб в район изъятия стока может происходить в результате подъема предличинок с нерестилищ, расположенных в этом районе, и активной миграции по водохранилищу. Однако основное количество рыб, как правило, оказывается в районе изъятия стока в результате пассивной миграции, которая осуществляется за счет их переноса стоковым течением. Обязательным условием такой миграции является пребывание рыб в пелагиали водохранилища. Обеспечение этого условия происходит за счет действия механизмов первого и второго порядков. Их проявление во многом зависит от гидравлических условий и условий для ориентации рыб, которые различны в водохранилищах и реках. Среди механизмов первого уровня в водохранилищах ведущая роль принадлежит специфическим поведенческим реакциям, а среди механизмов второго уровня – отсутствие реореакции из-за плохих условий для ориентации рыб.

6.2.3.2. Особенности миграционного поведения рыб в районе изъятия стока

Попадание рыб в район изъятия стока (зону влияния водозабора ГЭС) является необходимым, но не достаточным условием для реализации покатной миграции. Рыбам еще необходимо переместиться к водозабору, попасть в него и скатиться в нижний бьеф гидроузла. Результаты исследований по распределению

Таблица 6.16. Средние концентрация молоди рыб (экз./1000м³) летом в пелагиали района изъятия стока и в пелагиали водохранилища на удалении 2–3 км от этого района (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Район изъятия стока	Пелагиаль водохранилища
Шекснинское водохранилище		
Снеток	4,34	1,23
Плотва	1,12	0,05
Уклея	1,31	0,76
Лещ	0,89	0,10
Окунь	48,50	3,45
Судак	5,54	1,34
Иваньковское водохранилище		
Плотва	0,10	0,0
Уклея	1,90	0,23
Лещ	0,60	0,15
Окунь	0,60	0,24
Судак	1,40	0,65
Угличское водохранилище		
Снеток	0,04	0,08
Плотва	0,40	0,30
Окунь	0,60	1,20
Судак	0,40	0,00
Ерш	0,60	0,13

рыб на ряде водохранилищ, показывают, что в этом районе идет накопление молоди (Павлов и др., 1991а), концентрация которой здесь всегда существенно выше, чем на удалении от плотины (табл. 6.16). Следовательно, миграционное поведение изменяется при попадании рыб в район изъятия стока – увеличивается роль собственного активного движения молоди, которое вызвано существующими здесь специфическими условиями. В данном разделе рассмотрены эти условия, их влияние на миграцию рыб и на особенности реализации механизмов миграции.

Напомним, что **зона влияния водозабора** или район изъятия стока – участок водохранилища, примыкающий к плотине, где скорость течения отличаются от средней в самом водохранилище и ее величина возрастает от верхней границы зоны к водозабору. В этом районе наблюдается ускоренное движение потока, вектор скорости течения может отклоняться от горизонтального направления, а в поле зрения рыб с большей вероятностью могут попадать неподвижные ориентиры, т.е. информационная среда в зоне влияния водозабора значительно богаче, чем в открытой части пелагиали за ее пределами. Это улучшает условия для ориентации рыб и, следовательно, способствует проявлению ими различных реакций, предотвращающих их попадание в водозабор.

Внутри района изъятия стока можно выделить еще две зоны, в которых различается поведение молоди – зона реагирования и зона критических скоростей течения (рис. 6.25, вклейка).

Зона реагирования – участок района изъятия стока, в котором рыбы могут реагировать на снос их течением. В ней изменение абиотических условий достигает пороговых значений для некоторых поведенческих реакций рыб. Они проявляют реореакцию и реакции, направленные на поддержание ими определенного горизонта обитания (гидростатическая реакция и фотореакция).

Зона критических скоростей течения примыкает к створу изъятия стока и расположена внутри зоны реагирования. В ней скорости потока выше критических скоростей течения для рыб, и, поэтому они сносятся потоком к водозабору ГЭС.

Следует отметить, что поведение молоди в зоне критических скоростей не влияет на результат миграции – все особи, оказавшиеся в ней, попадут в водозабор, поэтому специфическое для данного района поведение молоди может наблюдаться только в зоне реагирования. Рассматривая протяженность этой зоны и поведение молоди, следует учитывать, что реакции рыб здесь различны.

Верхняя граница зоны реагирования определяется величиной **пороговой скорости течения** для реореакции. Нижняя граница зоны реагирования определяется **критической скоростью течения** для рыб. Пороговая и критическая скорости течения для рыб видоспецифичны, изменяются в онтогенезе и зависят от различных факторов среды, поэтому зона реагирования не имеет постоянных границ. Они в определенных пределах всегда варьирует в зависимости от биотических и абиотических факторов. Важным фактором, определяющим поведение рыб в районе изъятия стока, может являться отклонение вектора скорости от горизонтального направления, т.е. наличие вертикальной составляющей скорости течения. Дей-

ствии вертикальной составляющей на рыб в основном связано с их переносом из одного горизонта потока в другой. При этом изменяется величина гидростатического давления относительно той величины, к которой рыбы были адаптированы.

В районе изъятия стока молодь может реагировать на стоковые течения даже при отсутствии зрительных или тактильных ориентиров благодаря проявлению рео-, баро-, термо- и фото- реакциям. Чувствительность рыб к изменению условий среды обитания достаточна для того, чтобы начать компенсаторное движение, сопротивляясь стоковому течению. Благодаря наличию этого сопротивления обитатели поверхностных горизонтов не скатываются через заглубленные водозаборы, и в результате молодь накапливается в районе изъятия стока. Однако количественное описание поведения рыб в районе изъятия стока является весьма сложной задачей. Эта задача, в первую очередь, заключается в определении иерархии и динамики предпочтений рыб в комплексе факторов внешней среды (Павлов и др., 1999).

6.2.3.3. Основные факторы, определяющие миграцию рыб из водоемов с замедленным водообменом, и механизмы их влияния

Характеристики покатной миграции молоди рыб определяются многими абиотическими и биотическими факторами среды. Среди этих факторов основными являются: объем стока через ГЭС, освещенность, трофические отношения и экологическая зональность изъятия стока.

Объем стока определяет общий сезонный или годовой объем воды, сбрасываемый через ГЭС, и характеризуется изменением расхода воды, который и оказывает влияние на такие характеристики покатной миграции рыб как: количество покатников, их концентрация, видовой, возрастной и размерный состав.

Влияние этого фактора на количество мигрантов следует рассматривать с двух позиций. С одной стороны, при стабильной концентрации покатников оно существенно зависит от объема сбрасываемой воды. Чем больше объем стока, тем больше их выносятся из водохранилища. С другой – с изменением расхода ГЭС может меняться концентрация покатников, а, следовательно, и общее количество скатившихся рыб. Это может быть обусловлено двумя причинами – изменением степени воздействия стокового течения на экологические зоны водоема и изменением гидравлических условий вблизи водозабора.

С увеличением расхода воды на ГЭС расширяется район изъятия стока. В него могут попадать новые участки водоема, например, такие как сублиторальная и литоральная зоны, где выше концентрация рыб, разнообразнее их видовой, возрастной и размерный состав. В результате возможно увеличение концентрации рыб разных видов и возрастов в районе изъятия стока и, соответственно, численности потенциальных мигрантов. Кроме того, возрастает скорость течения в местах концентрации рыб. Это приводит к повышению вероятности их сноса, удалению от ориентиров и вовлечению в покатную миграцию. При уменьшении расхода ГЭС наблюдается обратная картина – концентрация и численность покатников уменьшается, обедняется их видовой и возрастной состав.

Таким образом, изменение объема (расхода) стока в основном определяет масштаб покатной миграции и может оказывать влияние на концентрацию покатников, их видовой, возрастной и размерный состав. Его действие может маскироваться сезонным и суточным трендом концентрации мигрантов.

Освещенность определяет суточную динамику покатной миграции молоди. Механизмы ее влияния в реках заключаются в выходе рыб на поток при вечернем падении освещенности (Pavlov et al., 1997), а также в прекращении реореакции из-за снижения ее уровня ниже пороговых величин для зрительной ориентации рыб в потоке (Павлов, 1970; Павлов, 1979; Павлов и др., 1981).

В водохранилищах механизм влияния освещенности на суточную динамику миграций рыб несколько усложняется. Здесь, кроме реореакции, большую роль играют и суточные вертикальные миграции рыб в пелагических зонах. Совпадение горизонтов обитания рыб и изъятия стока, как правило, способствует повышению концентрации мигрантов. Так, в Шекснинском водохранилище личинки большинства видов рыб днем держались ближе к поверхности, по сравнению с ночью. У снетка, наоборот, именно, ночью личинки поднимались к поверхности воды, и оказывались выше зоны критических скоростей для рыб (Павлов и др., 1991a). Для сравнения на рисунке 6.26 представлено распределение (по глубине) концентраций личинок снетка и судака перед водозабором, а также в сбросном потоке Шекснинской ГЭС в середине дня и в середине ночи.

Трофические условия в водоеме и особенности питания рыб определяют их пространственное распределение, а во многих случаях и миграции. При рассмотрении причин и механизмов покатной миграции уже указывалось на то, что она связана с недостатком корма в местах размножения. Эта историческая причина возникновения покатной миграции не выступает как непосредственная причина пассивного ската молоди рыб из водоемов с замедленным водообменом. Действительно, исследование накормленности у личинок карповых рыб в районе изъятия стока Ивановской ГЭС и в скате показало, что ее уровень практически одинаков. Средний бал накормленности среди обитателей района изъятия стока и покат-

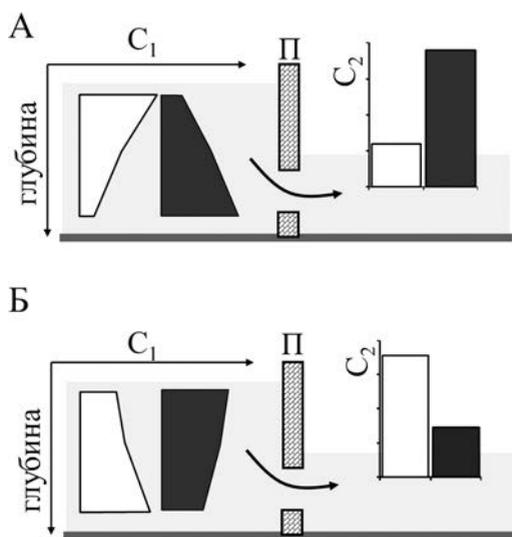


Рис. 6.26. Концентрация личинок судака (А) и снетка (Б) на разной глубине перед плотиной Шекснинской ГЭС и их покатников в сбросном потоке днем (□) и ночью (■) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

C_1 – концентрация рыб в верхнем бьефе, C_2 – концентрация покатников, П – плотина; \longrightarrow – направление течения

ников составил 1,1 и 1,3, соответственно. Одинаковым оказался и процент голодных рыб – 15 и 17%, соответственно.

Однако специальные трофологические исследования, выполненные на водохранилище Ал. Стамболийски (Павлов и др., 1988), показали, что трофические условия все-таки могут влиять на процесс покатной миграции молоди. Однако это влияние осуществляется не столько через обеспеченность пищей, сколько через особенности пищедобывающего поведения рыб. В результате суточных изменений этого поведения молодь меняет свое положение в пространстве и попадает в район изъятия стока или, напротив, покидает ее. При скудном рационе судак переходил в миграционное состояние и активно искал выход из водоема – мотивированная покатная миграция третьего типа.

Экологическая зональность изъятия стока в большей степени, чем другие факторы, определяет многие характеристики покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом: видовой, возрастной и размерный состав мигрантов, сезонную и суточную динамику их ската, индекс мигрантности.

С экологической зональностью изъятия стока связано выполнение как необходимого, так и достаточного условия покатной миграции. От ЭЗИС зависит, какие рыбы, благодаря их поведению и распределению, окажутся в районе изъятия стока и как успешно они смогут противостоять стоковому течению. Этот показатель является обобщением многих скоррелированных факторов среды, оказывающих существенное влияние на формирование покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом.

По имеющимся данным разработана модель покатной миграции рыб из водохранилищ (Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

6.2.4. Травмирование и гибель рыб при миграции через турбины ГЭС

Прохождение рыб через турбину – последний и самый опасный этап их покатной миграции из водохранилища, который не остается для мигрантов без последствий и во многом определяет их дальнейшую судьбу. У рыб, прошедших через турбину, часто можно наблюдать аномальное поведение, травмирование и даже гибель. Это не может не отразиться на состоянии рыбных запасов. Особенно это относится к проходным видам рыб, покатная миграция потомства которых, от мест размножения к местам нагула, жизненно необходима для существования популяции, поэтому данное явление требует специального рассмотрения в связи с обеспечением миграций рыб в условиях работы ГЭС.

Исследования в этом направлении начали интенсивно развиваться более 70-ти лет назад в период бурного развития гидроэнергетического строительства. За рубежом, в Северной Америке и в ряде стран Европы, наиболее полно этот вопрос изучен для лососевых рыб (Holmes, Morton, 1939; Benson, 1954; Muir, 1959; Cramer, Oligher, 1964; Monten, 1985; Turnpenny et al., 1992; Turnpenny, Clough, 2006 и др.).

Большой объем исследований был выполнен на специальных стендах, где имитировались условия, характерные для гидроэлектростанций, и оценивалось дей-

стве различных факторов, вызывающих травмирование рыб. Параллельно проводились полевые наблюдения за прохождением рыб через турбины в условиях действующих ГЭС. Эти исследования позволили оценить влияние на травмирование рыб специфики работы различных типов гидротурбин и условий их эксплуатации. Результаты таких комплексных исследований нашли отражение в ряде монографий и в специальных обзорах (Bell, 1981; Monten, 1985; Davies, 1988; Cada, 1990, 2001; Cada et al., 1997; Coutant, 2001; Coutant, Whitney, 2000 и др.).

В нашей стране большинство работ выполнено на действующих гидроэлектростанциях. После прохождения через гидротурбины рыб отлавливали, осматривали и отмечали характерные травмы. Первые такие работы провели П.В. Виктор (1938) и М.И. Тихий (1939). В совместной монографии (Тихий и Виктор, 1940) обобщили имеющийся отечественный и зарубежный опыт по изучению прохождения рыбами турбин гидроэлектростанций. С тех пор до начала 70-х годов подобных работ у нас в стране практически не проводилось. И только в 1972–1975 гг. такие исследования были проведены на Капчагайской ГЭС (Нездолий, Сазонов, 1974; Митрофанов, Нездолий, 1974; Нездолий и др., 1975; Павлов и др., 1981). В этот период в отечественной науке были выполнены и первые экспериментальные исследования по действию перепада давления на рыб (Цветков, 1969; Цветков, Павлов, Нездолий, 1972; Теплякова, 1979). В целом, по массовым представителям ихтиофауны водоемов нашей страны (карповым и окуневым) сведения о травмировании рыб при прохождении через турбинные тракты ГЭС крайне малочисленны и носят в основном фрагментарный характер (Тихий, 1939; Володин, 1958; Нездолий и др., 1974, 1975; Павлов и др., 1980, 1981, 1985 и др.).

6.2.4.1. Характер травм у рыб при миграции через ГЭС

При оценке гибели рыб на ГЭС обычно используют такой показатель, как их смертность – доля погибших рыб от общего числа прошедших через турбину. Величину этого показателя определяют на основании специальных исследований, используя различные методические приемы. Например, меченых особей запускают в турбину и затем отлавливают, сравнивая их выживаемость с контрольной группой рыб (Тихий, Виктор, 1940; Monten, 1985; Bell, 1981, 1990; Mathur et al., 1996); используют радиометрические наблюдения (Stier and Kynard, 1986) или оценивают долю погибших рыб от общего числа отловленных покатонок. Различают прямую и, так называемую, непрямую смертность рыб. Под прямой смертностью понимается гибель рыб в момент прохождения турбинного тракта. Непрямая смертность наблюдается по истечении определенного времени после прохождения через турбину. В большинстве случаев скат рыб через турбину не сразу приводит к летальному исходу, и рыбы гибнут с некоторой отсрочкой во времени в результате полученных травм или действия других факторов, не связанных с ГЭС. Так, рыбы могут быть стрессированы и в большей степени подвержены выеданию хищниками или находиться в таком ослабленном состоянии, которое будет способствовать развитию различного рода заболева-

ний, а затем приводить к гибели. Большая часть выполненных исследований посвящена изучению именно прямой смертности. Что касается непрямой смертности, то различного рода травмы у рыб только отмечаются исследователями, но их влияние на гибель рыб в условиях природной среды не изучено (Cada et al., 1997). Тем не менее, по характеру и тяжести травм можно судить о дальнейшей судьбе рыб. В этой связи для общего представления о повреждениях, которые получают рыбы на ГЭС, в данном разделе приведены результаты исследований по характеру травм у рыб и их гибели (прямой смертности) на рассматриваемых в работе гидроузлах. Практически на всех из них наблюдалось травмирование рыб при их скате через турбины. Наиболее полно материал по этому вопросу собран на Ивановской, Капчагайской, Усть-Хантайской, Мостиште и Ал. Стамболийски ГЭС. В сборе этого материала большая заслуга принадлежит В.К. Нездолий, который проанализировал и классифицировал травмы у рыб, прошедших через Ивановскую, Мостиште и Капчагайскую ГЭС.

Характер травм у рыб отличался разнообразием. Прежде всего, обращает на себя внимание то, что рыбы, прошедшие через турбины, проявляли в нижнем бьефе аномальное поведение. Они практически не реагировали на зрительные, акустические и гидравлические раздражители; не проявляли или слабо проявляли рео-реакцию; у них отсутствовала оборонительная и пищедобывательная реакции; у некоторых рыб было нарушено естественное дорзовентральное положение тела. Наши исследования на Верхне-Тулумской ГЭС показали, что реакция на различного рода раздражители у смолтов атлантического лосося начинала проявляться только по истечении 30 мин. после прохождения турбины.

Специальные подводные наблюдения в нижних бьефах плотин показали, что здесь, в донных углублениях, отмечаются скопления погибших рыб с такими ха-



Рис. 6.27. Массовая гибель рыб при скате из Капчагайского водохранилища (по Павлов и др., 1981)

рактерными травмами, как разрыв плавательного пузыря. У большинства закрытопузырных рыб (судак, окунь, ерш, налим) после прохождения турбины плавучесть становилась положительной, и они, находясь на поверхности потока, периодически стремились уйти на глубину. На Усть-Хантайской ГЭС такой эффект наблюдался и у некоторых открытопузырных рыб – пеляди и ряпушки. На Капчагайской ГЭС закрытопузырные рыбы в таком состоянии встречались на расстоянии более 70 км ниже плотины, а открытопузырные восстанавливали горизонт обитания уже на расстоянии 3–5 км. Здесь за два часа, в пик ската, в створе реки пронеслось на поверхности воды до 1200 экз. травмированных сеголеток и до 200 экз. взрослых особей судака (рис. 6.27). Из-за пониженной ориентационной способности они становились легкой добычей хищников (рыб, птиц, млекопитающих).

Визуальные обследования тела, а также результаты вскрытия погибших рыб позволили выявить следующие основные виды травм: выпучивание глаз (судак, окунь – рис. 6.28); рваные раны и разрезы (рис. 6.29), повреждение покровов тела (шип, судак, сазан, лещ, жерех, плотва, угорь, налим, щука, сиг, пелядь, ряпушка, окунь); пузырьки газа в мышцах спины, на жаберных лепестках, плавниках и в кровеносных сосудах (судак, лещ – рис. 6.30); кровоизлияния в глазах, основаниях плавников, мышцах, органах брюшной полости и в мозгу (у всех видов); разрыв стенок плавательного пузыря (судак, окунь, лещ, снеток, плотва – рис. 6.31); аритмия дыхания (у всех видов). У некоторых погибших рыб наблюдалось обесцвечивание тела (шип), а у других, наоборот, его повышенная пиг-

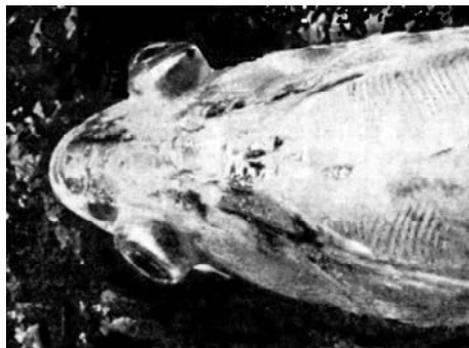


Рис. 6.28. Выпучивание глаз у судака, прошедшего через турбину (по Павлов и др., 1981)

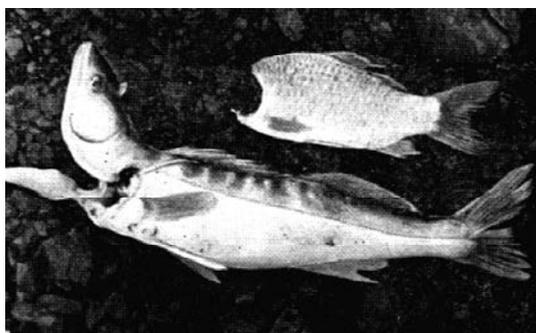


Рис. 6.29. Рваные раны и разрезы у рыб, прошедших через турбины (по Павлов и др., 1981)

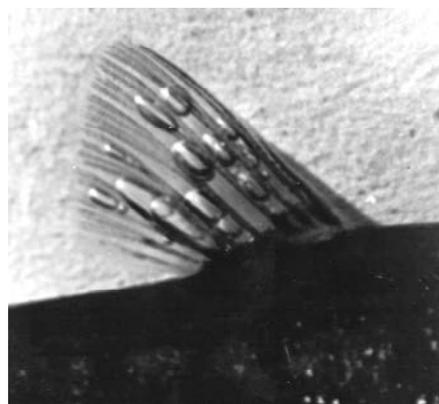


Рис. 6.30. Пузырьки газа в спинном плавнике у голяна, прошедшего через турбину (по Павлов и др., 1981)

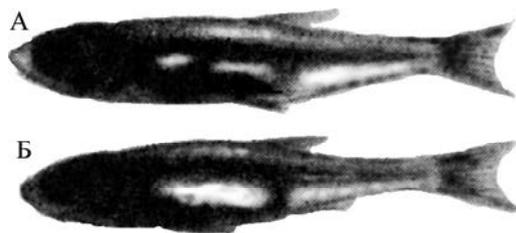


Рис. 6.31. Баротравма плавательного пузыря у молоди верховки в эксперименте (по Павлов и др., 1981)

А – интактная особь, Б – травмированная особь

ментация (сом, лещ). Частота встречаемости основных видов травм у рыб была различна. В большинстве случаев у них отмечались кровоизлияния в тканях и органах (табл. 6.17).

У рыб разных *таксономических групп* степень травмирования покатников имела существенные различия. Так, например, на Усть-Хантайской ГЭС у рыб с длиной тела 50–150 мм уровень травмирования составлял у сиговых 88% от всех проанализированных рыб данного семейства, а у окуневых – только 28%. На Капчагайской ГЭС доля погибшей молоди была различной у окуневых и карповых рыб. У окуня она составила 88,9%, у судака – 78,4%, а у леща – только 12,1%. На Ивановской ГЭС у карповых было травмировано 9,0 % рыб, а у окуневых – только 5,3%.

Характер травм во многом зависел и от *размеров тела рыб*. У мелких рыб (табл. 6.18) в условиях Капчагайской ГЭС наиболее сильно повреждался плавательный пузырь, а у крупных – кроме того, наблюдалось нарушение покровов тела, разрыв мышц и перелом позвоночника.

Таблица 6.17. Частота встречаемости основных видов травм у судака и ерша на ГЭС Ал. Стамболийски (в % от общего числа проанализированных рыб) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Характер травм	Частота, %
Увеличение или разрыв плавательного пузыря	10
Кровоизлияния в тканях и органах	92
Выворачивание внутренностей	37
Выпучивание глаз	40
Ссадины и повреждения покровов тела	13

Таблица 6.18. Доля рыб с поражением различных органов и тканей у судака на Капчагайской ГЭС (% от общего числа проанализированных рыб) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999*)

Длина рыб, мм	Поврежденные органы и ткани тела						
	Покровы тела	Плавники	Глаза	Жабры	Плавательный пузырь	Мышцы	Внутренние органы
100–200	6,4	6,4	6,4	3,2	71,0	0,0	9,7
500–600	55,8	5,7	11,5	11,5	58,3	25,0	7,1

Примечание: * материалы В.К. Нездолый.

Для разных размерных групп покатников травмирование в турбинах ГЭС на одних водоемах возрастало с увеличением длины тела рыб, а на других – практически не изменялось. Так, доля травмированных и погибших рыб на Ивановском гидроузле у карповых возрастала с увеличением длины их тела от 40 до 300 мм, соответственно, от 5,1 до 14,3%. Аналогично на Капчагайском гидроузле у окуневых в ряду длин от 100 до 600 мм травмирование составило от 51,6 до 71,4%. В тоже время, у сиговых на Усть-Хантайском и окуневых на Ивановском гидроузлах процент травмированных рыб для разных размерных групп практически не отличался.

Смертность рыб при их скате через плотины ГЭС во многом зависит от типа и параметров турбины, а также от гидравлических условий ее работы (напора на гидроузле, сбрасываемого расхода воды и др.). Именно эти параметры гидроузла определяют количественные характеристики факторов, вызывающих травмирование и гибель рыб.

Для того чтобы разобраться в причинах гибели рыб при прохождении турбинных трактов ГЭС, рассмотрим существующие типы турбин, их конструктивные особенности и определим факторы, оказывающие влияние на жизнеспособность рыб при их перемещении из верхнего бьефа гидроузла в нижний.

6.2.4.2. Конструкция турбин и факторы, вызывающие травмирование и гибель рыб на ГЭС

Турбинный тракт ГЭС состоит из водоприемного окна, водоподводящего тракта и гидравлической турбины с отсасывающей трубой (рис. 6.32). Водоприемные окна ГЭС заглублены под уровень воды и могут размещаться как в толще воды, так и у дна. Они обычно перекрыты сороудерживающей решеткой и оборудованы затворами различного назначения (аварийные, ремонтные и др.). По конструктивным признакам реактивные турбины подразделяются на радиально-осевые (тип «Френсис»), диагональные, пропеллерные и поворотные-лопастные (тип «Капкан») (рис. 6.33).

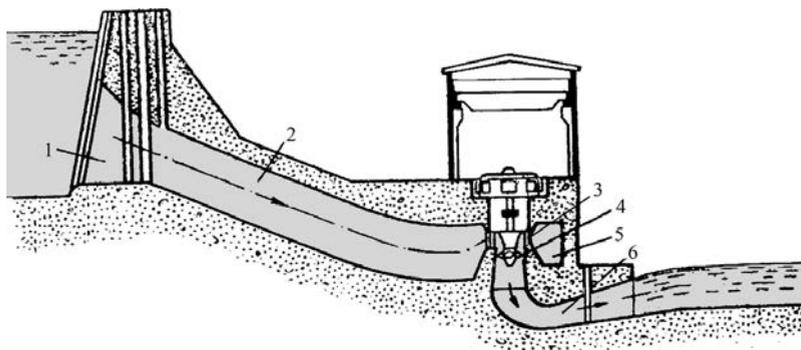


Рис. 6.32. Вертикальный разрез турбинного тракта (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)
1 – водоприемное отверстие, 2 – водоподводящий тракт, 3 – направляющий аппарат, 4 – рабочее колесо, 5 – спиральная камера, 6 – отсасывающая труба; ➔ – направление течения

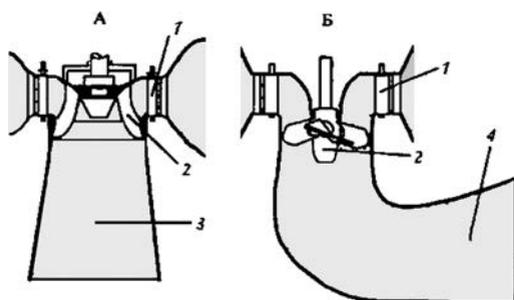


Рис. 6.33. Схема вертикального разреза радиально-осевой (А) и поворотно-лопастной (Б) турбин (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

1 – направляющий аппарат, 2 – рабочее колесо, 3 – прямоточная отсасывающая труба, 4 – изогнутая отсасывающая труба

турбинному тракту; турбулентность и сдвигающие напряжения, возникающие при резком изменении скорости и направления движения потока; кавитацию, обусловленную резким снижением давления за рабочим колесом турбины; механическое воздействие на рыб со стороны элементов конструкции турбины.

Рассмотрим эти факторы.

Изменение давления. При прохождении рыб через турбину меняется как гидростатическое давление, так и давление, вызванное изменением скорости течения в турбинном тракте ГЭС. Изменение гидростатического давления связано со сменной горизонта обитания рыб. Изменение давления в турбинном тракте обусловлено тем, что в потоке воды его величина и скорость течения связаны между собой – увеличение скорости течения всегда приводит к уменьшению давления, и наоборот (рис. 6.34). Следовательно, давление, действующее на рыб, зависит как от того, на каком горизонте водной толщи находилась рыба (глубина или давление адаптации) до попадания в турбину и после выхода из нее (возможные параметры этого давления даны на рис. 6.34 пунктирной линией), так и от гидравлических условий в самой турбине (показано на рис. 6.34 сплошной линией).

Если рыбы с поверхностных горизонтов воды попадают в заглубленное водоприемное отверстие, то действующее на них давление будет возрастать. В случае, когда рыбы адаптированы к более высокому давлению и вовлекаются в водозабор с больших глубин (относительно расположения водоприемного окна), действующее на них давление будет снижаться.

В спиральной камере, в направляющем аппарате и в районе лопастей турбины скорость течения возрастает и давление снижается. На этом участке турбинного тракта рыбы испытывают значительное снижение давления, которое за рабочим колесом турбины может уменьшаться до величин ниже атмосферного (вакуума), и здесь обитатели больших глубин будут подвержены наибольшей степени пониже-

Вода из водохранилища вместе с мигрантами попадает в водоприемные окна ГЭС и по турбинному водоводу через направляющий аппарат подводится к турбине, проходя через которую отводится по отсасывающей трубе в нижний бьеф. Конструктивные элементы турбины, большие скорости течения и вращение рабочего колеса создают условия, во многих случаях, губительные для рыб. По мере перемещения из верхнего бьефа в нижний бьеф, травмирование и гибель рыб могут происходить в результате действия ряда факторов. К ним относят: изменение давления, величина которого меняется по мере движения рыб по

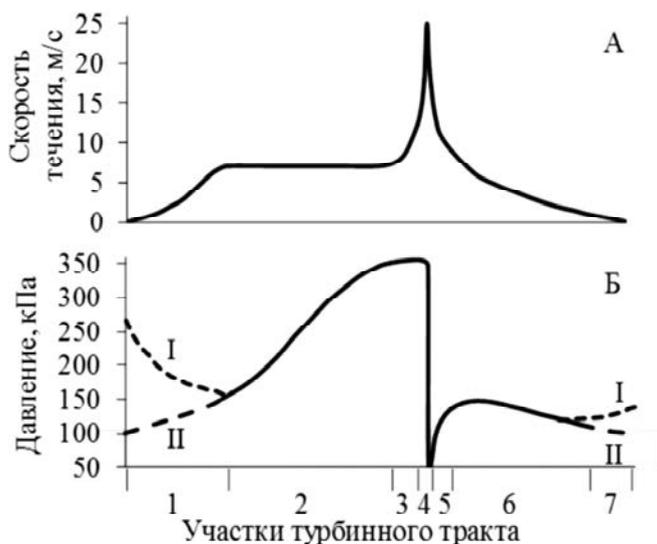


Рис. 6.34. Изменение скорости течения (А) и абсолютного давления (Б) для рыб из придонных (I) и поверхностных (II) горизонтов на различных участках турбинного тракта (по Monten, 1985)

1 – верхний бьеф и вход в турбинный тракт, 2 – водоподводящий тракт, 3 – спиральная камера, 4 – направляющий аппарат, 5 – рабочее колесо, 6 – отсасывающая труба, 7 – нижний бьеф

ния давления (декомпрессии). В отсасывающей трубе происходит восстановление давления до величины соответствующей глубине воды в нижнем бьефе плотины. В зависимости от того, где рыбы выносятся из отсасывающей трубы, они будут испытывать различное давление – от атмосферного на поверхности потока, до величины, определяемой глубиной воды в нижнем бьефе, при скате у дна.

Физиологическая компенсаторная реакция у рыб в ответ на изменение давления различается по способам наполнения плавательного пузыря и удаления из него газа. По особенностям газорегуляции рыбы делятся на открыто- и закрытопузырных. Различие в скорости газорегуляции плавательного пузыря у этих рыб и определяет их возможные травмы, связанные с изменением давления.

Помимо травм, вызванных изменением объема плавательного пузыря, при резком снижении давления возможно возникновение газовой болезни, проявления которой хорошо известны для рыб (Marsh, Corham, 1905; Henly, 1952; Bishai, 1960; Abernethy, Amidan, 2001). Газовая болезнь наблюдается при резкой декомпрессии и сопровождается выделением пузырьков газа (прежде всего азота) в крови и тканях. В результате образования этих пузырьков происходит закупорка кровеносных сосудов, что приводит к их разрыву или к нарушению кровоснабжения жизненно важных органов.

Кавитация. Кавитация в турбинах возникает в том случае, когда давление в районе лопастей рабочего колеса понизится до давления парообразования. При таком понижении давления жидкость начинает закипать и из нее выделяются пу-

зырьки пара, которые, попадая в область повышенного давления, исчезают в результате конденсации (пузырьковая кавитация). Малые объемы, освободившиеся из-за конденсации пузырьков пара, мгновенно заполняются частицами жидкости, от чего возникают удары с местным повышением давления иногда более 10000 кПа. Некоторые исследователи (Cada et al., 1997) полагают, что эти локальные удары могут являться одной из причин травмирования и гибели рыб. Их воздействие на рыб может быть даже более значительно, чем действие давления.

Кроме локальных кавитационных пузырьков, на лопатках рабочего колеса образуются кавитационные полости (каверны), заполненные газом, которые непрерывно колеблются и пульсируют. Эту форму кавитации называют пленочной. При понижении давления происходит срыв каверны и ударная волна достигает максимума.

Ф. Крамер и Р. Олигер (Cramer, Oligher, 1964) сообщают, что при проведении натуральных экспериментов наличие кавитации приводило к дополнительной гибели рыб в турбинах Френсис на 52–93% и турбинах Каплан на 66–85%.

По мнению В.С. Постоева и др. (1999, 2003), ядрами кавитации в турбинном тракте ГЭС могут служить различные включения в воде, в том числе зоопланктон. При попадании в зону пониженного давления на их поверхности образуются пузырьки газа, которые в зоне сжатия мгновенно схлопываются. Микроструктура жидкости при этом разрушает или травмирует эти организмы.

Сегодня трудно сделать правильный вывод о влиянии кавитации на жизнеспособность рыб при прохождении турбинных трактов. Еще мало накоплено экспериментального материала и нет прямых доказательств гибели рыб именно от кавитационного воздействия. Однако этот фактор рассматривается многими авторами (Monten, 1985; Davies, 1988; Cada, 1990; Cada et al., 1997) в числе других факторов, влияющих на выживаемость рыб при прохождении через турбины. Конечно, ударные волны, которые способны вызвать разрушение даже металлических частей турбины, несомненно, могут приводить и к гибели рыб. Однако в лабораторных экспериментах было показано, что зоны кавитационного воздействия имеют сравнительно ограниченный размер, при этом большая часть рыб, попавших в турбину, может даже и не пройти близко от них, поэтому действию кавитации будет подвержено ограниченное число мигрантов, что не должно приводить к их массовой гибели. В тоже время, как отмечает В.С. Постоев (2003), даже зоопланктон может являться ядром кавитации. Очевидно, это утверждение может быть справедливо и для личинок рыб. При этом, чем ближе размер гидробионтов к размеру кавитационного пузырька, тем существенней воздействие ударных сил, так как оно будет распространяться на большую часть их тела. Для взрослых рыб действие пузырьковой кавитации будет носить локальный характер и может вызывать небольшие травмы. Следовательно, в наибольшей степени травмирующие эффекты от кавитации следует ожидать именно у личинок рыб.

Для снижения вредного воздействия кавитации на рыб необходимо стремиться к безкавитационному режиму работы турбины, не допуская критических величин разряжения давления за ее рабочим колесом. Однако если кавитация не может

быть устранена полностью, то для смягчения ее действия, в качестве альтернативы, рядом исследователей рекомендуется осуществлять аэрацию потока (Daily, 1986; Hamilton, 1983a,b, 1984; Постоев, 2003). В этом случае пузырьки воздуха будут теми ядрами кавитации, которыми могли бы являться зоо- и ихтиопланктон в их отсутствии.

Турбулентность. Рыбы, проходящие через турбины при разных скоростях течения, будут подвергаться не только воздействию сил, связанных с изменением давления, но и действию гидродинамических сил, вызванных турбулентными течениями. Такие силы возникают как в результате общего изменения средних скоростей потока и микромасштабных изменений мгновенных скоростей, так и при изменении направления их движения и столкновении с твердыми поверхностями. Действие этих сил наиболее ярко проявляется у стенок турбинного тракта, при обтекании лопаток направляющего аппарата и вдоль краев вращающихся лопастей рабочего колеса (Monten, 1985). В таких зонах потока, за счет различного по величине и направлению воздействия гидродинамических сил на разные части тела рыбы, возникают специфические повреждения, для которых характерно выворачивание жаберных дуг и отрыв головы (Cramer, Oligher, 1964; Dadswell et al., 1986; Travade et al., 1987).

Контакт с конструктивными элементами турбин. На пути своего движения по турбинному тракту у рыб могут происходить столкновения с элементами его конструкции. В основном это контакт с неподвижными лопатками направляющего аппарата и движущимися лопастями рабочего колеса гидротурбины. В большей степени это относится к рабочему колесу турбины и связано с его вращением, в результате которого повышается вероятность столкновения с ним рыб и усиливается воздействие такого контакта.

Известно (Павлов и др., 1981; Bell, 1990), что при ударе рыб о твердую поверхность наблюдается их гибель, которая во многом зависит от скорости движения рыб перед преградой. М. Белл (Bell, 1990) установил, что рыбы начинают погибать при скоростях близких к 0,5 м/с, а при скорости 2,4 м/с смертность для мелких рыб может превышать 90%. Павлов и др., (1981) сбрасывали молодь окуня длиной 30–40 мм на твердую поверхность с высоты от 3 до 11 м. Наибольшая гибель рыб была отмечена при конечной скорости падения 7 м/с. Эти данные указывают на то, что силовой контакт рыб с конструктивными элементами турбин не может оставаться для них без последствий. Кровоподтеки, глубокие надрезы, снятие кожного покрова, отделение частей тела и перелом позвоночника – характерные травмы от такого взаимодействия.

Однако не все рыбы, проходящие через ГЭС, травмируются и гибнут в результате этих столкновений. Возможность рыб пройти через турбину без контакта с лопастями рабочего колеса определяется как характеристиками самой рыбы, так и характеристиками турбины (количество лопастей рабочего колеса, скорость его вращения, размер зазора между лопастями и др.). Большое значение имеет и то, по какому пути пройдет рыба в межлопастном пространстве рабочего колеса, какова ее ориентация и скорость перемещения относительно скорости движения лопасти.

6.2.4.3. Сравнительная оценка действия разных факторов на травмирование и гибель рыб при их миграции через ГЭС

Оценка совокупного действия различных факторов. При прохождении через турбины все рассмотренные факторы действуют на рыб в совокупности, и разделить их при анализе полученных повреждений не всегда представляется возможным. Следует учитывать, что суммарное воздействие разных факторов, а также действие других сопутствующих факторов (температура воды, содержание в воде кислорода, азота, токсичных веществ и др.), могут увеличивать или уменьшать степень травмирования рыб. Сопутствующие факторы определяют физиологическое состояние рыб как до попадания в турбину, так и после ее прохождения, поэтому в одних условиях даже сильно травмированные рыбы могут выжить, а в других при незначительных повреждениях – погибнуть (Cada et al., 1980; Barton et al., 1986; Mesa, 1994; Cada et al., 1997; Cada, 2001).

Характер травм у рыб во многом определяется действием каждого фактора. В тоже время, разные механизмы их воздействия могут приводить к одинаковым повреждениям (табл. 6.19). Различные мнения исследователей по поводу выбора наиболее губительного для рыб фактора (Bell, 1981; Monten, 1985; Dadswell, Rulifson, 1994 и др.) доказывают, что нельзя рассматривать их действие без учета морфологии и физиологии рыб. Степень травмирования и характер травм во многом зависят от видовой принадлежности рыб, их возраста и размера. Такие видовые особенности как плотность чешуи, толщина кожного покрова, гибкость тела и его форма определяют условия травмирования рыб при воздействии турбулентности и при контакте с элементами конструкции турбины. Например, Monten (1985) опытным путем установил, что при контакте с лопастями турбины существенное влияние на гибель рыб оказывает не только длина тела рыб, но и их принадлежность к тому или иному виду. Для личинок наиболее опасны кавитация и турбулентные течения. На сравнительно крупных рыб губительно действуют изменение давления и контакт с лопастями турбины. Причем с увеличением размера рыб вероятность их контакта с лопастями турбины возрастает. Закрытопузырные рыбы в боль-

Таблица 6.19. Характер травм, полученных рыбами в эксперименте при воздействии различных факторов (Turnpenny et al., 1992)

Характер травм	Изменение давления	Сдвигающее напряжение	Контакт с лопастью
Разрыв плавательного пузыря	есть	нет	нет
Кровоизлияние в глаз	есть	есть	нет
Повреждение роговицы глаза / потеря глаза	нет	есть	есть
Потеря чешуи	нет	есть	есть
Внутреннее кровоизлияние	нет	есть	есть
Потеря половых продуктов	есть	нет	нет
Выворачивание жаберных крышек	нет	есть	нет

шей степени страдают от действия давления, чем открытопузырные.

Влияние напора ГЭС. Все факторы, действующие на рыб при их миграции через плотины ГЭС, в основном определяются конструкцией (типом) турбины и напором на гидроузле. С увеличением напора перепад давления и скорости течения возрастают, что приводит к более жесткому воздействию на рыб факторов, обусловленных гидравлическими условиями в турбинном тракте. Это, в свою очередь, приводит к тому, что с увеличением напора на ГЭС смертность рыб возрастает (рис. 6.35).

Влияние типа турбины. Тип турбины определяет воздействие фактора турбулентности и механического контакта рыб с элементами ее конструкции. Результаты анализа данных разных авторов по влиянию смертности лососевых рыб в зависимости от мощности турбины приведены на рис. 6.36. При одних и тех же условиях прохождения через радиально-осевые турбины смертность лососевых рыб выше, чем в поворотно-лопастных.

Влияние режима работы турбины. Как показывает практика, не только тип турбины оказывает влияние на гибель рыб, но и режим ее работы, который регулируется открытием направляющего аппарата. Большое открытие приводит к увеличению просвета между лопатками, что в меньшей степени подвергает рыб опасности столкновения с ними и смягчает действие турбулентности (рис. 6.37). Результаты наблюдений показывают, что наибольшее число рыб гибнет в момент запуска турбины, когда гидравлические процессы имеют неустановившийся режим, при котором наблюдаются наибольшие турбулентные сдвигающие напряжения и локальные перепады давления высокой интенсивности. С увеличением открытия направляющего аппарата доля погибших рыб значительно уменьшается.

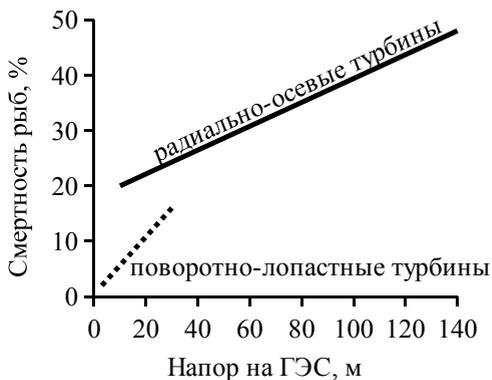


Рис. 6.35. Зависимость смертности лососевых рыб от напора на ГЭС (перепада уровней верхнего и нижнего бьефов) для радиально-осевых и поворотно-лопастных турбин (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

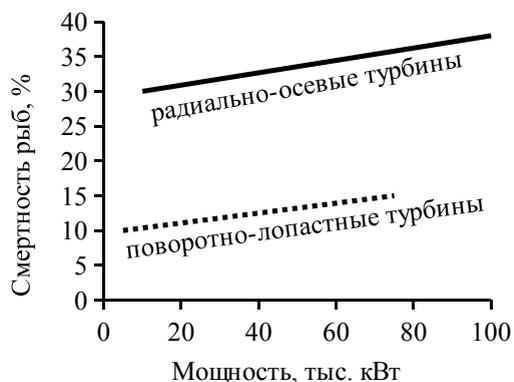


Рис. 6.36. Смертность лососевых рыб для радиально-осевых и поворотно-лопастных турбин в зависимости от их мощности (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

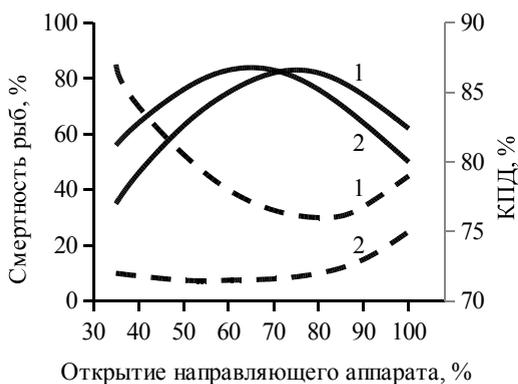


Рис. 6.37. Смертность рыб (—) и КПД (---) для турбин типа Френсис (1) и Каплан (2) в зависимости от открытия направляющего аппарата (Cramer, Oligher, 1961, цит. по Monten, 1985)

В ряде работ показано, что различные нагрузки на турбине, которые регулируются открытием направляющего аппарата, будут приводить к различной величине смертности рыб (Calderwood, 1945; Muir, 1959; Schoeneman et al., 1961; Lucas, 1962; Cramer, Oligher, 1964; Long, 1968; Colins, 1984; Monten, 1985; Berg, 1986; Bell, 1990). Наиболее благоприятные условия для прохождения рыб через турбину имеют место при самом эффективном прохождении водного потока по турбинному тракту, т.е. при максимальном коэффициенте полезного действия.

В 1997 и 2000 гг. были проведены исследования по прохождению смолтов лосося через поворотно-лопастные турбины Нижне-Тулумской ГЭС (Павлов и др., 2000). При этом осуществляли как непосредственный отлов молоди, скатившейся через ГЭС, так и специальные ее запуски в турбинный тракт. Для отлова покатников в нижнем бьефе использовали конусную ловушку из дели с ячейей 8 мм и площадью устья 1,4 м², установленную на расстоянии 30 м от агрегатов гидроэлектростанции. Всего отловили 20 покатников. Все они остались живы и, кроме потери до 80% чешуйного покрова, не имели видимых повреждений. Однако в ходе специальных опытов по запуску смолтов в ловушку было установлено, что потеря чешуи происходит у них не в результате прохождения через турбину, а вследствие контакта с сетным полотном ловушки. С увеличением времени выдерживания смолтов в ловушке процент потери чешуйного покрова возрастает, поэтому можно считать, что смолты практически без потерь проходят через турбину.

В 2000 г. рыб в турбину запускали в специальных контейнерах и вылавливали в нижнем бьефе. В опытах использовали 20 экз. молоди радужной форели по длине и массе соответствующей смолтам семги. После прохождения турбины все они оказались живы. Ихтиопатологическое обследование пропущенных через турбину рыб показало отсутствие у подопытных рыб каких-либо серьезных нарушений по сравнению с контрольными.

В 1998–2000 гг. были выполнены специальные исследования по оценке гибели и травмирования рыб (смолты атлантического лосося и молодь радужной форели) при их скате через тракты поворотно-лопастных турбин Верхне-Тулумской ГЭС. Средняя масса смолтов лосося составляла 39,5 г при средней длине 150 мм; средняя масса молоди форели – 40–50 г при средней длине 152,3 мм.

При проведении исследований использовали два метода: запуск рыб в турбину в специальных контейнерах (метод ИПЭЭ РАН, Россия) и запуск рыб, меченых

надувными метками и радио-метками (метод Компании «Normandeau Associates», США, при участии компании «Фиштрак» и Бизнес-центра «Таит», Ирландия). Одновременное использование этих двух методов запуска рыб позволило при дальнейшем анализе выявить воздействие на рыб в турбинном тракте ГЭС различных факторов, таких как изменение давления, степени турбулентности и контакта с элементами турбины.

Для оценки влияния режима работы турбины на травмирование и гибель рыб опыты проводили при мощности турбины 67 и 33 МВт, что соответствовало расходам воды 120 м³/с (полная нагрузка) и 60 м³/с (1/2 нагрузки). Данные о немедленной смертности рыб, прошедших через турбину при двух рассматриваемых режимах работы, приведены в таблице 6.20.

Немедленная смертность оказалась несколько большей при 1/2 мощности турбины (18,6%), чем при полной нагрузке (16,5%). Рыб с нарушением целостности тела при 1/2 нагрузки на турбине было больше (12 экз.), чем при полной нагрузке (7 экз.). Однако статистический анализ показал, что различия в этих показателях недостоверны. В тоже время из литературы известно, что при полной нагрузке турбины смертность рыб меньше (Massey, 1967; Bell, Bruya, 1981; Monten, 1985; Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

При прохождении рыб через турбины Верхне-Тулумской ГЭС, в отличие от Нижне-Тулумской ГЭС, наблюдается их травмирование и гибель. Немедленная смертность составляет 10–25%, а отсроченная во времени смертность не превышает 2%. Этот результат соответствует данным других исследователей, полученным для лососевых рыб на плотинах с подобным напором, расходом воды и типом турбины.

Таким образом, гибель рыб при прохождении через турбины обусловлена многими факторами и зависит от вида рыб, их возраста и размера. Существенно усиливается действие факторов при увеличении напора на ГЭС, что приводит к уве-

Таблица 6.20. Результаты опытов по определению немедленной смертности меченой молоди форели при ее пропуске через турбину Верхне-Тулумской ГЭС (по Павлов, Лупандин, Каукоранта, 2000 г.)

Результат	Запуск в отводящий канал ГЭС (контроль)	Пропуск через турбину (опыт)	
		Полная мощность турбины (67 МВт)	½ мощности турбины (33 МВт)
Запущено меченных рыб, экз.	70	113	109
Выловлено меченных рыб, экз.	67	92	94
Из них:			
живых рыб, экз	67	81	79
мертвых рыб, экз	0	11	15
Смертность рыб, %	0	16,5	18,6

личению смертности рыб. Эта смертность неодинакова для турбин разного типа. Она минимальна для капсульных и максимальна для радиально–осевых турбин. Режим работы турбин также оказывает влияние на травмирование рыб – оно наименьшее при работе турбины в области максимальных КПД.

6.2.4.4. Показатели гибели рыб на плотинах ГЭС

Для оценки потерь рыб при их миграции из водохранилищ существуют различные показатели: экономический, рыбохозяйственный и экологический. Основной для расчетов показателей является абсолютное количество поклатников, которое определяется по результатам круглогодичных наблюдений за миграцией рыб из водохранилищ (табл. 6.21).

Экономический показатель выражает стоимость рыбной продукции, потерянной в результате миграций из водохранилища. Этот показатель составляет основу нормативной методики расчета ущерба рыбному хозяйству, наносимого различными источниками антропогенного воздействия. Для его определения, кроме общей численности мигрантов, необходимо знать: численность возрастных групп, коэффициенты промвозврата или выживаемости молоди до промыслового возраста, среднюю массу особи и стоимость единицы рыбной продукции. Этот показатель широко используется в различных рыбохозяйственных расчетах.

Рыбохозяйственный показатель является относительным и определяет долю погибших рыб промысловых размеров от объема их вылова в водоеме, т.е. показывает, сколько продукции недополучило рыбное хозяйство в результате гибели рыб. Этот показатель впервые был применен для оценки гибели половозрелых взрослых рыб, мигрирующих из Усть-Хантайского водохранилища. На основании его использования было установлено, что из этого водохранилища выносятся в среднем около 50% пеляди, а ряпушки – более 100% от объемов промысловых уловов этих видов.

Экологический показатель определяет долю погибших рыб от их численности в водоеме. При известном абсолютном количестве поклатников его применение, как правило, затруднено отсутствием данных о численности рыб в самом водоеме. Этот показатель был применен (Павлов и др., 1984) на Иваньковском водохранилище (табл. 6.22, см. с. 266). Доли погибших рыб оказались наибольшими у обитателей пелагиали – снеток (24%) и судак (15.2%). У рыб из литоральной, сублиторальной зон и батиаали эти доли были достаточно малы, так, например, у щуки – 0%, у плотвы – 0,055, а у леща – 1,5%. Полученные данные позволили предположить, что только у первых двух видов гибель может оказывать существенное влияние на процессы воспроизводства их популяций.

Методы, на основании которых определяются указанные выше показатели, могут быть как прямые, так и косвенные. Прямые методы включают в себя учет количества скатившихся рыб, косвенные – дают оценку гибели рыб через показатели, непосредственно не связанные с определением численности мигрантов. Раз-

Таблица 6. 21. Количество рыб, скатившихся из водохранилищ ГЭС за год (млн экз.) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Шекнинское	Иваньковское	Озернинское	Волгоградское	Капчагайское	Усть-Хантайское	Ал. Стамболийски	Мостиште
Окунь	116,00	1,35	1,100	22503	*	5,53	—	0,03
Судак	6,94	0,96	0,140	33162	274,24	—	23,50	*
Снеток	33,00	1,49	0,020	—	—	—	—	—
Плотва	0,20	0,41	0,005	600	*	*	—	0
Уклея	1,00	4,01	0,004	680	—	—	0	0
Лещ	0,15	5,01	0,028	657	20,14	—	—	*
Сельдь	—	—	—	2978	—	—	—	—
Песядь	—	—	—	—	—	2,14	—	—
Ряпушка	—	—	—	—	—	3,25	—	—
Прочие	1,92	1,77	0,059	12909	68,30	0,36	0,60	0,002
Всего	159,21	15,00	1,356	72867	362,68	11,28	24,10	0,032

Примечание: — вид отсутствует в водохранилище или среди покатников; * количество мигрантов незначительно и учтено в графе «Прочие».

Таблица 6.22. Доля вынесенных рыб от их численности в Иваньковском водохранилище (1979–1980 гг.) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

Виды рыб	Количество, тыс. экз.		Доля гибели рыб, %
	обитателей	покатников	
Снеток	3220,3	773,0	24,00
Судак	6323,0	963,0	15,20
Уклея	88426,0	3198,0	3,60
Лещ	108776,0	1586,0	1,50
Окунь	165553,0	1346,0	0,81
Язь	4769,0	9,5	0,20
Плотва	744030,0	410,0	0,055
Густера	29151,6	3,0	0,01
Щука	638,3	0,0	0,00

Примечание: данные по численности рыб в водохранилище, предоставлены Конаковским отделением ГосНИОРХа.

нообразии косвенных методов зависит от подходов, лежащих в основе их разработки и от применяемых методов наблюдения за процессом покатной миграции рыб. Один из таких методов (Конобеева, 1993, Конобеева и др., 1996) предусматривает расчет количества потенциальных покатников вблизи водоприемных окон ГЭС и использование «коэффициента ската». Другим косвенным методом является моделирование покатной миграции в водоемах с замедленным водообменом. Этот метод дает оценку доли покатников от общей численности рыб данного вида в водоеме (Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

6.3. ПОПАДАНИЕ МОЛОДИ РЫБ В ВОДОЗАБОРНЫЕ СООРУЖЕНИЯ НАСОСНЫХ СТАНЦИЙ И В ИРРИГАЦИОННЫЕ КАНАЛЫ

Помимо покатных миграций рыб через плотины гидроузлов на реках и озерах, рассмотренных в предыдущем разделе, огромное количество молоди попадает в водозаборные сооружения насосных станций и самотечных ирригационных каналов. Расходы воды, поступающие в эти сооружения, составляют от нескольких литров в секунду до 300 и более м³/с. Забор воды может осуществляться как из водоемов с замедленным водообменом (из озер и водохранилищ), так и из водотоков. Общие закономерности, причины и механизмы попадания рыб в эти водозаборы не отличаются от таковых для плотин, рассмотренных в предыдущем разделе 6.2. Это относится к определению границ зоны влияния водозаборов, экологической зональности изъятия стока, связи покатной миграции рыб с их распределением и т.д. В случае расположения водозаборов на водотоках – необходимо также учитывать и наличие транзитных течений.

Явление попадания молоди в водозаборные сооружения (насосные станции, «водокачки», ирригационные системы) известно в нашей стране достаточно давно (Державин, 1915; Гинзбург, 1931; Беляев, 1932, 1933). Первые об-

зоры устройств по защите молоди от попадания в водозаборы были даны в монографиях М.В. Тихого и П.В. Викторова (1940) и Г.К. Харчева (1940).

Большое внимание этой проблеме начали уделять около 50 лет назад, что было связано с резким увеличением изъятия воды из водоемов для нужд энергетики, промышленности, сельского и коммунального хозяйств. Ущерб, наносимый водозаборами рыбному хозяйству, весьма велик и, как отмечает ряд авторов, в СССР он превышал продукцию рыбоводных заводов как на отдельных водоемах, так и по всей стране в целом – 12 млрд экз. молоди рыб (Никоноров, Мельникова, 1974; Павлов, 1979).

Продолжительный период применение рыбозащитных сооружений и устройств носило эмпирический характер (Burns, 1966; Clay, 1961, 1995; Павлов Пахоруков, 1983 и др.). Внедряемые конструкции не имели достаточного гидравлического и биологического обоснования, что объясняет их низкую рыбозащитную эффективность. Эмпирический подход к решению вопросов рыбозащиты привел к тому, что для многих, в том числе уже эксплуатируемых конструкций, режимы работы, допустимые диапазоны гидравлических и других параметров, возможности их использования на тех или иных водозаборах были не обоснованы.

В 70–80-е годы XX в. эту проблему начинают решать, базируясь на разработке биологических основ применения рыбозащитных устройств, учитывая «требования», предъявляемые самим объектом защиты – рыбами (Павлов, Пахоруков, 1973, 1983). При этом пик интенсивности научных исследований и изысканий в области разработки рыбоохранных мероприятий на водозаборах приходится на семьдесятые годы прошлого столетия. Биологические основы рыбозащиты охватывают широкий круг вопросов по поведению рыб и, в первую очередь, по поведению и ориентации рыб в потоке воды, их плавательной способности, закономерностям попадания рыб в водозаборные сооружения, покатым миграциям молоди, вертикальному и горизонтальному распределению рыб в водоемах, реакции рыб на различные раздражители. Только на основе определенных знаний по экологии и поведению разных видов рыб можно научно обоснованно создавать и эксплуатировать рыбозащитные устройства.

6.3.1. Закономерности и причины попадания молоди рыб в водозаборные сооружения

На масштаб гибели рыб в водозаборах оказывают влияние расположение водозаборного отверстия относительно экологических зон (дна и береговой линии) водоема, величина забираемого расхода, скорость забора воды и другие менее значимые абиотические факторы. Однако степень влияния каждого из этих факторов пока изучена недостаточно и, по-видимому, она различна для разных регионов и видов рыб. Кроме того, следует отметить, что масштаб гибели рыб может меняться и по годам (таб. 6.23).

Процесс попадания молоди рыб в водозаборное сооружение представляет собой неслучайное явление и имеет общие закономерности, обусловленные действием

Таблица 6.23. Изменение интенсивности попадания рыб в ирригационные системы по годам (по Павлов, Пахоруков, 1983)

Ирригационная система	Мощность водозабора, м ³ /с	Количество погибшей молоди ценных промысловых рыб, млн экз.		
		1968 г.	1969 г.	1970 г.
Донской магистральный оросительный канал (Цимлянское водохранилище)	120	48,6	10,9	5,9
Право-Егорлыкский оросительный канал (Ставропольский край)	до 45	–	97,2	61,7
Дельтовый магистральный оросительный канал (р. Терек)	до 186	–	5,6	12,3
Уш-Тобинский магистральный оросительный канал (р. Каратал)	до 40	2,2	7,1	–
Казалинский левобережный канал (р. Сырдарья)	до 35	–	1,2	1,0

Примечание: – нет данных.

ряда причин и механизмов. Их знание является основой для создания эффективных рыбоохранных мероприятий и конструкций рыбозащитных сооружений. Впервые основные закономерности, причины и механизмы попадания молоди рыб в водозаборные сооружения были рассмотрены и сформулированы в работах Д.С. Павлова (1967; 1970; 1979) и Д.С. Павлова и А.М. Пахорукова (1973; 1983).

6.3.1.1. Сезонная динамика попадания молоди рыб в водозаборные сооружения

Наиболее часто регистрируется попадание молоди в водозаборные сооружения в весенне-летние месяцы (Тихий, 1959; Аверкиев, Нусенбаум, 1965; Баранюк, Тихомиров, 1969; Козлов, Козлова, 1971; Павлов, Пахоруков, 1973; Озинковская и др., 1974; Гламазда и др., 1975; Коваль, 1978; Коваль и др., 1979; Коваль и др., 1994; Колпачков, Крапивина, 2002; Клеуш, Ким, 2007 и др.). Типичная картина сезонного ритма попадания молоди наблюдается и на главной насосной станции Ингулецкой оросительной системы (рис. 6.38).

За один–два летних месяца попадает до 90–95% от общего количества рыб в год. При этом у отдельных видов рыб пик попадания иногда длится всего несколько суток. Так, например, на юге Украины (Фильчагов, 1980; Мусиенко и др., 1982) 65–91% личинок судака, леща, густеры и уклейки попадает в течение 3–5 суток.

В таблице 6.24 приводятся данные о сезонной динамике (в % от среднегодовой численности) в водозаборах Киришской ГРЭС, Новосибирской ТЭЦ-2 и Красноярской ГРЭС-2 (Колпачков, Крапивина, 2002).

Для глубинных водозаборов, например, ГРЭС и ТЭЦ, ведущих изъятие воды с горизонтов 10–15 и более метров, характерно круглогодичное попадание рыб

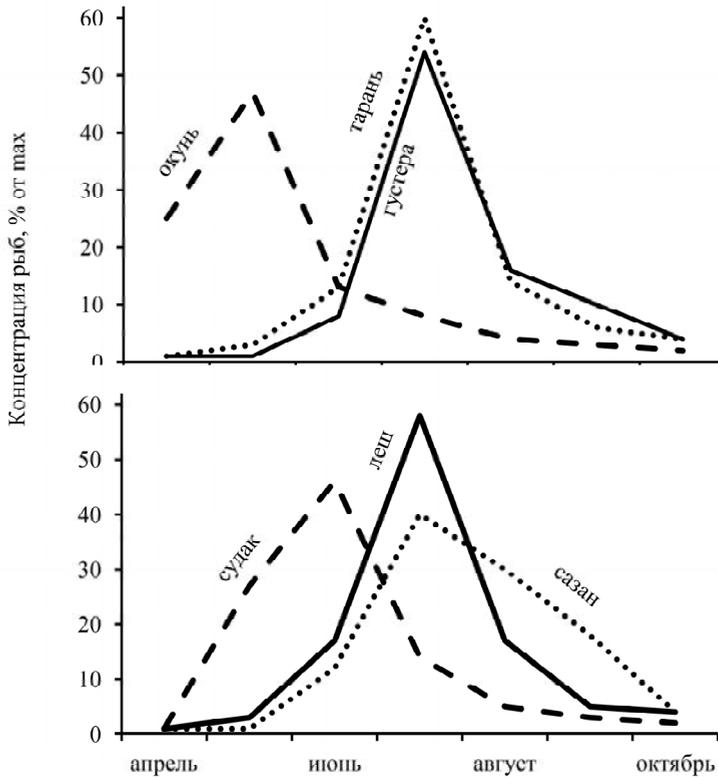


Рис. 6.38. Сезонная динамика попадания молоди рыб в Ингулецкую оросительную систему (по Коваль, 1978)

(Аверкиев, Нусенбаум, 1965; Суханова, 1970). При этом существенную долю составляют рыбы, попадающие в них не только в весенне-летнее время, но и в холодное время года. Это связано с погружением молоди в холодное время года в профундаль водоема. Так, на ряде водохранилищ (Капчагайское, Ивановское, Шекснинское и др.), помимо весенне-летнего максимума имеется зимний (ноябрь–январь) и весенний (конец марта – начало апреля) (Павлов и др., 1981, 1984, 1985, 1986; Павлов, 1986). При этом выносятся молодь более старших возрастных групп.

Таблица 6.24. Сезонная динамика гибели рыб в энергетически водозаборах (по Колпачков, Крапивина, 2002)

Водозабор	Численность погибших рыб, %	
	май–октябрь	ноябрь–апрель
Киришская ГРЭС	99,67	0,33
Новосибирская ТЭЦ-2	99,88	0,12
Красноярская ГРЭС-2	99,03	0,97

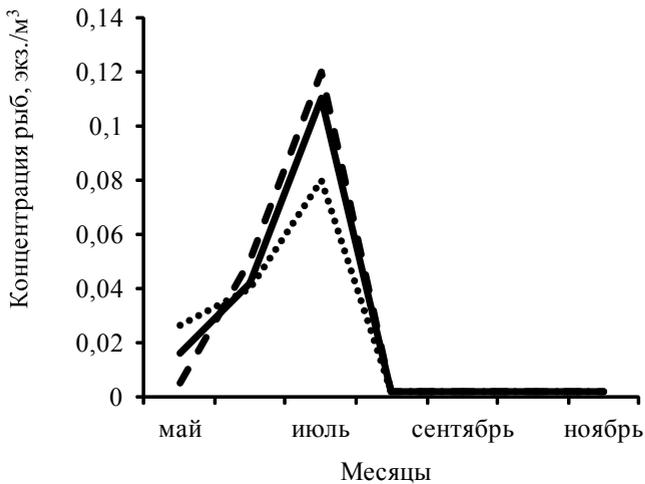


Рис. 6.39. Сезонная динамика концентраций молоди рыб у водозаборных окон насосной станции Калининской АЭС в 2002 г.

Горизонт обитания рыб: (---) – дно, (•••) – толща, (—) – по всем горизонтам

Существенное значение, особенно в водотоках, имеет и период миграций рыб. Так, например, в дельте Волги концентрация молоди в потоке, и соответственно попадание в водозабор, различалась в июне и в сентябре в сотни раз (Павлов, 1967, 1979). Следует подчеркнуть, что интенсивность попадания определяется не концентрацией молоди вообще в водоеме, а именно концентрацией в районе влияния водозабора.

На сезонные изменения интенсивности попадания рыб в водозаборные сооружения влияет также степень проявления реореакции. В весенне-летний период в водоемах и водотоках имеется большое количество ранней молоди в миграционном состоянии, не проявляющей реореакцию при низкой освещенности или при небольшой прозрачности воды. К тому же для этой молоди, как правило, характерны малые критические скорости течения. В конце лета – начале осени покатные миграции завершаются и молодь достигает таких размеров, при которых ее реореакция уже в меньшей степени связана с условиями зрительной ориентации, а критические скорости течения для рыб значительно увеличиваются, и возможность их сопротивления течению возрастает. Все это и является одной из причин уменьшения интенсивности попадания молоди рыб в водозаборы от начала лета к осени. Существенным также является и снижение концентраций молоди в водоеме, обусловленное высокой естественной смертностью молоди на ранних этапах онтогенеза. В осенне-зимние месяцы возможности ориентации рыб не ухудшаются, однако низкие температуры воды приводят к уменьшению плавательной способности рыб. В результате, при попадании рыб в зону действия водозаборного сооружения они слабо сопротивляются подходу к потоку.

Сезонные изменения в интенсивности попадания рыб в водозаборы связаны, прежде всего, с изменениями концентрации молоди в районе водозабора (рис. 6.39). При этом периоды максимальной концентрации молоди обусловлены сроками нереста рыб. Так как для большей части ихтиофауны нашей страны характерен весенний нерест, то на многих водозаборах и отмечается увеличение интенсивности попадания молоди рыб именно в весенне-летний период.

6.3.1.2. Видовой состав рыб

Анализ видового состава погибших рыб выполнен на основании результатов сезонных наблюдений попадания рыб в водозаборные сооружения. Такие данные в полной мере имеются по ряду регионов (Павлов, 1970, 1979; Павлов и др., 2007 и др.). В таблице 6.25 приведены данные о гибели молоди рыб в водозаборных сооружениях, расположенных в дельте Волги в 1989–1998 гг. (Костюрин, 2001).

Сравнительный анализ показал, что практически все массовые виды рыб, обитающие в рассматриваемых водоемах, попадают в водоприемные окна водозабор-

Таблица 6.25. Видовой состав молоди рыб в водозаборах дельты Волги (1989–1998 гг.) (по Костюрин, 2001)

Вид, семейство	Всего по дельте	
	млн экз.	%
Вобла	171,478	24,32
Плотва	8,921	1,26
Лещ	298,592	42,35
Густера	88,954	12,62
Жерех	0,143	0,02
Язь	4,315	0,61
Сазан	2,123	0,30
Белоглазка	0,029	0,01
Соба	5,824	0,83
Чехонь	0,409	0,06
Белый амур	1,195	0,17
Серебряный карась	10,177	1,44
Линь	18,600	2,64
Красноперка	43,583	6,18
Уклея	23,301	3,30
Всего карповых	677,644	96,11
Судак	1,846	0,26
Окунь	5,764	0,81
Берш	1,124	0,15
Всего окуневых	8,734	1,23
Сельдь-черноспинка	16,117	2,28
Килька обыкновенная	2,187	0,31
Всего сельдевых	18,304	2,59
Осетровые	0,01	0,01
Сомовые	0,207	0,02
Щуковые	0,082	0,01
Бычковые	0,033	0,01
Вьюновые	0,002	0,01
Миноговые	0,004	0,01
ИТОГО	705,020	100,00

ных сооружений. Для каждого региона (водного бассейна) имеются виды наиболее подверженные попаданию в водозаборы, к ним относятся: вобла (дельта Волги), судак (Нижняя Волга), бычок (р. Кубань), окунь (Верхняя Волга) и черноморско-азовская проходная сельдь (р. Дон). При этом для многих регионов характерен относительно высокий процент попадания в водозаборы судака и леща. Следует отметить, что даже для водозаборных сооружений, расположенных в одном регионе, видовой состав попавших в него рыб различен и определяется размещением водозабора относительно основных нерестилищ рыб и трасс их миграций.

Таким образом, в водозаборы попадают практически все виды рыб, обитающие в тот или иной период времени в зоне влияния водозаборного сооружения. Доля рыб определенных видов относительно общего количества попавших в водозабор в основном определяется их численностью в районе водозабора и особенностями поведения. При разработке и проектировании рыбозащитных сооружений на водозаборах, необходимо учитывать видовой состав рыбного населения водоема. При этом следует использовать такие принципы защиты, которые могут обеспечивать высокую выживаемость, в первую очередь, редких, исчезающих, эндемичных и ценных промысловых видов рыб.

6.3.1.3. Возрастной и размерный состав рыб

Возрастной диапазон рыб, попадающих в водозаборы, широк – от икры до половозрелых особей. На конкретном водозаборе возрастной состав погибших рыб в основном определяется их миграцией и сезонным графиком работы водозаборного сооружения. Существуют водозаборы с сезонным и круглогодичным режимами работы. Только в период поливного сезона работают ирригационные водозаборы, а промышленные, энергетические и коммунально-бытовые работают круглогодично. В течение года в результате кормовых, зимовальных, нерестовых и посленерестовых миграций рыб, а также покатных миграций молоди, количество рыб, их видовой и возрастной состав в районе водозабора постоянно меняются. Эти изменения, в сочетании с сезонным графиком работы водозаборного сооружения, и определяют возрастной и соответствующий ему размерный составы попавших в водозабор рыб.

Водозаборные сооружения сезонного регулирования обычно начинают свою работу с конца весны и продолжают ее до начала осени. Возрастной состав попавших в них рыб в основном определяется сроками начала и окончания этой работы. Если начало работы водозабора совпадает со сроком выклева личинок, то, безусловно, основу численности погибших рыб составят предличинки и ранние личинки. В случае, когда водозабор начинает свою работу после завершения первых этапов развития молоди рыб, соответственно меняется возрастной состав погибших рыб и снижаются масштабы их гибели. Это происходит вследствие естественного уменьшения численности молоди в водоеме и повышения ее плавательной и ориентационной способностей, что увеличивает вероятность успешного сопротивления действию водозаборных течений.

Таблица 6.26. Размерный состав рыб, попавших в водозабор Череповецкой ГРЭС, 1989 г. (данные Вологодского отделения ГосНИИОРХа)

Месяц	Доля (%) рыб от общего числа за год	Основной размер рыб, мм	Граничные размеры, мм
Январь	0,11	30–40	26–78
Февраль	0,35	30–45	26–72
Март	0,72	30–45	25–172
Апрель	0,79	35–45	26–100
Май	0,75	35–45	26–140
Июнь	0,22	35–45	21–340
Июль	52,24	20–25	16–112
Август	31,42	20–30	16–115
Сентябрь	7,08	25–30	21–105
Октябрь	4,95	25–35	21–75
Ноябрь	0,93	30–40	18–75
Декабрь	0,44	35–40	20–91

В водозаборы с круглогодичным режимом работы попадает молодь рыб практически на всех этапах онтогенеза, а также годовики и рыбы старших возрастов, включая половозрелых.

Для оценки размерного состава рыб, попадающих в водозабор с круглогодичным водопотреблением, воспользуемся данными Вологодского отделения ГосНИИОРХа, полученными на Череповецкой ГРЭС (р. Суда). В пробах 70% составляла укляя и плотва (табл. 6.26), в основном это были мальки. Попадание половозрелых особей приходилось на период с марта по сентябрь, но их доля в общей численности погибших рыб была незначительной.

Следует отметить, что несмотря на обилие имеющихся материалов по попаданию рыб в энергетические водозаборы, из-за несовершенства методов исследований, данные о гибели личинок рыб, к сожалению, отсутствуют. В результате, получить полную картину гибели рыб в течение года не представляется возможным. Однако мы уверены (раздел 6.2), что и в этих водозаборных сооружениях гибнет в основном ранняя молодь рыб.

Таким образом, основу численности погибающих в водозаборах рыб для большинства видов составляют личинки и мальки. Именно в расчете на них надо создавать надежные и эффективные конструкции рыбозащитных устройств.

6.3.1.4. Суточная динамика попадания рыб

Одной из наиболее важных закономерностей попадания молоди рыб в водозаборные сооружения является суточная ритмика этого процесса. Для водоемов с прозрачностью воды более 30 см по диску Секки характерно совпадение суточной ритмики попадания молоди рыб в насосные станции с суточной ритмикой покат-

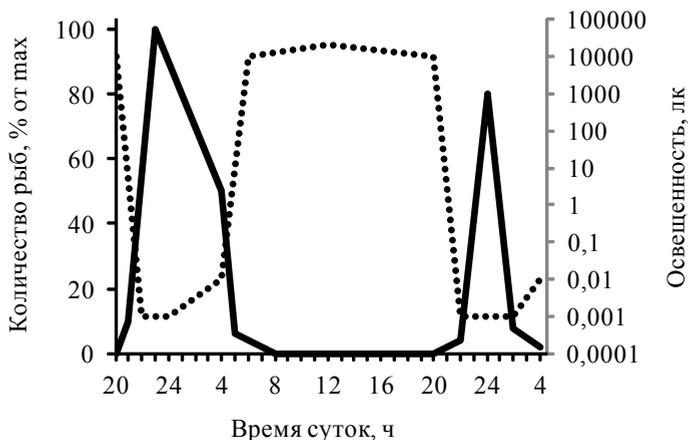


Рис. 6.40. Суточный ритм попадания молоди рыб в насосную станцию Кизанского рыбо-водного завода (дельта р. Волга) в июле 1964 г. (по Павлов, 1970)
 (—) – количество попавшей молоди рыб, (•••) – освещенность

ных миграций. Оба явления происходят в основном в темное время суток (в летний период с 21 ч до 4 ч). Чем крупнее молодь, тем позднее по времени суток и при меньшей освещенности начинается ее попадание в водозабор (Павлов, 1966, 1970, 1979; Павлов, Пахоруков, 1973, 1983). Типичная картина хода кривой суточного ритма попадания молоди для ряда водозаборов представлена на рис. 6.40.

Таким образом, приуроченность покатной миграции к темному времени суток приводит к увеличению интенсивности попадания молоди рыб в насосные станции. Для водоемов с относительно прозрачной водой (более 25–30 см по диску Секки) эта ритмика нашла подтверждение в работах многих исследователей, которые указывают, что от 60 до 97% молоди попадает в водозабор в темное время суток (Щетинина, 1959; Нусенбаум и Кулиш, 1960; Демченко, 1973; Озинская и др., 1974; Верзин, Гламазда, 1975; Хамидов, 1975; Фильчагов, 1980; Извольский, Эрслер, 1978; Коваль, 1978; Жидовинов, 1985; Жидовинов и др., 1985; Дегтярева и др., 1987 и многие другие). Суточная ритмика попадания молоди рыб в водозабор не наблюдается или слабо связана с освещенностью в водоемах с мутной водой (Павлов, Пахоруков, 1983).

6.3.1.5. Другие закономерности попадания рыб в водозаборные сооружения

Исследования влияния различных характеристик ирригационных каналов и их оголовков на попадание рыб были проведены в 1951–1952 гг. Дж. Спидлером (Spindler, 1955). Он не отмечает связь между расположением и конструкцией оголовков, скоростью забора воды и попаданием рыб. В то же время он указывает, что попадание рыб усиливалось с увеличением расхода воды в канале и было наибольшим в водозаборах, расположенных в излученных реки. В противоположность данным Дж. Спидлера, Д. Керр (Kerr, 1953) на большом материале доказывает

влияние скорости забора воды на интенсивность попадания молоди (рис. 6.41). Последней точки зрения придерживается и К.Ф. Химицкий (1971). С целью исследования влияния гидравлической структуры течений перед оголовком на попадание молоди Д.С. Павловым и В.К. Фоминым (1980) были проведены исследования в экспериментальных условиях. Гидравлическая картина у входа в водозаборную трубу характеризовалась очень резким возрастанием скорости в зоне влияния водоприемника – от нескольких до десятков сантиметров в секунду. При скорости течения 49 см/с скорость всасывающего потока в 5 см от оголовка была уже меньше 2 см/с, т.е. приближалась к пороговым значениям для подопытных рыб. Молодь, проходя вблизи оголовка, случайно входила в зоны скоростей, превышающих максимальные значения для рыб, не успевала сориентироваться, в результате чего и попадала в водозабор. Применение в опытах специальных насадок (воронок) позволило создать перед трубой зону с более плавным градиентом потока. Рыбы, попадая в эту зону, могли своевременно сориентироваться и выйти из-под воздействия водозаборного потока. В результате попадание молоди рыб даже в темноте уменьшалось в 8 раз по сравнению с трубой без насадки. Эти эксперименты, возможно, позволяют объяснить наблюдаемые А.Н. Державиным (1915) и В.Н. Беляевым (1933) различия (в 3,5 раза) в интенсивности попадания молоди рыб в выносные трубные водозаборы (с резким градиентом течений на входе) и береговые каналные водозаборы (с плавным градиентом).

По нашим наблюдениям, на Нижней Волге и в Волгоградском водохранилище насосные станции, забирающие воду из прибрежных отмельных участков реки и мелководных заливов, т.е. из мест, где обычно держится молодь, наносят больший вред, чем станции, забирающие воду на значительном расстоянии от берега или с глубины (Павлов, 1966в). Так, например, в июне 1965 г. в Олинскую оросительную систему в дельте Волги при расходе 12 м³/с за сутки попадало около 200 тыс./экз. молоди рыб. Когда этот водозабор был перенесен из реки в мелководный залив (июль 1970 г.), то попадание рыб в оросительную систему возросло в несколько раз (до 3 млн экз.) (Павлов, Пахоруков, 1983).

Расположение оголовка имеет большое значение и при заборе воды из водохранилища. Так, Л.П. Фильчагов (1980) отмечает, что в прибрежный водозабор Северо-Крымского канала в 1976 г. в период наиболее интенсивного попадания (июнь–август) на 1 м³/с производительности водозабора попадало плотвы 2313 экз., тогда как в глубоководный водозабор Каховской оросительной системы – только 390 экз.

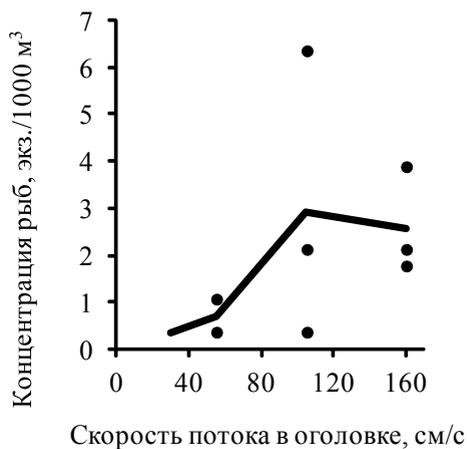


Рис. 6.41. Изменение интенсивности попадания молоди в зависимости от скорости забора воды (по Керг, 1953)

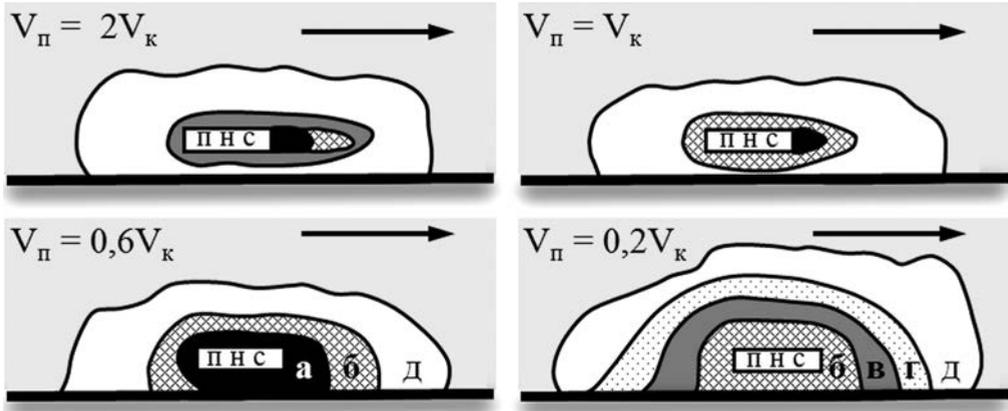


Рис. 6.42. Дневное распределение молоди рыб на прилегающем к насосной станции участке естественного водотока (по Ващинников, 1986)

Концентрация рыб: **а** > 1000 экз./м³ > **б** > 100 экз./м³ > **в** > 10 экз./м³ > **г** > 1 экз./м³ > **д**; $V_{\text{п}}$ – скорость речного потока, м/с, $V_{\text{к}}$ – критическая скорость течения для рыб; ПНС – плавучая насосная станция; \longrightarrow – направление течения

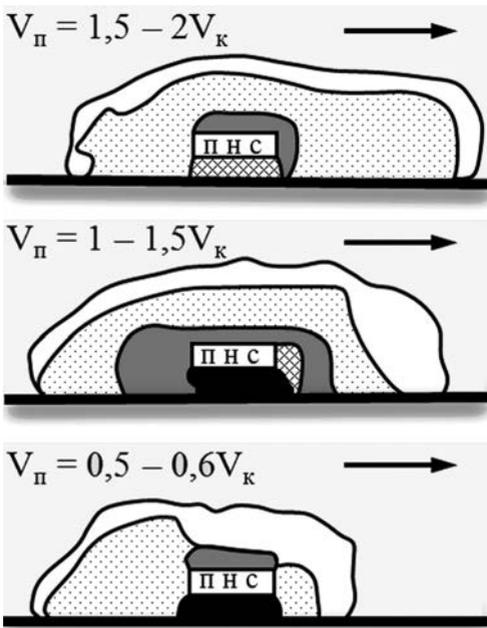


Рис. 6.43. Ночное распределение покатной молоди рыб на прилегающем к насосной станции участке естественного водотока при штатном освещении на станции (освещенность > 40 лк) (по Ващинников, 1986)

Обозначения как на рис. 6.42

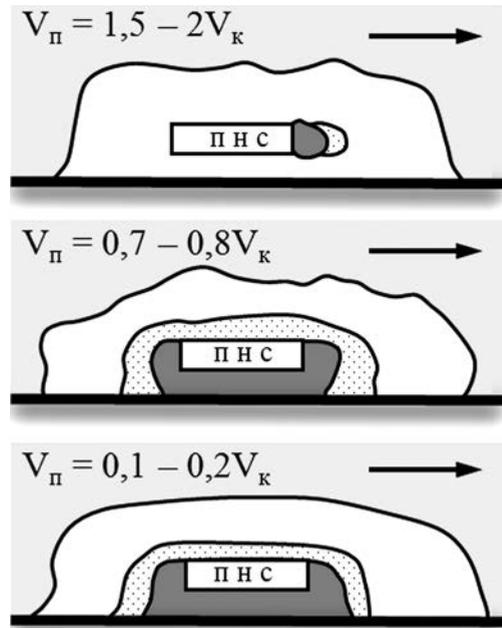


Рис. 6.44. Ночное распределение покатной молоди рыб на прилегающем к насосной станции участке естественного водотока (освещенность < 0,001 лк) (по Ващинников, 1986)

Обозначения как на рис. 6.42

Установлено, что подводные и надводные элементы оголовков водозаборов, корпуса плавучих насосных станций и подводящие каналы водозаборных сооружений оказывают значительное влияние на поведение и распределение молоди рыб как в реках, так и в озерах и водохранилищах (Павлов, Пахоруков, 1983; Pavlov, 1989). Это выражается в длительной задержке и накоплении покатной молоди в этих районах. При испуге, утомлении, изменении освещенности происходит снос этих рыб течением и массовое попадание в водозаборные сооружения. Основным условием образования таких скоплений является наличие реоградиентных и фотоградиентных полей в зоне расположения водозаборов. Как показали исследования А.Е. Ващинникова (1986) на Нижней Волге на плавучей насосной станции «Сырин-2», установленной в русле, по характеру поведения рыб на прилегающем к водозаборному сооружению участке естественного водотока можно выделить три специфичные зоны: первая зона – первичного реагирования рыб; вторая зона – интенсивного перераспределения рыб в сторону плавучей насосной станции; третья зона – задержки и накопления рыб. Протяженность этих зон зависит от скорости транзитного потока, плавательной способности рыб и условий зрительной ориентации. Изменение концентраций молоди рыб в зависимости от скорости течения в дневное и ночное время показано на рис. 6.42–6.44.

Максимальный эффект перераспределения, задержки и накопления в реке наблюдается при скорости транзитного потока $V_t = 0,5-0,7 V_k$ и при ночном эксплуатационном освещении водозабора (Ващинников, 1986). Так, при освещении до 40 лк непосредственно у сооружения плотность скоплений на Нижней Волге у плавучей насосной станции «Сырин-2» в ночной период достигает 50–80 тыс. экз./м³. Ночью при миграции рыб у таких станций в реке задерживается до 80% молоди, скатывающейся у берега, где установлен водозабор. При отключении света молодь сносится течением, концентрация рыб у сооружения выравнивается и приближается к естественной.

Анализ приведенных закономерностей попадания рыб в водозаборные сооружения позволяет раскрыть основные причины и механизмы данного явления, так необходимые для разработки научных основ применения рыбоохранных мероприятий и создания эффективных конструкций рыбозащитных сооружений.

6.3.2. Причины и механизмы попадания молоди рыб в водозаборные сооружения насосных станций и в ирригационные каналы

Очевидно, что попадание рыб в водозаборные сооружения возможно лишь при условии их нахождения в зоне действия таких сооружений. Фактически, рассматриваемый процесс – результат взаимодействия пространственно-временной структуры распределения рыб в водоеме со структурой водозаборных течений, поэтому для понимания причин попадания чрезвычайно важно иметь представление об этом взаимодействии. Конкретные данные по вертикальному и горизонтальному распределению молоди, по суточной и сезонной динамике ее распределения рассматривались выше (раздел 6.2.1) и имеются в специальных работах (Пав-

лов, 1979; Павлов, Пахоруков, 1983; Павлов, Лупандин, Костин, 1999; Жидовинов и др., 1985; Дегтярева, 1991 и др.).

Однако наличие рыб в зоне влияния водозабора еще не означает, что они в него обязательно попадут, так как взаимодействие рыб с водозаборными течениями – сложный процесс, обусловленный действием абиотических и биотических факторов, которые в свою очередь определяют действие причин и механизмов данного явления.

Например, при изучении попадания рыб ($\Pi_{\text{рыб}}$) в открытые оголовки водозаборных сооружений, было установлено, что процент попадания молоди рыб в водозабор относительно их количества в районе оголовка, зависит от скорости течения в реке и возможности рыб сопротивляться этому течению. С увеличением относительной скорости $V_{\text{п}}/V_{\text{к}}$ наблюдается увеличение процента $\Pi_{\text{рыб}}$ в открытый всасывающий оголовок, при дальнейшем росте этого отношения скоростей процент $\Pi_{\text{рыб}}$ снижается. Этот пример показывает, как неодинаково изменение условий забора воды влияет на $\Pi_{\text{рыб}}$ в водозаборы. Объяснить данное явление можно с позиций действия биотических и абиотических факторов, влияющих на попадание молоди рыб в водозаборы. С одной стороны, при низких скоростях течения незначительное $\Pi_{\text{рыб}}$ в водозабор объясняется действием биотических факторов, обуславливающих активный уход рыб из зоны влияния водозабора. Для них это энергетически возможно ввиду относительно малого значения $V_{\text{п}}/V_{\text{к}}$. При увеличении относительной скорости течения не все рыбы могут уйти из этой зоны и процент их попадания в водозабор растет. Дальнейший рост относительной скорости течения в районе оголовка водозабора накладывает на процесс попадания в него рыб действие абиотических факторов, обусловленных изменением экологических условий изъятия стока. Так, расчеты показывают, что, при прочих равных условиях, размеры зоны влияния водозабора с увеличением скорости течения в водотоке уменьшаются. Соответственно, уменьшается и количество рыб, попадающих в эту зону, и далее в водозабор – т.е. сильное течение просто проносит рыб мимо водозабора. При таком уменьшении размеров зоны влияния вероятность ухода рыб из нее возрастает, что и приводит к снижению процента попадания молоди рыб в водозабор.

При работе водозаборов в водоемах появляются новые течения, на которые рыбы реагируют так же, как на стоковые – это ветровые и сгонно-нагонные течения, поэтому здесь в поведении молоди обнаруживаются многие закономерности, характерные для поведения покатной молоди в водотоках.

Анализ результатов исследований показывает, что попадание рыб в водозаборные сооружения тесно связано с их покатыми миграциями. Одним из доказательств этого может служить совпадение суточной ритмики попадания молоди рыб в насосные станции с суточной ритмикой покатных миграций в водотоках с прозрачной водой.

Не вызывает сомнения тот факт, что попадание рыб в водозаборные сооружения носит в основном не случайный, а закономерный характер, причем это, на наш взгляд, относится не только к личинкам и малькам, но и к половозрелым особям.

Для управления поведением рыб в зоне действия водозаборных сооружений не меньший интерес представляет то, с какой именно формой покатных миграций (пассивной или активной) связано попадание рыб. Установлено (Павлов, 1966, 1970, 1979), что попадание молоди в водозаборы, так же, как и покатные миграции, связано, с одной стороны, с физической невозможностью сопротивляться течению, а с другой – с отсутствием условий для ориентации рыб в потоке, и, в первую очередь, с отсутствием условий для зрительной ориентации. Например, на молоди воблы и леща было прослежено, что величины освещенностей, при которых у них начинается массовое попадание в водозаборные сооружения, соответствуют пороговым величинам освещенностей для оптомоторной реакции (зрительный механизм ориентации). Так, было установлено, что резкое увеличение количества попавшей в водозабор молоди воблы длиной 7–12 мм происходило при освещенности порядка 1–0,1 лк; длиной 15–25 мм – при 0,01–0,0001 лк; длиной 25–30 мм – при $< 0,001$ лк (Павлов, 1979). Пороговые величины освещенности для оптомоторной реакции у молоди воблы указанных размеров также лежат в пределах приведенных диапазонов освещенности. Эксперименты, проведенные с молодью, прошедшей через водозаборное сооружение, показали, что при восстановлении условий зрительной ориентации она имела выраженную реореакцию и выдерживала значительные скорости течения.

Таким образом, основной причиной попадания молоди рыб в водозаборные сооружения является ее пассивный снос потоком воды (пассивный тип попадания). Другая причина – активное движение рыб по течению (активный тип попадания) – встречается (за исключением лососевых видов рыб) достаточно редко, при этом масштаб гибели рыб в водозаборах обычно незначителен. Механизмы реализации причин и условия, приводящие к появлению этих двух типов попадания рыб, систематизированы и представлены в таблице 6.27.

Для предличинок некоторых видов рыб (сельди, окуня, судака и ряда карповых) и личинок на первых этапах развития основным механизмом попадания в водозаборные сооружения является физическая невозможность сопротивляться течению. У личинок и ранней молоди костистых рыб ведущим механизмом их попадания в водозаборы в сумеречно-ночной период в водоемах с прозрачной водой и круглосуточно в мутных потоках является отсутствие условий для зрительной ориентации. У поздней молоди костистых рыб, по-видимому, значительную роль при попадании в водозаборные сооружения играют такие механизмы, как уменьшение количественных показателей реореакции при ухудшении условий зрительной ориентации, уменьшение общей двигательной активности и плавательной способности под влиянием некоторых абиотических факторов, особенно при снижении температуры воды в холодное время года.

На ранних периодах развития (предличинки, ранние и поздние личинки, ранние мальки) попадание в водозаборные сооружения связано с первым и вторым типами миграций (соответственно, с немотивированной и генетически обусловленной миграцией) (см. табл. 6.2) В более поздние периоды развития (поздние личинки, мальки, у лососевых и некоторых других рыб с возраста (0+) до возраста смолтификации включительно) попадание в водозаборы связано с третьим

Таблица 6.27. Типы и механизмы попадания молоди рыб в водозаборные сооружения (по Павлов Пахоруков, 1983)

Тип попадания	Механизмы попадания молоди	Стадии развития рыб	Условия, при которых происходит попадание рыб в водозаборы	Период попадания в течение суток
Пассивное попадание (снос молоди по течению)	1. Отсутствие условий для ориентации	1. Личинки и ранняя молодь костистых рыб с ведущим зрительным механизмом ориентации 2. Личинки и ранняя молодь осетровых с ведущим тактильным механизмом ориентации На всех этапах развития	Освещенность ниже пороговой для оптомоторной реакции	Сумеречно–ночной
	2. Уменьшение количественных показателей реореакции при ухудшении условий зрительной ориентации		Прекращение тактильного контакта с дном. Подъем от дна или вынос рыб в толщу воды 1. Снижение прозрачности воды > 20–30 см, по диску Секки 2. Отсутствие достаточной освещенности на водоемах с прозрачностью воды > 20–30 см, по диску Секки	Круглосуточно Сумеречно–ночной
	3. Физическая неспособность сопротивляться потоку	1. Предличинки и молодь на первых этапах личиночного развития 2. Более взрослая молодь	Попадание рыб в зону потока со скоростями выше критических	Круглосуточно
Активное попадание (активное движение рыб по течению)	4. Уменьшение плавательной способности. Миграционное состояние	На всех этапах развития	Изменение абiotических и биотических факторов и физиологического состояния рыб	Светлое время суток или круглосуточно
	1. Реакция испуга	На всех этапах развития	Реакция на хищника и другие внезапные раздражители	Процесс случаен
	2. Реакция следования	С момента стаеобразования	Ухудшение условий существования	Светлое время суток
	3. Отрицательная реореакция	Поздние личинки, мальки, молодь старших возрастных групп, включая смолтов у лососевых и др. рыб.	Изменение мотивационного состояния	Круглосуточно

типом покатной миграции (эпигенетически обусловленная, мотивированная миграция).

Весной довольно закономерный характер носит попадание в водозаборы половозрелых рыб. Это связано, в первую очередь, с их преднерестовым и посленерестовым состоянием, и, в частности, с покатной миграцией отнерестившихся производителей у которых резко снижается плавательная способность.

Знание причин и механизмов попадания рыб в водозаборные сооружения определяют подход к созданию надежных и эффективных мероприятий и сооружений по защите рыб на водозаборах.

РЕЗЮМЕ

Покатные миграции молоди – важное звено жизненного цикла многих рыб – проявляются в движении молоди вниз по течению от нерестилищ к местам нагула. Их адаптивное значение связано с использованием трофической части ареала. Сохранение естественного воспроизводства рыб в условиях зарегулирования стока и водопотребления невозможно без сохранения этих миграций и жизнеспособности покатной молоди рыб.

Выделены три уровня механизмов покатных миграций. Механизмы первого уровня создают предпосылки миграций, обеспечивая пелагическое распределение особей. Они связаны с комплексами морфологических адаптаций и врожденных поведенческих реакций. Эти реакции могут иметь как неспецифический, так и специфический (целевой) характер. Механизмы второго уровня при наличии течения реализуют потенциальную возможность миграции, заложенную в распределении рыб. Они связаны с торможением или «нейтрализацией» реореакции. При этом формы передвижений мигрантов могут быть пассивными, активно-пассивными и активными. Механизмы третьего уровня формируют пространственное распределение уже скатывающихся рыб и могут быть как физическими (гидродинамическими), так и биологическими.

Не вызывает сомнения принципиальная общность всех трех уровней механизмов покатных миграций в лимнических и лотических водоемах. Однако в водохранилищах и озерах условия для их проявления несколько отличаются от речных из-за особенностей формирования стока, характера течений и условий ориентации. Особенно следует обратить внимание на то, что ветровые и компенсаторные течения, в сочетании с вертикальными суточными миграциями рыб, могут не только изменить скорость миграций к району изъятия стока, но и направление. Миграция может быть ускорена, замедлена или предотвращена, тогда как в реках условия для ее возникновения всегда имеются, поэтому третий уровень механизмов миграции играет в лимнических водоемах большую роль, чем в лотических.

Взаимодействуя между собой, отдельные элементы поведения и механизмы разных уровней формируют три типа причинно-следственных связей, ведущих к возникновению покатных миграций и к попаданию молоди рыб в водозаборные

сооружения. Первый тип – немотивированная покатная миграция, которая не связана с возникновением какого-либо миграционного состояния. Ее механизмами являются жестко запрограммированные неспецифические полифункциональные морфологические адаптации и поведенческие реакции (предличинки и ранние личинки). Второй тип – генетически обусловленная, мотивированная покатная миграция. Ее механизмы представлены физиологическими адаптациями (в том числе, миграционным состоянием) и специфическими поведенческими реакциями (личинки и ранние мальки). Третий тип – эпигенетически обусловленная, мотивированная покатная миграция. Это поведенческий ответ на эпизодически возникающее ухудшение условий существования (поздние личинки, мальки, молодь старших возрастных групп; у лососевых включая период смолтификации).

У разных видов рыб в процессе эволюции сложились свои специфические черты миграционного поведения в период покатных миграций, поэтому закономерности сезонной и суточной динамик миграций, горизонтального, вертикального и продольного распределения покатной молоди значительно отличаются у рыб разных видов. Кроме того, они также (иногда коренным образом) изменяются в процессе онтогенеза. Многообразие поведенческих механизмов и их связь со многими факторами среды создают высокую адаптивную пластичность покатных миграций, которая в ряде случаев является функциональной основой внутривидовой дифференциации рыб.

Попадание молоди рыб в водозаборные сооружения, в том числе турбинные водозаборы ГЭС, носит массовый характер и отражает закономерности их покатных миграций, включая суточную и сезонную ритмику, а также пространственно-временную структуру распределения молоди. Установлено, что ведущим фактором покатной миграции туводных рыб из водоемов с замедленным водообменом является экологическая зональность изъятия стока, которая определяет степень воздействия стокового течения на отдельные экологические зоны водоема. От экологической зональности зависит, какие рыбы, благодаря их поведению и распределению, окажутся в районе изъятия стока и насколько успешно они смогут противостоять стоковому течению.

Для водоемов с замедленным водообменом выделены пять типов распределения молоди: монозональный пелагический; монозональный литоральный; монозональный бентальный; полизональный постоянный; полизональный временный. Наибольшая часть популяции выносятся у видов, обитающих в пелагиали водохранилищ, затем у видов, обитающих в сублиторали и батии, а наименьшая часть – у видов преимущественно обитающих на литорали, в прибрежно-зарослевых участках. Такая последовательность определяется, с одной стороны, постепенным ослаблением воздействия стоковых течений, а с другой – соответствующим улучшением условий ориентации. Экологическая зональность изъятия стока и закономерности распределения рыб дают возможность качественного прогнозирования ряда показателей покатной миграции молоди из озер и водохранилищ.

Зарегулирование стока влечет за собой следующие изменения: обеднение видового и количественного состава покатников; скат молоди на более поздних

этапах развития; ее аккумуляцию или у ряда видов задержку в водохранилище; гибель или травмирование рыб при скате через плотину; изменение пространственной и временной структуры покатной миграции на участках ниже плотины.

Массовое травмирование и гибель покатников при скате через турбины ГЭС обусловлены многими факторами (изменение давления, кавитация, турбулентность, контакт с элементами турбины) и зависит от вида рыб и их размера. Сила воздействия этих факторов, и, следовательно, степень травмирания и смертности определяются напором на ГЭС, типом турбин и режимом их работы. Больше травм наблюдается при увеличении напора и при использовании радиально-осевых турбин. Негативное воздействие снижается при работе агрегатов в области максимальных КПД и при использовании капсульных турбин.

Попадание молоди рыб в водозаборные сооружения и ее скат через плотины является, как правило, следствием покатных миграций, поэтому, знание закономерностей этих миграций – важнейшая составляющая биологических основ защиты рыб и обеспечения их миграций в условиях зарегулирования и изъятия стока.

* * *

Downstream migration of juveniles is an important component of life history strategy in many fish species. This migration involves the transition of juvenile individuals down the stream from spawning sites to feeding areas. Its adaptive significance is the optimization of the trophic part of the range. Conservation of the natural reproduction of fish under increasing flow regulation and water withdrawal is impossible without protecting such migrations and ensuring viability and non-injury of the migrating individuals.

Three global levels of the downstream migration have been identified. Mechanisms of the first level provide for the prerequisites for the migration, facilitating pelagic distribution of the individuals. They are associated with morphological adaptations and innate behavioural responses. These responses could be either non-specific or specific. Provided there is a current, mechanisms of the second level realize the migration potential into the fish distribution. Such mechanisms are linked with the inhibition or neutralization of the rheoreaction. Migrants could move passively, actively-passively or strictly actively. Mechanisms of the third level are involved in the development of the spatial distribution of migrating fish. They could be physical (hydrodynamic) or biological.

It seems obvious that the similar levels and mechanisms are involved in the downstream migration in limnic and lotic water bodies. Nonetheless, migration conditions in reservoirs and lakes significantly differ from those in rivers due to differences in the flow development, patterns of currents and conditions for the fish orientation. Importantly, wind driven and compensatory currents could affect diurnal vertical migrations of fish, thereby altering not only the speed of migration to the water intake areas, but even its direction. Migrations could be accelerated, decelerated or even blocked. In contrast the main prerequisite for such migrations, the current, is always available in rivers. This is why the third level plays a more significant role in limnic than in lotic water bodies.

Interactions between different behavioural patterns and mechanisms at different levels produce three types of cause-effect relations that bring about the downstream migration and entrainment of juvenile fish in water intakes. The first type is the spontaneous downstream migration, not associated with any specific migration state. Its basic mechanisms involve rigid innately preprogrammed nonspecific multifunctional morphological adaptations and behavioural responses (prolarvae and early larvae). The second type encompasses downstream migrations that are determined genetically and specifically motivated. Their mechanisms involve both physiological adaptations (including the migration state and condition) and specific behavioural responses (larvae and early fry). The third type includes epigenetically motivated downstream migrations. Their mechanisms involve behavioural responses to periodic deterioration of the environmental conditions (late larvae, fry, juveniles of older age groups, smoltification in salmonids).

Different fish species developed specific strategies of migration behaviour. Therefore, their diurnal and seasonal patterns, vertical, horizontal and longitudinal distribution of migrating juveniles significantly differ across species. Additionally, they could change (in some cases, substantially) during the ontogeny. The diversity of behavioural mechanisms and their relationships with many environmental factors provides for substantial adaptive plasticity of downstream migrations, which in some cases is heavily involved in within-population differences in fish.

Entrainment of juvenile fish in water intakes, especially turbines of hydropower stations, is observed at a substantial scale. This depends on the basic patterns of the fish downstream migrations, their diurnal and seasonal rhythm, as well as spatio-temporal distribution of juvenile fish. It was found that the main factor of the downstream migration of nonmigratory fish from water bodies with slow water exchange is ecological zonality in water intakes determining the effects of the current on specific ecological zones of the water body. In particular, it determines which fish, due to their behaviour and distribution, will move to the water intake area and the success of their resistance to the intake current.

Five types of juvenile distribution are defined in water bodies with slow water replacement: unizonal pelagic; unizonal littoral; unizonal benthal; polyzonal constant; polyzonal temporal. The species inhabiting the pelagial of reservoirs are characterized by the most significant entrainment; they are followed by sublittoral and bathial species. On the other hand, the lowest entrainment is observed in species inhabiting littoral, especially near-shore vegetation. Such a pattern is determined by the successive weakening of discharge flow and, on the other hand, by the respective improvement of the orienting conditions. Knowledge of the ecological zones in the area of water intake and the patterns of fish distribution allows for quantitative forecast of the downstream migration of juvenile fish from lakes and reservoirs.

Flow regulation brings about the following negative effects: reduction of the species diversity of the migrating fish; starting migration at later stages of the ontogeny; accumulation of juveniles or, in some species, their arrest in the reservoir; death or injury of fish during their transition through the dam; alteration of the spatial and temporal structure of the downstream migration under the dam.

The extent of the injury and death of juvenile fish during their downstream migration through turbines of hydropower stations depends on the species and individual size of the fish. These negative effects are caused by various factors, including rapid change of hydrostatic pressure, cavitation, turbulence, collisions with the turbine. The importance of these factors and, therefore, the levels of injury and death, are linked with the water head at the hydropower station, turbine construction and arrangement, as well as with

ГЛАВА 7

ЗАЩИТА РЫБ ОТ ПОПАДАНИЯ В ВОДОЗАБОРНЫЕ СООРУЖЕНИЯ

Как было показано в предыдущей главе, в водозаборных сооружениях гибнет огромное количество покатной молоди. Для предотвращения этой гибели разрабатывают различные меры по защите рыб. В данной главе рассматриваются как теоретические, так и практические подходы к защите рыб – принципы и способы защиты, проводимые рыбозащитные мероприятия, устройства, применяемые для защиты молоди от попадания в водозаборные сооружения на насосных станциях, ирригационных каналах и гидроэлектростанциях, а также приводятся данные по эффективности защиты молоди рыб.

7.1. ПРИНЦИПЫ ЗАЩИТЫ РЫБ

Защита рыб от попадания в водозаборные сооружения сводится к управлению движением биологического объекта. При этом рыбы могут рассматриваться как:

- система живых организмов, имеющая определенную пространственно-временную структуру;
- живые организмы, немедленно отвечающие поведенческими реакциями на предъявляемые им раздражители;
- физические тела, характеризующиеся дискретностью, определенными размерами, плотностью и другими физическими свойствами.

Изложенные выше представления являются тем методическим подходом, который позволил Д.С. Павлову и А.М. Пахорукову (1973) выделить три принципа защиты рыб от попадания в водозаборы.

Экологический – использование закономерностей, связанных с образом жизни рыб (распределением, миграциями) и особенностями их попадания в водозаборные сооружения;

Поведенческий – использование поведенческих реакций рыб на те или иные раздражители (световые, акустические, электрические, гидродинамические, барические и другие физические поля);

Физический – использование ряда физических явлений при условии сохранения жизнеспособности рыб (задержание их механическими преградами, использование разницы между величинами плотности воды и тела рыб и другие).

Принципы являются высшей (первой) категорией понятий рыбозащиты, отражающей методологический подход к решению проблемы. Следующей (второй) категорией являются **способы защиты**, выбор которых базируется на отдельных принципах или их совокупности. Способы защиты представляют собой решения, определяющие характер воздействия на объект защиты (механизм управления). Третью категорию понятий рыбозащиты составляют **мероприятия и устройства**, основанные на способах защиты и являющиеся организационным или конструктивным оформлением принятого решения.

К настоящему времени в мире создано большое разнообразие конструкций РЗУ. Только в России за последние 50 лет Государственным комитетом по делам изобретений зарегистрировано более 100 авторских свидетельств и патентов. Исходя из предложенных категорий защиты, Д.С. Павловым и А.М. Пахоруковым (1973, 1983) был проведен анализ имеющегося многообразия конструкций и предложена классификация принципов, способов и групп по защите рыб от попадания в водозаборные сооружения. Эта классификация с некоторыми изменениями и добавлениями приведена в таблице 7.1. При этом мы в основном ограничились теми способами и устройствами, которые прошли производственную проверку или имеют реальные перспективы внедрения в производство.

Способы защиты (вторая категория) можно разделить на три группы, соответствующие принципам защиты. В ряде случаев РЗУ, основанное на одном из принципов, может эксплуатироваться в режимах, при которых дополнительно реализуется какой-либо другой принцип. Например, в сетчатых РЗУ при скорости фильтрации выше критической может использоваться не только поведенческий, но и физический принцип. Мы сочли нецелесообразным выделение таких РЗУ в специальную группу комбинированных способов и рассматриваем их в соответствии с ведущим принципом защиты (табл. 7.1).

Классификация в пределах третьей категории (устройства и мероприятия) носит в значительной степени субъективный характер, так как эти устройства характеризуются рядом равноправно существующих признаков. Такая классификация будет зависеть от точки зрения создающего ее специалиста (биолог, гидравлик, конструктор, материаловед, экономист и т.д.). Основываясь на выделенных нами способах защиты и установившейся терминологии, мы сочли возможным выделить ряд групп устройств и мероприятий, которые и будут рассмотрены в дальнейшем.

Следует отметить, что существуют и иные классификации рыбозащитных сооружений. Первая из них составлена Л.М. Нусенбаумом, которая вошла в разработанные им «Временные положения по проектированию рыбозащитных устройств водозаборных сооружений» (1972). Они классифицировались и подразделялись по принципу действия на три группы: механические, гидравлические и физические заграждения. В.Н. Киселев-Цецхладзе, Г.С. Муравенко и Н.В. Санадзе (1979) предложили классификацию, подразделяющую рыбозащитные сооружения на три категории: отпугивающие, отцеживающие и отводящие. Б.С. Малеванчиком переложена классификация (СНиП 2.06.07-87), основанная на разделении РЗУ в за-

Таблица 7.1. Классификация принципов, способов и групп устройств по защите рыб от попадания в водозаборные сооружения
(по Павлов, Пахоруков, 1983)

Принцип защиты	Группа способов	Подгруппа способов	Способ	Группа устройств и мероприятий
1	2	3	4	5
Экологический	Экологические	Пространственные	Регулирование водопотребления по акватории	Ограничения изъятия воды: на нерестилищах; на участках откорма и путях миграций; в устьевых участках
			Зональное регулирование водопотребления	Ограничение водопотребления из литоральной зоны; оголовков с переменной зоной забора воды; ограничение изъятия воды по вогнутому берегу излучин рек
			Вертикальное регулирование водопотребления	Расположение оголовков в горизонте с минимальной концентрацией молоди; запани и отбойный козырек; гидравлический козырек и зонтичные РЗУ; оголовков с переменной глубиной забора воды; ковши с верховым и низовым питанием
		Временные	Суточное регулирование водопотребления	Ограничение ночного забора воды; гидроаккумулирующие бассейны
			Сезонное регулирование водопотребления	Ограничение забора воды в пике попадания молоди; гидроаккумулирующие водоемы
		Физический	Физические	
	Сепарационный			Вихревые камеры с циркуляционной сепарацией; сепараторы с потокоформирующими элементами
	Эрлифтный			Воздушная завеса
Поведенческий	Поведенческие	Апеллентные	Световой	Светильники, отвлекающие от водозабора
		Ориентационные	Световой	Система светильников и зрительных ориентиров
			Барический	Шахтный заградитель; плунжерное устройство; камера с избыточным давлением
			Реоградиентный	Реоградиентные гребенки; асимметричный ленточный потокообразователь

Таблица 7.1. Окончание

1	2	3	4	5
Поведенческий	Поведенческие	Ориентационные	Гидравлический	Искусственная излучина; струеотклоняющие «лопатки Потапова»; вертикальный рыбоконцентратор; оголовки с турбулизаторами
		Репеллентные	Световой	Светильники, отпугивающие от водозабора
			Электрический	Двухрядный электрорыбозаградитель; однорядный электрорыбозаградитель (ЭРЗУ-1 и др.); рыбозаградитель импульсного униполярного тока; ПИРС
			Звуковой	Вихревой излучатель; звучащие пластины
			Тактильно-гидравлический с проницаемыми преградами	Проницаемые фильтры с наполнителем; цепи и тросы; нитевидные щетки; воздушно-пузырьковые завесы; сетки, проницаемые для рыб; стержни; жалюзи; вертикальные вращающиеся щетки
			Тактильно-гидравлический с непроницаемыми преградами	Фильтрующие РЗУ (фильтры, сетки): а) без рыбоотвода (ряжевые, кассетные фильтры; фильтрующие дамбы; плоские сетки без рыбоотвода; сетчатые барабаны различной конструкции с принудительной очисткой; лопастной самовращающийся рыбозащитный барабан; рыбозащитный барабан ARS; рыбозащитный оголовок – РОП); б) с рыбоотводом и защитным полотном, перпендикулярным к потоку; в) с рыбоотводом и косо расположенным защитным полотном (сетчатые вращающиеся барабаны с рыбоотводом; вертикальная и горизонтальная косо расположенные плоские сетки; вертикальная и горизонтальная косо расположенные вращающиеся сетные ленты; конусные сетчатые рыбозащитные устройства; конический многосекционный рыбозаградитель и др.)

висимости от типа рабочего органа, непосредственно осуществляющего рыбозащитную функцию – заградительные, отводящие, отгораживающие (в актуализированной версии СНиП, СП 101.13330. 2012 г. четкая классификация рабочего органа отсутствует).

Имеется еще ряд предложений по классификации рыбозащитных сооружений. Например, А.Е. Яковлев и А.Ш. Барекян (1997) предложили классифицировать РЗУ по аналогии с классификацией водозаборных сооружений. Г.Н. Ряховская (1987) рассмотрела основные принципы рыбозащиты на водозаборах гидроэлектростанций. Рыбозащитные сооружения в классификации П.А. Михеева (2000) делятся на заградительные, оградительные, перераспределяющие, направляющие и комплексные.

Авторы этих классификаций, как правило, не выделяют рыб в качестве объекта управления и, соответственно, игнорируют основные свойства этого объекта и возможные принципы рыбозащиты. Без правильного понимания принципов защиты невозможно проводить разработку рыбоохранных мероприятий и рыбозащитных устройств, а также осуществлять поиск оптимальных режимов работы для применяемых конструкций, так как без этого мы опять столкнемся с таким эмпирическим подходом, который долгое время был главенствующим при решении проблемы рыбозащиты и не принес ожидаемых результатов.

Ниже весь материал излагается, исходя из классификации, приведенной в таблице 7.1.

7.2. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ РЫБОЗАЩИТНЫХ УСТРОЙСТВ

Прежде чем перейти к рассмотрению отдельных способов и устройств по защите рыб, необходимо обсудить различные подходы к оценке их эффективности.

Сохранение жизнеспособности защищаемых рыб является основным условием применения РЗУ. Однако в «Методических указаниях по работе контрольно-наблюдательных пунктов» (1970) эффективность защиты было рекомендовано определять по формуле, не содержащей показатель выживаемости защищаемых рыб ($K_{эф}$):

$$K_{эф} = [(n_2 T - n_1 T) (n_2 T)^{-1}] 100, \quad (7.1)$$

где $n_2 T$ и $n_1 T$ – количество рыб, попадающих в водозабор за расчетный период времени T , соответственно, с работающим и неработающим РЗУ.

Для оценки действия струереактивного заградителя А.И. Симоненко (1971) и В.Н. Киселев-Цецхладзе (1974) применили аналогичный, по сути, показатель – коэффициент надежности, в котором также не учитывалась выживаемость молоди рыб.

Д.С. Павлов и А.М. Пахоруков (1983) предложили формулу по определению коэффициента эффективности защиты рыб $K_{эф}$ с учетом выживаемости защищенных рыб:

$$K_{эф} = n_o n_{ав}^{-1} (1 - K_{гр})(1 - K_r)^{-1} 100, \quad (7.2)$$

где n_o – число рыб, отведенных в рыбоотвод; $n_{ав}$ – число рыб, попавших в аванкамеру РЗУ; $K_{гр}$ – показатель смертности от воздействия рыбозащитного устрой-

ства; K_r – показатель смертности, не связанный с РЗУ: $K_r = n_r / n_k$ (здесь n_k – число рыб, отсаженных на выживание в контроле без действия РЗУ; n_r – число рыб погибших в контроле); $K_{rp} = n_{rp} / n_o$ (здесь n_{rp} – число рыб, погибших после воздействия рыбозащитного устройства).

Гибель рыб после воздействия РЗУ обычно наблюдается в первые двое суток после опыта. Систематический контроль за выживаемостью защищаемых рыб необходим не только при оценке ущерба, но и для совершенствования рыбозащитных устройств и методик их исследований.

Согласно «Инструкции о порядке осуществления контроля за эффективностью рыбозащитных устройств и проведению наблюдений за гибелью рыбы на водозаборных сооружениях» (1995) основным показателем оценки работы РЗУ является рыбозащитная эффективность $K_{эф}$ (т.е. процент рыб отведенных в безопасные участки водоема с сохранением жизнеспособности от общего числа рыб, попадающих в водозаборные сооружения без РЗУ).

При отсутствии условий для монтажа и демонтажа РЗУ показатель эффективности определяется по формуле:

$$K_{эф} = (C_1 - C_2) C_2^{-1} 100, \quad (7.3)$$

где C_1 и C_2 – концентрация молоди рыб, соответственно, за РЗУ и перед ним.

При возможности демонтажа РЗУ и учета гибели рыб при контакте с РЗУ показатель эффективности определяется по формуле:

$$K_{эф} = \frac{N_2 T - (N_1 T + N_3 T)}{N_3 T} 100, \quad (7.4)$$

где N_1 – количество рыб, попавших в водозабор за расчетный период T при наличии РЗУ; N_2 – количество рыб, попавших в водозабор за тот же период при отсутствии РЗУ; N_3 – количество рыб, погибших за расчетный период после контакта с РЗУ, определяется как

$$N_3 = n_1 + n_2 + n_3, \quad (7.5)$$

где n_1 – количество рыб, задержанных на РЗУ; n_2 – количество рыб, погибших от контакта с РЗУ; n_3 – количество рыб, погибших при прохождении рыбоотводного тракта.

Согласно СП 101.13330,2012 эффективность рыбозащитных сооружений для рыб размером от 12 мм и выше должна быть не менее 70%. Далее данные по эффективности работы рыбозащитных сооружений приводятся по материалам публикаций, но, к сожалению, в большинстве работ не дается методика ее определения.

7.3. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ СПОСОБЫ ЗАЩИТЫ РЫБ, МЕРОПРИЯТИЯ И УСТРОЙСТВА

Экологические способы защиты рыб связаны не столько с применением отдельных устройств, сколько с проведением определенных рыбозащитных мероприятий. Они обладают чрезвычайно большими потенциальными возможностями, но пока используются не достаточно широко. Правильное расположение в водоеме водоза-

борных оголовков, регулирование времени водопотребления и проведение других мероприятий могут оказаться эффективными средствами защиты рыб, снижающими в сотни раз масштабы гибели рыб на водозаборах. Учитывая перспективность этих мероприятий, в настоящем разделе предпринята попытка наиболее полно отразить существующие экологические способы защиты рыб на водозаборах.

Следует также отметить, что большинство экологических способов защиты рыб связаны с пространственным и временным регулированием процесса изъятия воды.

7.3.1. Регулирование водопотребления по акватории водоема

Этот способ регулирования водопотребления базируется на неравномерности распределения молоди рыб по акватории водоема, что обусловлено локальным расположением нерестилищ, мест откорма, зимовки и путей миграций. В соответствии с этим при водоизъятии могут быть осуществлены следующие рыбозащитные мероприятия.

Размещение водозаборов вне районов нерестилищ, поскольку именно в этих районах, хотя и короткое время, наблюдаются наиболее высокие концентрации икры и молоди.

Ограничение водопотребления в местах концентрации молоди на путях ее миграций. В водохранилищах и озерах, например, учитывая закономерности распределения молоди рыб, следует избегать крупномасштабного изъятия воды из зон накопления и аккумуляции биогенных веществ. На водотоках также необходим выбор участков для размещения водозабора. Например, на Нижней Волге максимальная концентрация личинок осетровых (до 2200 экз. в 100 м³) наблюдалась на участке у с. Каменный Яр (Павлов и др., 1981). Следовательно, крупномасштабное водопотребление должно производиться выше этого участка.

Ограничение водопотребления в устьевых участках и дельтах рек, в местах впадения притоков в водохранилища и озера. Эти участки акваторий водоемов не только служат для рыб местами нереста и откорма, но и являются местами концентрации молоди, скатывающейся с расположенных выше участков рек. Так, в нижнем участке дельты Волги в Олинскую оросительную систему при расходе водопотребления 11 м³/с за одну ночь (9–10 июня 1970 г.) попало примерно 3,0 млн экз. личинок и мальков разных видов, из которых около 70% были молодью промысловых видов. Выше по течению р. Волги такое количество молоди не попадает в насосные станции за все летние месяцы. На таких участках рек, как и на нерестилищах, необходимо запретить изъятие воды и сделать эти зоны запovedными.

7.3.2. Зональное регулирование водопотребления

Важным для защиты рыб является правильное размещение водозаборных узлов относительно берега. В водоемах можно выделить прибрежную и открытую

(русловую) части, резко различающиеся между собой по видовому, размерному и количественному составу населяющих их рыб. Именно эти различия и легли в основу данного способа для защиты рыб, который может быть осуществлен путем проведения следующих мероприятий:

Ограничение водопотребления из прибрежной (литоральной) зоны. Изъятие воды из прибрежных мелководных участков водохранилищ, озер или заливов и затонов рек, как правило, приводит к значительным масштабам гибели рыб в водозаборах. Обычно в этих хорошо прогреваемых и кормных участках водоемов сосредотачивается большое количество молоди. В таких случаях необходимо выносить оголовки водозаборных сооружений (водозаборные узлы) от берега в открытую часть водоема. Такое решение было принято и реализовано в 1974 г. на одном из ирригационных водозаборов Волгоградского водохранилища (Ново-Никольская насосная станция). Оголовок водозабора был вынесен из прибрежья в открытую часть водохранилища на 386 м от берега и заглублен на 8,0 м, что привело к сокращению попадания молоди в него более чем в 200 раз (Никоноров, Мельникова, 1974). На основании этих данных расчет показывает, что рыбозащитная эффективность этих мероприятий составила 99,5% .

Применение оголовков с переменной зоной забора воды. Впервые они были рекомендованы В.М. Кузнецовой (1980), которая установила, что наибольшая концентрация рыб в Чардарьинском водохранилище в первую половину лета отмечалась в прибрежье, а во вторую – в пелагической зоне. Как показывают наши исследования по динамике распределения молоди рыб в водохранилищах, такая же или обратная закономерность распределения молоди рыб отдельных видов характерна для многих водоемов.

Ограничение изъятия воды по вогнутому берегу излучин водотоков. Концентрация ранней молоди здесь, особенно в поверхностном слое и толще потока, во много раз превышает концентрацию по выпуклому берегу (Павлов, 1979; Павлов и др., 1977, 1980; Павлов, Барекян, Рипинский и др., 1982; Барекян, Лупандин, 1981). На 25% живого сечения реки здесь сосредотачивается до 50–70% рыб от общего числа покатной молоди. Основной причиной перераспределения молоди на повороте открытого потока являются особенности гидравлической структуры течений (поперечная циркуляция потока) на рассматриваемом участке водотока, а экологической предпосылкой – адаптация молоди рыб к обитанию в определенном горизонте потока.

Экспериментальная проверка этого способа, выполненная в полевых условиях в специальных лотках, установленных в русле реки (Павлов, 1979, 1982; Барекян, Лупандин, 1980; Павлов и др., 1982; Малеванчик, Никоноров, 1984), показала, что попадание молоди в водозаборы, расположенные у вогнутого берега, значительно больше, чем у выпуклого, при равных расходах водоизъятия. Максимальное попадание в экспериментах отмечалось на выходе потока из излучины по ее вогнутому берегу. По выпуклому берегу излучены наблюдалась минимальная интенсивность попадания рыб.

Некоторое отклонение от этого правила имеет место, если движение рыб происходит через два следующих друг за другом крутых и направленных в разные

стороны поворота (Пахоруков и др., 1985). В этом случае, по результатам исследований было установлено, что на втором повороте, когда ядро скоростей уже сместилось к вогнутому берегу, зона максимальных концентраций молоди еще не переместилась к этому берегу и располагалась ближе к фарватеру русла, поэтому у вогнутого берега оставалась небольшая область с пониженной концентрацией молоди, где и был расположен водозабор (р. Урал, г. Гурьев). При такой картине распределения молоди в водотоке эффективность экологической защиты составила 81,5%. При расположении водозабора на 180–200 м ниже выбранной точки, где к берегу прижималась основная трасса движения молоди, масштабы гибели рыб были бы во много раз больше. Этот пример указывает на то, что точное расположение водозаборного узла в таких ситуациях требует специальных био-гидравлических изысканий.

Установленные закономерности перераспределения молоди рыб на излучинах рек (раздел 6.1.5) позволили разработать ряд новых конструкций рыбозащитных устройств (Павлов, Барекян, Рипинский и др., 1982).

Способ зонального регулирования водопотребления в значительной мере зависит от видовой специфики распределения рыб. Мероприятия и устройства, основанные на этом способе, могут давать прямо противоположные результаты для рыб с разными особенностями распределения. Так, при выносе оголовка в пелагиаль мы в некоторых водоемах можем даже увеличить попадание молоди судака, снетка, ряпушки и некоторых других видов рыб, обитающих в пелагиали в определенные периоды жизни.

В связи с этим использование описанных выше устройств и мероприятий при зональном регулировании водопотребления возможно только с учетом особенностей распределения молоди рыб.

7.3.3. Вертикальное регулирование водопотребления

Наличие у молоди многих видов рыб четкого вертикального распределения позволяет использовать эту особенность в целях рыбозащиты на водозаборах.

Расположение оголовка в горизонте с минимальной концентрацией молоди. Экспериментальные данные по попаданию в водозаборы, расположенные на разных горизонтах, молоди плотвы в зависимости от ее вертикального распределения (Павлов, Фомин, 1980) позволяют рекомендовать применение этого мероприятия для эффективной защиты рыб. Так, например, концентрация личинок севрюги в р. Кубань летом 1970 г. была у дна в 67 раз больше, чем у поверхности. Следовательно, в этот период целесообразно забирать воду из толщи или верхних горизонтов потока (рис. 7.1).

Известны также и отрицательные примеры применения данного способа. Так, учитывая преимущественное распределение ранней молоди рыб в верхних горизонтах в Ивановском и Горьковском водохранилищах, соответственно, на Конаковской и Костромской ГРЭС решили обеспечить подачу воды из глубинных участков водоема. В результате – уменьшилось попадание ранней молоди и увеличи-

лось (более 1 млн экз. на каждом водозаборе) попадание мальков судака, которые на этом этапе онтогенеза осваивают глубинные участки водоема. Таким образом, применение данного способа требует знаний суточной и сезонной закономерностей вертикального распределения защищаемых видов рыб.

Установка запаней и отбойных козырьков, представляющих собой наплывные или навесные щиты перед водозабором, ограничивающие изъятие воды из поверхностных горизонтов. На рисунке 7.2. представлен один из возможных вариантов компоновки водозабора с запанью. При этом следует отметить, что щит может быть выполнен вертикальным, наклонным и иметь дополнительные элементы. Биологической предпосылкой применения таких устройств является поверхностное распределение ранней молоди рыб. Эти сооружения могут оказаться неэффективными для рыб, обитающих и мигрирующих в придонных слоях потока.

Впервые наплавная запань в целях рыбозащиты была применена на Али-Байрамлинской ГРЭС на р. Куре (Баранюк, Тихомиров, 1969). Глубина погружения отбойных полотен была около 1,0 м. Авторам удалось добиться при использовании этой конструкции эффекта защиты рыб – 67% при низком горизонте воды в р. Куре.

Один из вариантов отбойных козырьков для плавучих насосных станций разработан институтом «Азгипроводхоз». Экспериментальный образец был установлен на насосной станции Кур-Каракашлы (Азербай-

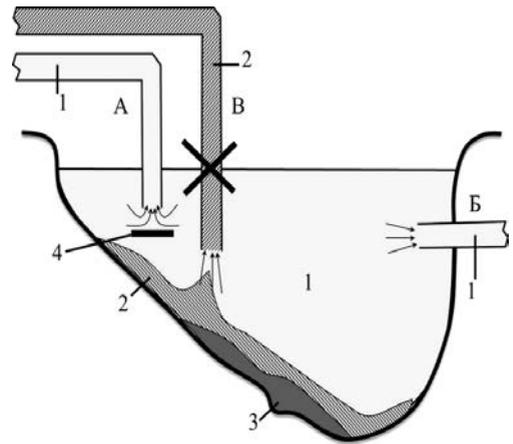


Рис.7.1. Схема использования особенностей вертикального и горизонтального распределения молоди осетровых рыб для их защиты от попадания в водозаборные сооружения (по Павлов, Пахоруков, 1983)

Допустимые размещения оголовка: А – с изоляцией зон высокой концентрации рыб, Б – в районах с минимальной концентрацией рыб. Недопустимое размещение (X). В – в районах с высокой концентрацией рыб. Концентрация личинок рыб: 1 – низкая, 2 – высокая, 3 – максимальная, 4 – изолирующий элемент

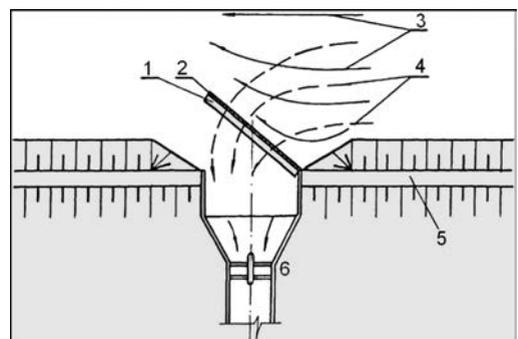


Рис.7.2. Рыбозащитное сооружение типа наплавной запани

1 – понтоны, 2 – плоский щит, 3 – линии тока у поверхности, 4 – линии тока у дна, 5 – береговая дамба, 6 – водозабор

джан). Результаты испытаний (Гасанов, 1981) этого образца показали, что данное рыбозащитное устройство обеспечивает защиту рыб с эффективностью 40–50%.

Для водозабора Смоленской ГРЭС (максимальный расход составляет 23,22 м³/с, ИПЭЭ РАН совместно с ТвГТУ была предложена конструкция РЗУ, включающая наплавную запань (рис. 7.3, вклейка). Гидравлические исследования показали, что средняя скорость течения под щитом составляет 7,7 см/с (при максимальном расчетном расходе), а перед и за рыбозащитным устройством – 0,015–0,04 м/с. Это значительно меньше критических скоростей течения для рыб с длиной тела более 12 мм. По данным круглогодичных исследований, эффективность рыбозащитного устройства составила от 71, 9 до 99% (Коротовских и др., 2010).

Такая высокая эффективность объясняется работой запани, большим заглублением водоприемного оголовка и малыми скоростями течения. Наличие локальных биотопов (с практически нулевыми скоростями течения воды) в прибрежной зоне подводящего канала позволяет молоди рыб, в том числе и самой ранней, находиться длительное время в буферной зоне, нагуливаться и расти. По мере роста возрастает и возможность естественного выхода этих рыб обратно в водохранилище.

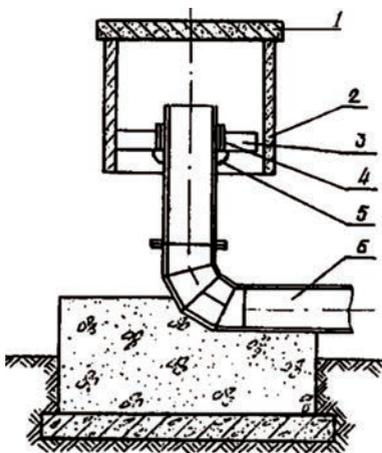


Рис. 7.4. Зонтичное рыбозащитное устройство (по Фильчагов, 1990)

1 – крышка, 2 – корпус, 3 – ребра жесткости, 4 – направляющие кольца, 5 – опорное приспособление, 6 – всасывающая труба

Применение зонтичных рыбозащитных устройств и гидравлического козырька для отсечения насыщенных рыбой горизонтов воды от воздействия водозабора. Особенно большое распространение получили, так называемые, зонтичные РЗУ (Фильчагов, Большов, 1980; Фильчагов и др., 1983; Фильчагов, 1990). На рисунках 7.4 и 7.5 показана конструкция РЗУ зонтичного типа и один из вариантов водозабора с этим рыбозащитным устройством. Испытания зонтичного рыбозащитного оголовка проводились в 1976–1978 гг. на водозаборе Северо-Рогачевской оросительной системы производительностью 10–12 м³/с. Эффект защиты с помощью этого устройства для различных видов рыб представлен в таблице 7.2.

Таблица 7.2. Результаты испытаний зонтичного рыбозащитного оголовка на водозаборе Северо-Рогачевской оросительной системы (Иванов и др., 2005)

Год	Эффективность защиты для различных видов рыб, %						
	судак	лещ	плотва	густера	укляя	тюлька	сельдь
1976	64,2	66,1	68,4	61,0	79,2	65,8	57,8
1978	52,3	65,5	73,2	71,1	89,5	40,0	41,0

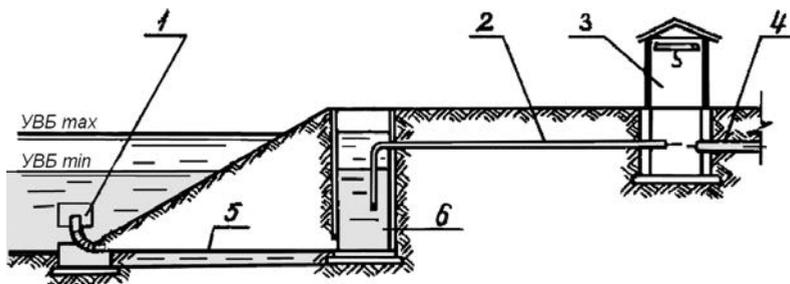


Рис. 7.5. Схема компоновки зонтичного рыбозащитного устройства в составе водозаборных сооружений (по Фильчагов, 1990)

1 – зонтичный оголовок, 2 – всасывающий трубопровод, 3 – здание насосной станции, 4 – напорный трубопровод, 5 – самотечный трубопровод, 6 – приемный колодец

Таблица 7.3. Эффективность работы зонтичного оголовка (по Фильчагов, 1990)

Месяц	Концентрация молоди, экз./100 м ³		Длина молоди, мм	Эффективность защиты рыб, %
	без РЗУ	с РЗУ		
Май	67,2	28,8	6,0–12,0	57,1
Июнь	1696	21,8	9,0–18,0	98,7
Июль	59,7	13,9	16,0–28,0	76,7

Зонтичные РЗУ установлены также на водозаборе Запорожской атомной станции с производительностью более 120 м³/с (Иванов и др., 2005; Кириллов и др., 1986).

В 1991 г. были закончены двухлетние работы по определению эффективности работы зонтичного оголовка на водозаборе Балаковской АЭС (р. Волга), проводимые Саратовским отделением ГосНИОРХа и Средневолжрыбводоом. В ихтиологических пробах встречались: судак, окунь, плотва, красноперка, густера, укляя, жерех, язь, лещ, тюлька и др. Результаты этих испытаний представлены в таблице 7.3.

Многолетние производственные испытания показали, что эффективность зонтичных рыбозащитных оголовков в зависимости от условий использования, размера и видового состава защищаемых рыб, составляет от 57 до 99%.

Применение оголовков с переменной глубиной забора воды обусловлено изменением вертикального распределения молоди в течение сезона и времени суток, в зависимости от их видового состава и периода развития. О влиянии таких изменений на интенсивность попадания рыб свидетельствуют данные, полученные для различных горизонтов изъятия воды из водохранилища Мостиште (ЧССР) (Barus et al., 1984; Pavlov et al., 1987).

Д.С. Павловым (1979) на плавучей насосной станции в дельте Волги, забирающей воду из поверхностных горизонтов, было обнаружено, что в светлое время суток личинки сельди попадали в водозабор в 200 раз интенсивнее, чем ночью. Такое изменение интенсивности попадания было связано с ночным перемещени-

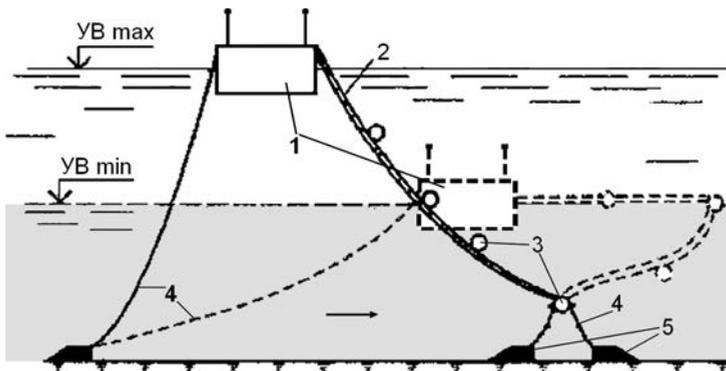


Рис. 7.6. Зонное ограждение водозабора при высоком и низком уровне воды (по Петрашкевич, 1992).

1 – понтон; 2 – тканевый экран; 3 – поплавки; 4 – канатные расчалки; 5 – якоря; УВ – уровень воды, \longrightarrow – направление течения

ем личинок сельди в нижние горизонты потока. На рисунке 7.6 показано «зонное» устройство, регулирующее глубину забора воды в целях защиты рыб, разработанное В.В. Петрашкевичем (а.с. № 1025784) в виде тканевого экрана, удерживаемого понтонами и поплавками и закрепленного якорями. Подобный принцип устройства использован при разработке РЗУ

для условий водозабора Конаковской ГРЭС. Однако данные по его эффективности нами не найдены.

Использование ковшей с низовым и верховым питанием. Под ковшом понимается акватория, частично отгороженная от основного водоема и оснащенная устройством по защите водозабора от шуги и наносов. В реках, при использовании ковша с верховым питанием, поверхностные струи воды с большими скоростями оттесняют из зоны ковша донные струи потока с меньшей удельной энергией движения. Вследствие этого интенсивность попадания донных рыб в такой ковш снижается. Противоположные по направлению гидравлические процессы происходят при использовании ковша с низовым питанием.

Эксперименты, выполненные в лотках, установленных в русле р. Большая Коша с ранней молодью плотвы, скатывающейся в поверхностном горизонте потока, показали, что использование ковша с

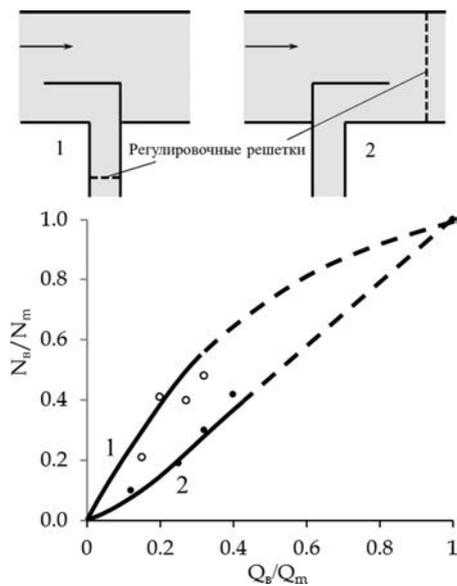


Рис. 7.7. Попадание молоди рыб в водозаборы, оборудованные ковшами верхового (1) и низового питания (2) (по Павлов и др., 1982)

(—) – экспериментальные данные, (---) прогноз; \longrightarrow – направление течения. Остальные обозначения см. в тексте

низовым питанием уменьшает попадание в водозабор молоди рыб приблизительно в 2–2,5 раза по сравнению с ковшом верхового питания (Павлов и др., 1982). На рисунке 7.7 показаны ковши верхового и низового питания и результаты экспериментов в виде зависимостей $N_B / N_m = f(Q_B / Q_m)$ (где N_B – число рыб в рыбоотводе; N_m – число рыб в лотке; Q_B – расход рыбоотвода; Q_m – общий расход).

Однако, следует отметить, что эти опыты проводили с молодьёю семейства карповых размером 11–15 мм, скатывающейся в поверхностном горизонте потока, поэтому дальнейшее использование таких рыбозащитных сооружений требует проверки их эффективности для других возрастных групп молоди.

Возможные схемы использования ковшей низового и верхового питания в качестве элементов рыбозащиты на излучинах рек (Павлов, Барекян, Рипинский и др., 1982) показаны на рисунке 7.8. Анализируя структуру течения ковшей верхового и

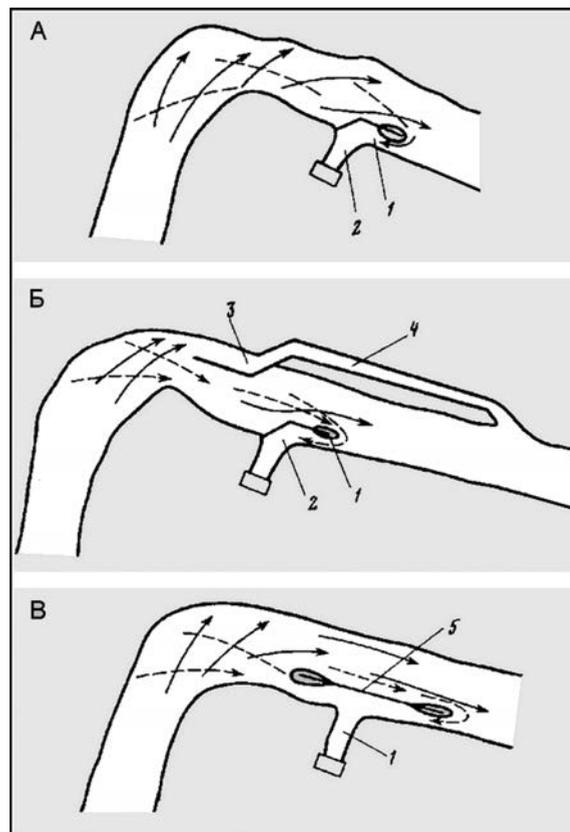


Рис. 7.8. Схемы расположения водозаборов и элементов рыбозащиты на излучинах рек (по Павлов и др., 1982)

А – водозабор с водоприемником в виде ковша низового питания, Б – рыбоотводящий канал с водоприемным устройством в виде ковша верхового питания, В – двухзахватный ковш на водозаборе; 1 – ковш низового питания, 2 – водозабор, 3 – ковш верхового питания, 4 – рыбоотводящий тракт, 5 – делительная стенка. Сплошными стрелками обозначено направление поверхностных токов, пунктирными – придонных

низового питания, а так же полученные экспериментальные данные в лотках, можно утверждать, что в зависимости от модификации эти устройства могут быть использованы для защиты молоди рыб, скатывающейся как в поверхностных, так и в придонных слоях потока.

7.3.4. Суточное регулирование водопотребления

Способ, в основу которого положен учет суточной динамики попадания молоди рыб в водозаборные сооружения, является одним из наиболее важных. Его использование целесообразно при прозрачности воды более 20 см по диску Секки. Реализация данного способа возможна двумя путями.

Ограничение водопотребления в темное время суток (рис. 7.9). Впервые упоминание о возможности использования суточной ритмики поведения рыб в целях их защиты встречается в работах Д. Голя, Р. Энаса и Л. Шлоттербека (Gauley,

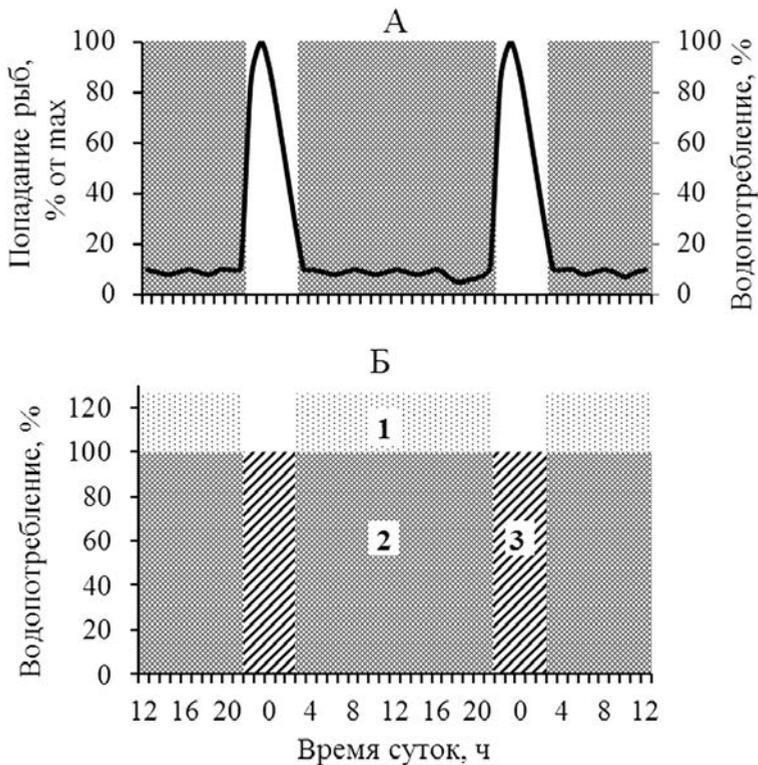


Рис. 7.9. Схема использования закономерностей суточного ритма миграции рыб для защиты от попадания в водозаборные сооружения (по Павлов, 1979)

А – запрет ночного забора воды: (—) – попадание рыб в водозабор насосной станции, \square – уровень водопотребления из водоема; Б – применение гидроаккумулирующих бассейнов. Уровень водопотребления: 1 – из водоема в гидроаккумулирующий бассейн, 2 – из водоема для потребителей, 3 – из гидроаккумулирующего бассейна для потребителей

Anas, Schlotter-Beck, 1958), и вслед за ними и у других исследователей (Нусенбаум, Кулиш, 1960; Павлов, 1965, 1970, 1979; Демченко, 1973; Никоноров, Мельникова, 1974; Коваль и др., 1979 и др.).

В течение ряда лет такое ограничение по рекомендациям Д.С. Павлова (Павлов, 1979) действовало для ирригационных водозаборов, не оборудованных специальными рыбозащитными устройствами, в Астраханской области. Действовало оно также и на юге Украины, на Северо-Рогачевской оросительной системе (Каховское водохранилище) в период массовых покатных миграций молоди (Мусяенко и др., 1982).

Длительный ряд наблюдений (Павлов, 1970) на насосной станции Кизанского осетрового рыбоводного завода за попаданием в водозабор молоди воблы (7–32 мм), леща (8–32 мм), уклей (11–27 мм), сельди-черноспинки (8–21 мм) и некоторых других видов рыб в светлое и темное время суток показал, что эффект защиты от применения данного способа составляет от 80,0 до 97,0%.

В.И. Жидовинов (1985), используя данные об изменении концентрации воблы в районе насосной станции на р. Бирюль в дневное и ночное время суток, выполнил расчеты эффективности данного способа для условий насосной станции на р. Бирюль. В среднем эффект защиты для воблы при использовании данного способа может составить 88,6%.

При использовании способа суточного ограничения водопотребления для большинства видов рыб можно гарантировать надежную защиту покатной молоди с эффективностью более 90%.

Создание гидроаккумулирующих бассейнов (рис. 7.9 Б). В случаях, когда нельзя прекратить ночное водоснабжение, можно использовать специальные гидроаккумулирующие бассейны, наполняемые в дневные часы (когда в водозаборы попадает относительно мало молоди), которые будут покрывать ночную потребность в воде. Расчеты показывают (Павлов, Пахоруков, 1983), что в летнее время для поддержания расхода воды в течение 7 ночных часов при мощности водозабора 100 м³/с потребуются создание бассейна вместительностью 2,52 млн м³ и увеличение производительности насосной станции на 30 м³/с. На оросительных системах роль гидроаккумулятора могут выполнять магистральные каналы. Экономическая эффективность применения гидроаккумулирующих бассейнов будет увеличиваться с продвижением на север, что обусловлено сокращением длительности темного времени суток.

Несомненно, что запрет или ограничение изъятия воды в темное время суток – весьма эффективное рыбозащитное мероприятие, и чем шире оно будет проводиться, тем надежнее будет охрана рыб в наших водоемах.

7.3.5. Сезонное регулирование водопотребления

Применение этого способа основано на значительных сезонных изменениях концентрации молоди рыб на отдельных участках водоема. Особенно резко изменяется в водоемах численность проходных и полупроходных видов рыб, большая

часть которых, при отсутствии зарегулирования стока рек, скатывается в море в течении одного или трех летних месяцев. Наиболее контрастны сезонные изменения концентраций молоди рыб в устьевых участках рек.

Можно предложить два рыбозащитных мероприятия.

Ограничение водопотребления в период массового попадания молоди.

Примером использования такого метода защиты является юг Украины, где по рекомендации Л.П. Фильчагова (1980), в весенний период производилось ограничение водоизъятия в течении 5–8 сут., соответствующих пику концентрации покатной молоди на участках размещения водозаборных сооружений. Данный способ нашел применение и за рубежом. Так, в США в дельте р. Сакраменто предложено в период максимальной численности личинок полосатого окуня уменьшить объем забираемой воды. В Великобритании (Turnpenny, 1983) ввиду того, что сложные рыбозаградительные устройства очень дороги и не всегда эффективны, в качестве экономичной альтернативы предлагается ограничивать водопотребление ТЭС и АЭС в периоды высокой концентрации молоди рыб.

Создание гидроаккумулирующих водоемов. Функцию таких водоемов могут выполнять не только естественные емкости, но и специальные водохранилища. Так, например, при рассмотрении проекта рыбоохранных мероприятий на канале Волга-Чограй роль таких водоемов отводилась промежуточным Черноярскому и Калмыцкому водохранилищам, которые должны были заполняться в холодный период года, когда в р. Волга нет массовой покатной миграции ранней молоди осетровых рыб.

Как следует из сказанного выше, экологические способы защиты рыб высокоэффективны и обладают широкими возможностями, для реализации которых требуется дальнейшее изучение механизмов покатных миграций, а также причин и закономерностей попадания молоди рыб в водозаборы. Применение этих способов будет эффективным лишь при наличии конкретных исследований по распределению молоди. Особенно это относится к использованию способов зонального и вертикального регулирования водопотребления.

7.4. ФИЗИЧЕСКИЕ СПОСОБЫ И УСТРОЙСТВА ПО ЗАЩИТЕ РЫБ

Один из первых методологических подходов к решению проблемы рыбозащиты предусматривал отношение к рыбе как к физическому телу. Занимавшиеся этой проблемой инженеры считали, что единственная задача рыбозащиты – не допустить рыбу в водозабор. Наиболее яркое проявление этого подхода нашло отражение в создании перед водозабором различных сетчатых и других фильтрующих заградений, т.е. использование для защиты рыб процесса отцеживания, который заключается в отделении твердых тел от жидкости. Из области решения чисто технических задач в последнее время получили распространение два других физических способа защиты молоди рыб: циркуляционная сепарация и эрлифтный эффект.

7.4.1. Фильтрационный способ защиты рыб

Современные научные основы применения процесса фильтрации для защиты рыб предусматривают необходимость безусловного обеспечения их жизнеспособности, которая во многом зависит от скорости фильтрации, длительности прижатия рыб к фильтрующему материалу, структуры этого материала, а также от размеров тела, прочности покрова и тканей рыб.

Наиболее важными факторами, определяющими выживаемость молоди, прижатой к фильтрующему полотну, являются скорость набегающего потока и длительность контакта рыб с полотном. Здесь гибель крупных рыб наступает, как правило, от удушья, а мелких – от физического травмирования (Керт, 1953; Павлов, Пахоруков, 1983).

Материалы по этому вопросу, например, для сетки с ячейей 1×1 и $1,7 \times 1,7$ мм, расположенной под углом 90° к потоку воды представлены на рисунке 7.10.

При расположении сетного полотна под углом 90° к направлению движения жидкости наблюдается наибольшая гибель рыб. При расположении фильтрующего полотна под острым углом к вектору скорости набегающего потока возможен снос рыб вдоль защитного экрана. Этот снос связан как с двигательной активностью

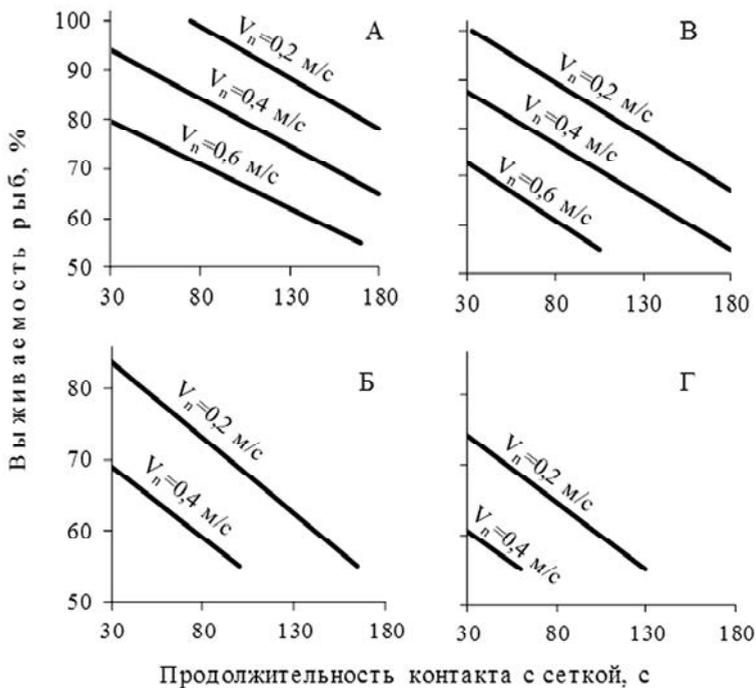


Рис. 7.10. Зависимость выживаемости личинок леща с длиной тела 10–20 мм от продолжительности контакта с сетчатым загрязждением (по Муравенко, 1979)

V_n – скорость основного потока, V_m – скорость на оси струи, вытекающей из промывного приспособления, n – число контактов рыб. А – ($V_m = 10$ м/с, $n = 1$), Б – ($V_m = 10$ м/с, $n = 3$), В – ($V_m = 18$ м/с, $n = 1$), Г – ($V_m = 18$ м/с, $n = 3$)

тью прижимаемых к полотну рыб, так и с гидравлической структурой потока перед фильтрующей преградой. Снос рыб по фильтрующему полотну за счет бросков и попыток рыб оторваться от него приводит к еще большему травмированию и последующей гибели молоди в результате потери чешуи и повреждения жаберных крышек.

Одним из условий применения способа фильтрации для защиты рыб является правильный выбор размеров ячеей фильтрующих экранов, соответствие их размерам рыб. Так, например, сетка с ячейей 4x4 мм, установленная перпендикулярно потоку, при скорости течения 0,5–0,9 м/с, не задерживает молодь воблы и леща с длиной тела менее 23 мм. Молодь длиной 23–26 мм частично проходит сквозь сетчатый экран, но в большинстве случаев обьячеивается. Прохождение через сетку рыб с длиной тела 28–30 мм практически не наблюдается (Павлов, 1970).

Полученные исследователями материалы послужили основой для разработки рекомендаций по назначению диаметра отверстий в фильтрующих экранах (Пособие по проектированию, СНиП 2.06.07-87), которые показаны в таблице 7.4.

При этом скорости течения в отверстиях перфорированного экрана рекомендуется назначать в пределах от 0,33 до 0,50 от критической скорости течения для рыб.

Примером неудачного применения фильтрационного способа защиты можно считать рыбозащитное сооружение Азовского магистрального канала, водозабор которого производительностью 20 м³/с расположен в прибрежной зоне Веселовского водохранилища, где отсутствует транзитное течение. Водозабор оборудован рыбозащитным сооружением, выполненным в виде незамкнутого пятиугольника с внешними гранями длиной по 25,2 м из сетного полотна с ячейей 2x2 мм при расчетной скорости фильтрации 0,15 м/с. Специальные исследования (Иванов и др., 1987) показали, что молодь рыб длиной менее 15 мм беспрепятственно проходит сквозь ячейю экрана и эффект ее задержки составляет всего 30%. Для молоди с длиной тела 15 мм и более задержка составила 42%. К сожалению, эффективность применяемого устройства не удастся определить ввиду отсутствия данных о выживаемости рыб при контакте с сетным полотном, но можно с уверенностью сказать, что эффективность будет значительно ниже приведенных процентов по задержанию рыб. Очевидно, что вопрос о целесообразности использования процесса фильтрации для защиты рыб, зависит от технических возможностей снятия прижатых рыб с фильтрующего полотна (Вдовин, Куренчанин, Воронина, 2001; Головин, 2004). Это в корне отличает отцеживающие способы с применением фильтрующих экранов (физический принцип защиты) от способа, обеспечивающего самостоятельный отход рыб от экрана (поведенческий принцип защиты).

Таблица 7.4. Рекомендуемые размеры перфораций в фильтрующих экранах (Пособие по проектированию ... к СНиП 2.06.07-87)

Длина тела рыб, мм	12	15	20	30	40	50	60	70	90
Диаметр отверстий, мм	1,5	2	3	4	6	7	8	9	10

Как правило, для снятия рыб с защитного полотна используются гидравлические струи от постоянно действующего смывного устройства, поэтому в качестве фильтрующего материала при этом способе могут применяться только сетки. При этом доказано (Муравенко, 1979), что даже двухразовое воздействие смывных струй ведет к увеличению смертности рыб более чем в два раза.

* * *

Таким образом, применение способа фильтрации, основанного на физическом принципе, для защиты рыб имеет очень ограниченные возможности. По-видимому, в чистом виде его можно использовать только для защиты крупных рыб с длиной тела более 50 мм. Для защиты ранней молоди карповых, окуневых и других массовых рыб способ фильтрации может использоваться лишь в качестве дополнения к применению различных типов сетчатых рыбозащитных устройств, действующих в режиме поведенческого принципа защиты.

7.4.2. Сепарационный способ защиты рыб

Применение этого способа основано на таком физическом явлении, как разность в плотности воды и тела рыбы. В случае, если рыба имеет большую плотность тела, чем вода, она попадает в центральную часть циркуляционных течений, а при плотности тела меньше, чем плотность воды – в боковые струи. Исходя из этого, предложены две разновидности устройств.

Вихревая камера с центральным расположением рыбоотвода была предложена Ф.С. Салаховым (рис. 7.11). Вода, поступающая тангенциально в нижнюю часть вихревой камеры, приводится во вращательное движение. В центре камеры над донным рыбоотводом образуется вихревая воронка, в которую вовлекается и выносятся молодь рыб крупнее 5–6 мм.

В результате натурных исследований в условиях высокой мутности р. Куры на водозаборе производительностью 0,6 м³/с было установлено, что эффективность предложенного устройства составила 90–98% для молоди частиковых рыб, а для осетровых – 75–80% (Гасанов, 1981). Расход воды в камере составляет 0,6 м³/с, а в рыбоотводе – 2–3% общего расхода. Подобные камеры могут быть рекомендованы для защиты рыб на водозаборах относительно небольшой производительности – до 1,5 м³/с.

Вихревое рыбозащитное устройство с тангенциальным рыбоотводом, состоящее из всасывающей трубы с охватывающей ее винтовой лопастью и наружного корпуса. Забор воды в трубе осуществляется через щелевые отверстия. Рыбоотвод выполнен тангенциальным. Мы не имеем данных об испытаниях этой конструкции.

Рыбозащитные сепараторы с потокоформирующими элементами. Разработка таких конструкций ведется в филиале ОАО «Инженерный центр ЕЭС» – институт «Гидропроект» (Иванов, 1999; Иванов, Филиппов, 2005). На рисунке 7.12 показаны кумулятивный, инерционный и вихревой рыбозащитные сепараторы. Первые

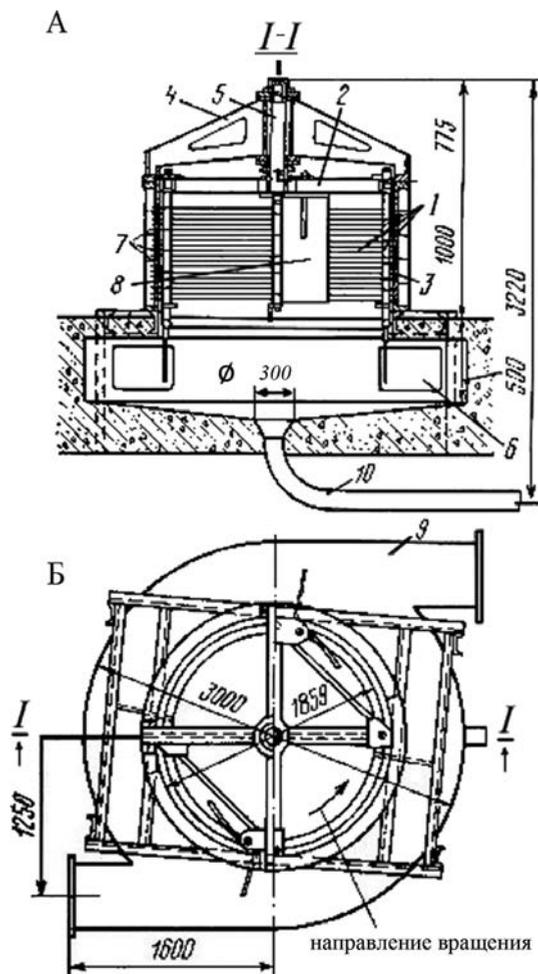


Рис. 7.11. Схема вихревой рыбозащитной камеры Салахова с ножевой очисткой защитного полотна (по Гасанов, Гасанова, 1978)

А – разрез, Б – вид сверху; 1 – щели в корпусе, фильтрующие воду в водозабор, 2 – карусельная установка, 3 – стойки, 4 – каркас, 5 – ось, 6 – лопасти, 7 – очистные ножи, 8 – спиральные мусоронаправляющие лопасти, 9 – трубы тангенциального подвода воды, 10 – рыбомусороотводной тракт. Здесь и далее размеры устройств указаны в мм

исследования в лабораторных условиях показали возможность использования этих конструкций для защиты молоди рыб на водозаборах с небольшими расходами воды (Иванов, 1999). По заявлению автора разработки, в проточной части, за счет реограндиента, происходит перераспределение молоди к оси установки.

Дальнейшее направление использования предложений А.В. Иванова имеет место в конструкциях рыбозащитных устройств «Локальный объемный искусственный стрежень» и «Объемный гидравлический экран» (Иванов, Филиппов, 2005). На образование струй предполагается использовать от 0,5 до 5,0% расхода водозабора. Испытания «Объемного гидравлического экрана» на водозаборе электрохи-

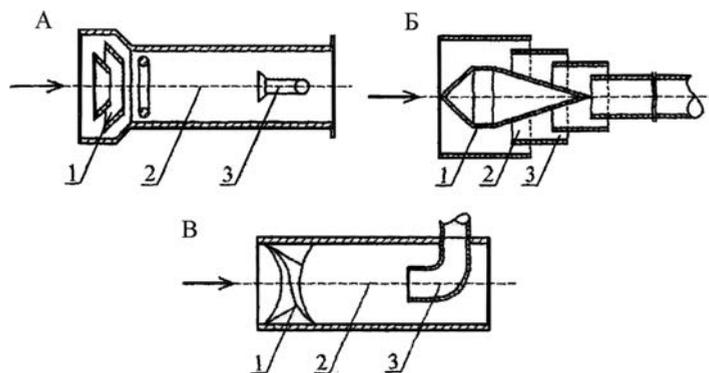


Рис. 7.12. Рыбозащитные сепараторы (по Иванов, 1997)

А – кумулятивный, Б – инерционный, В – вихревой; 1 – потокоформирующий элемент, 2 – рабочий орган, 3 – рыбоотвод

мического завода (Красноярский край, р. Кан) показали рыбозащитную эффективность в пределах от 83,4 до 94,7%.

7.4.3. Способ защиты рыб, основанный на эрлифтном эффекте

Известно, что пузырьки воздуха при подъеме к поверхности воды способны увлекать вместе с собой дискретные частицы с плотностью большей, чем плотность самой жидкости. Физические механизмы этого явления различны. Во-первых, подъем происходит за счет налипания микропузырьков воздуха на поверхность поднимаемого тела (эффект флотации). Во-вторых, подъем может осуществляться за счет интенсивного воздействия крупных пузырьков воздуха – на нижнюю поверхность поднимаемого тела. Этот механизм может способствовать подъему тел с плотностью, близкой плотности воды, и, по-видимому, является основным при подъеме пассивно скатывающихся рыб. В-третьих, подъем возможен за счет вертикальных токов воды, формирующихся в факеле поднимающихся к поверхности пузырьков воздуха. В этом случае движение пассивно сносимых рыб будет определяться двумя составляющими потока – вертикальной (эрлифтной) и горизонтальной (водозаборной).

Создание оптимальных условий определяется величиной скорости водозаборного потока и, как правило, требует больших расходов воздуха (рис. 7.13) на единицу фронта забора воды (Образовский, 1979а,б).

Несмотря на многократные предложения использовать эрлифтный эффект для защиты молоди рыб, роль трех упомянутых механизмов до сих пор не исследована. При этом большая часть авторов связывает действие эффекта эрлифта на тех рыб, которые сталкиваются с наличием вертикальных потоков. Наряду с этим, пристального внимания заслуживает оценка и роль второго механизма (воздействие пузырьков воздуха на нижнюю поверхность поднимаемого тела) в создаваемом эффекте защиты рыб.

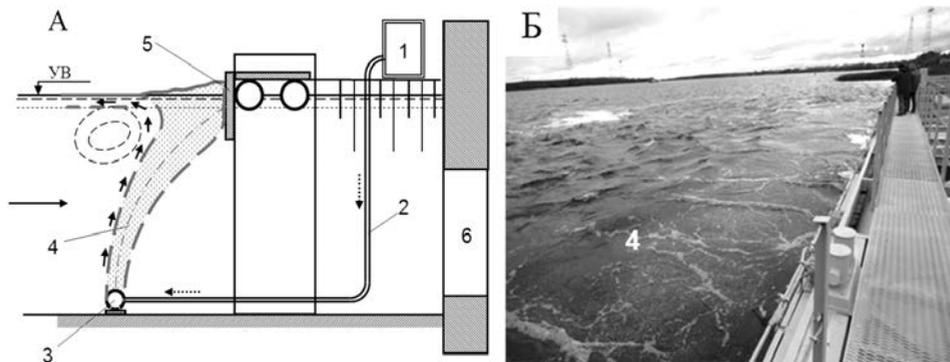


Рис. 7.13. Схема (А) и фотография (Б) рыбозащитного комплекса с воздушно-пузырьковой завесой

1 – компрессор, 2 – воздуховод, 3 – перфорированная труба, 4 – воздушно-пузырьковая завеса, 5 – запань, 6 – водозабор береговой насосной станции

Величины максимальных вертикальных скоростей ($V_{\text{макс}}$) (рис. 7.13) воздушно-водной эмульсии рассчитываются (Мусиенко и др., 1982) согласно формуле:

$$V_{\text{макс}} = 1,65 \sqrt[3]{\frac{qg}{\gamma_w H} (P_a/\gamma_w + H) \ln\left(\frac{P_a/\gamma_w + H}{P_a/\gamma_w + 0,22 H}\right)}, \quad (7.6)$$

где q – удельный (на единицу длины трубопровода) расход воздуха, $\text{м}^3/\text{с}$ на 1 м; H – глубина погружения трубопровода, м; γ_w – удельный вес воды, $\text{т}/\text{м}^3$; P_a – атмосферное давление, $\text{т}/\text{м}^2$.

В результате лабораторных и натурных исследований установлено, что наибольшая эффективность данного устройства может быть достигнута при расходе воздуха $q = 0,003\text{--}0,006 \text{ м}^3/\text{с}$ на 1 погонный м (Мусиенко и др., 1982).

Эрлифтный способ защиты послужил основой для разработки ряда конструктивных решений рыбозащитных сооружений, в которых молодь рыб выносятся из зоны действия водозабора в специальный рыбоотвод (а. с., Булычев, 1968; Образовский, 1979а,б и др.). Однако большая часть этих конструкций не прошла биологических испытаний, а прошедшие испытания в большинстве своем оказались неработоспособными или низко-эффективными.

Для многих малых водозаборов подача воздуха перед водоприемным окном водозабора рассматривается как рыбозащитное мероприятие. Примером такого решения является водозабор Красногорского оптико-механического завода ($0,2 \text{ м}^3/\text{с}$). Упрощенный вариант эрлифтного устройства в качестве рыбозащиты применен на Каховской оросительной системе ($53,0 \text{ м}^3/\text{с}$). При попадании в водовоздушную завесу молодь рыб выносятся в поверхностные слои (скорость вертикального потока $0,3 \text{ м}/\text{с}$), где она в меньшей мере подвержена влиянию водозаборного потока. По данным исследований, эффективность защиты рыб этим устройством составила от 12% до 36% (Фильчагов, 1980; Мусиенко и др., 1982). Низкая эффективность работы таких сооружений объясняется отсутствием в них конструктивных элементов, обеспечивающих отведение рыб из зоны влияния водозабора.

Вероятность попадания в водозабор рыб, выносимых вертикальным потоком, равна 50%, так как растекание этого потока, при выходе на поверхность воды, происходит на две стороны – как в сторону водозабора, так и от него. Создание в верхней части водовоздушной завесы специальных струенаправляющих элементов, которые перераспределяют весь восходящий поток в сторону от водозабора и далее в рыбоотвод, позволяет исключить повторное затягивание рыб в водозабор. Исследования такого конструктивного оформления эрлифтного варианта рыбозащиты на водозаборе ТЭЦ-ЗИЛ на р. Москва (10 м³/с) показали, что эффективность защиты молоди судака и окуня длиной 14–32 мм в среднем составила 81,8% (Колесникова, 1985, 1998; Колесникова, Мотинов, Пахоруков, 1985). Однако эти исследования проводились без учета выживаемости отведенной от рыбоотвода молоди рыб, хотя известно, что при насыщении воды воздухом возможно явление гиперсатурации, которое вызывает гибель рыб.

Отметим также, что пузырьки воздуха могут быть использованы в устройствах, основанных на поведенческом принципе защиты, в условиях другого режима работы воздушно-пузырьковой завесы (см. раздел 7.5.6.1).

Как один из элементов защиты молоди рыб воздушно-пузырьковая завеса применялась на водозаборе Каширской ГРЭС-4 (Яковлев, Коротовских, 1997). Расчетный расход водозабора составляет 30 м³/с. Использование воздушно-пузырьковой завесы позволило изменить структуру течения перед водозабором и повысить эффективность отведения молоди рыб. На рисунке 7.14 схематично показана структура поверхностных течений перед водозабором при работающей и выключенной воздушно-пузырьковой завесе. При наличии воздушно-пузырьковой завесы поверхностные слои воды со скатывающейся молодью проносятся, минуя водозабор.

С учетом выживаемости, эффективность защиты рыб рыбозащитным устройством, работающим в проектном режиме, составила 75%.

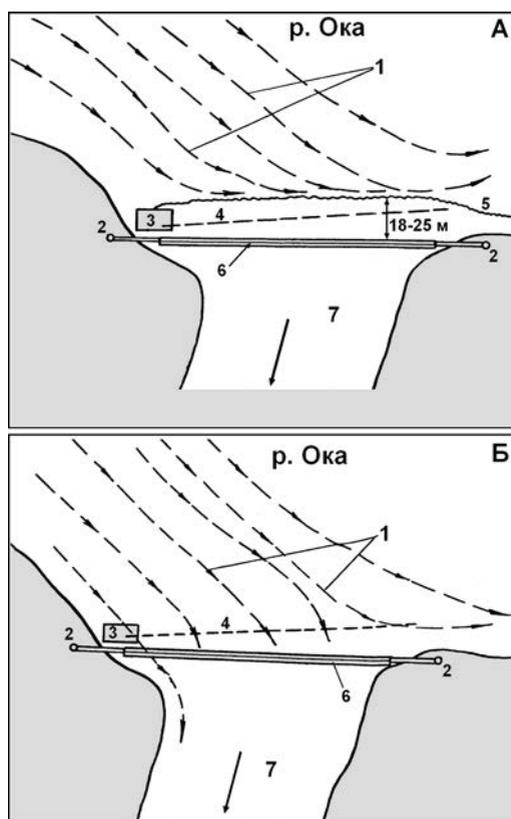


Рис. 7.14. Структура поверхностных течений перед водозабором при работающей (А) и выключенной (Б) воздушно-пузырьковой завесе (по Михеев, 2000)

1 – линии тока, 2 – анкер, 3 – технический понтон, 4 – воздуховод, 5 – граница гидравлического вальца, 6 – понтон, 7 – водоподводящий канал

Положительный опыт использования воздушно-пузырьковой завесы (конструкция разработана в НГМА, расход водозабора 3,6 м³/с) получен на водозаборе №2 Воронежской ТЭЦ. По данным Н.Б. Стрельцовой и др. (1997), рыбозащитная эффективность рыбозащитного устройства превышала 90%.

На водозаборе Конаковской ГРЭС для молоди судака с длиной тела более 12 мм эффективность воздушно-пузырьковой завесы в сочетании с запанью (рис.7.13) составила около 88% (по данным ГосНИОРХа).

* * *

В заключение данного раздела отметим, что использование физических способов защиты бывает наиболее эффективным в сочетании с экологическими и поведенческими способами защиты.

7.5. ПОВЕДЕНЧЕСКИЕ СПОСОБЫ И УСТРОЙСТВА ПО ЗАЩИТЕ РЫБ

Поведенческие способы и устройства для защиты рыб на водозаборах основаны на использовании поведенческих реакций на те или иные раздражители, что связано с работой определенных рецепторов рыб – зрения, слуха, органов боковой линии, осязания и барорецепторов. В основном в рыбозащите применяются репеллентные раздражители, вызывающие у рыб реакцию испуга и ухода из зоны действия водозабора, хотя не исключена возможность использования некоторых апеллентных раздражителей (света, звука и т.д.), способствующих отвлечению рыб из зоны влияния водозабора, а также раздражителей, для восстановления ориентации в потоке воды у пассивных мигрантов. Одни и те же раздражители в зависимости от их параметров и вида рыб могут быть как апеллентными, так и репеллентными и, соответственно, использоваться при различных способах защиты.

Все разнообразные поведенческие устройства по защите рыб основаны на следующих семи способах: световой, электрический, звуковой, гидравлический, барический, тактильно-гидравлический с применением проницаемых и непроницаемых преград. Ниже будут рассмотрены все эти способы, при этом основное внимание будет уделено тактильно-гидравлическому способу с применением непроницаемых преград, как наиболее разработанному и представленному наибольшим числом применяемых конструкций.

7.5.1. Световой способ

Известно, что одни виды рыб привлекаются к искусственным источникам света, другие – безразличны к ним, а третьи – избегают их. Реакция на свет связана у рыб с рядом абиотических и биотических факторов, поэтому даже у одного вида она может быть различной на разных стадиях онтогенеза. У молоди большинства костистых рыб свет является обязательным условием для их ориентации в потоке воды. В связи с этим световые способы защиты в зависимости от условий их применения могут быть апеллентными, репеллентными и ориентационными.

Первую попытку использовать свет для защиты рыб предприняли Дж. Бретт, Д. Мак-Киннон (Brett, MacKinnon, 1953) и Дж. Бретт, Д. Алдердайс (Brett, Alderdice, 1958). Исследования проводились на молоди лососевых в экспериментальном лотке, разделенном на конечном участке на два разных отсека – опытный и контрольный. При этом авторы применяли два варианта расположения света. В первом варианте луч света был направлен вертикально и перегородивал опытный отсек по диагонали. В этом варианте не было получено четких результатов. Во втором варианте опытный отсек был полностью освещен и рыбы избегали его. Однако использование света для защиты молоди лососевых все-таки не получило распространения в США и Канаде (Burns, 1966; Bates, 1970).

О снижении гибели рыб при применении светового способа защиты упоминается также у Р. Хадеренга (Haddingh, 1978) для водозабора электростанции г. Бергюм.

Х. Мартинелл (Martinell, 1965) с большим эффектом (81%) использовал свет для отпугивания и отведения покатных угрей от гидроэлектростанции.

Об эффективном привлечении светом ртутных ламп годовиков шэда и корюшки к оголовку рыбоотвода на электростанции Нантикок (оз. Эри) сообщает Дж. Хэймес (Haymes, 1984).

В связи с тем, что искусственные источники света могут привлекать в большом количестве раннюю молодь рыб, пользоваться ими необходимо весьма осторожно, так как их расположение в зоне водозабора с критическими скоростями течения для рыб или при отсутствии транзитного потока способствует не уменьшению, а увеличению попадания рыб в водозаборы.

Так как покатная миграция молоди и ее попадание в водозаборные сооружения во многом определяется именно потерей зрительной ориентации, мы предложили использовать свет для восстановления ориентации и реореакции рыб (Павлов, 1966в, 1970, 1979). Наблюдения показали, что для реализации этого способа оказалось необходимым расположение в зоне водозаборов зрительных ориентиров, например, веток деревьев и другой растительности. При этих условиях на водозаборе мощностью около 1 м³/с при защите карповых и окуневых рыб с длиной тела более 14 мм (р. Волга) был достигнут эффект защиты 84–91%.

Отдельно следует рассмотреть влияние света на попадание в водозаборное сооружение молоди осетровых рыб. Ведущую роль при их ориентации в потоке играет осязание. И хотя у рыб длиной 50–70 мм суточный ритм попадания в насосную станцию хорошо выражен, искусственный свет не оказывает заметного влияния на интенсивность этого попадания. Это связано с тем, что их попадание определяется подъемом в темное время суток от дна в толщу воды и потерей тактильной ориентации (Павлов, 1970, 1979).

Использование светового способа может оказаться эффективным лишь при прозрачности воды не менее 20–30 см по диску Секки. Важным условием его применения является знание процессов зрительной и поведенческой адаптации молоди к изменению уровня освещенности. От длительности процесса адаптации к

новым условиям освещенности зависит дистанция, с которой надо начинать освещать подход к водозабору. Процесс адаптации сетчатки глаз рыб от темноты к свету осуществляется весьма быстро – в течении нескольких секунд. Однако, как показывают эксперименты, процесс поведенческой адаптации происходит у рыб значительно дольше – десятки секунд (Павлов, 1970, 1979; Павлов, Пахоруков, 1983). Длина освещаемой дистанции на пути сноса рыб в сторону водозабора зависит от общей скорости подходного потока и близости от рыб зоны потока с крейсерскими скоростями течения. Именно в эти зоны переходят покатники при искусственном освещении (Ващинников, 1986). Уровень освещенности должен быть выше пороговой для зрительного механизма реореакции, т.е. для реализации способа достаточна освещенность порядка 1–10 лк.

7.5.2. Электрический способ

С этим способом длительное время были связаны главные надежды на решение проблем рыбозащиты. Его использование основано на реакции избегания рыбами электрических полей большой напряженности. Первые электрические рыбозащитные сооружения появились в 20-е годы XX в. в США и Канаде (McMillan, 1928). Там наибольшее распространение получили двухрядные заградители Мак-Милана и Беркли, в которых ряды электродов имеют противоположную полярность.

Большой объем исследований по изучению поведения рыб в электрическом поле выполнен Н.В. Бодровой, Б.В. Краюхиным (1961), Р. Вибертом (Vibert, 1967), Г.П. Данюлите, Г.А. Малюкиной (1967), А. Хмелевским, Л.М. Нусенбаумом (1967) и др.

В нашей стране В.А.Страховым (1959, 1965) разработан однорядный электрозаградитель ЭРЗУ-1, который отличается от других, основанных на переменном и постоянном токе, плавным падением напряженности по мере удаления от электродов. Для ЭРЗУ-1 минимальная длина защищаемых рыб составила 35–40 мм. Защита рыб меньшего размера требует увеличения напряженности электрического поля, что приводит к гибели крупных рыб, попадающих в зону действия заградителя. Однако построенные на ряде водозаборов заградители типа ЭРЗУ-1 оказались везде малоэффективными даже для молоди длиной 40 мм. Это подтверждает вывод, сделанный С. Клэй (Clay, 1961) и Р. Виберт (Vibert, 1967) о непригодности электрозаградителей для защиты покатной молоди. Для рыб с длиной тела более 50 мм на некоторых объектах эффект защиты не превышает 27% (Козлов, Козлова, 1971).

В дальнейшем появился электрический рыбозаградитель импульсного униполярного тока (ЭРЗ), разработанный в ГосНИОРХе (Мишелович, 1978, 2004; Мишелович, Ващинников, 2001). Рыбозаградитель представляет собой однорядную систему электродов, разделенных на секции, питаемые поочередно от специального электронного коммутатора униполярными импульсами, таким образом, что с приходом первого импульса, первая секция электродов становится катодом, а все остальные секции – анодом. С приходом второго импульса, вторая секция служит катодом, а все остальные секции являются анодами. После срабатывания послед-

ней секции цикл повторяется. В результате, в воде образуется сильное катодное поле, бегущее вдоль фронта заграждения и эффективно отпугивающее рыб, и слабое пульсирующее поле анодов, напряженность которого не вызывает у рыб анодную реакцию, но оказывает дополнительное отпугивающее действие. В 1995–1996 гг. ЭРЗ был смонтирован и испытан в подводящем канале насосной станции Вазузской гидротехнической системы Мосводоканала. Производительность насосной станции 10 м³/с. Максимальная площадь створа электродов составила 580 м² при глубинах до 12,7 м и колебаниях уровня ±3,6 м. При амплитуде импульсов 250 В и удельной проводимости воды 28–30 мСм/м, средняя потребляемая мощность не превышала 1800 Вт.

Определение функциональной эффективности ЭРЗ проводились ВолжНИИГиМ совместно с представителями Мосводоканала и ЦУРЭН (Мишелович, Ващинников, 2001). Исследования показали его высокую эффективность, которая колебалась в зависимости от длины тела и вида рыб: для рыб с длиной тела 25–50 мм – от 55 до 79%; для рыб с длиной тела более 50 мм – от 75 до 100%. Средняя эффективность для всех защищаемых видов рыб с длиной тела 25–50 мм составила 71%, а для рыб с длиной тела более 50 мм равнялась 89,6%.

В настоящее время данный электрорыбозаградитель смонтирован на ряде водозаборов, в том числе на таком крупном как береговая насосная станция Конаковской ГРЭС (при расходе = 40 м³/с максимальная скорость потока воды в створе рыбозащитного устройства – 0,18 м/с, напряжение на электродах – 200–300 В, длительность импульса 0,2–0,5 мс, частота импульсов 5–10 Гц). Данных об эффективности рыбозащиты нам найти не удалось.

В последнее время широко используется для защиты молоди рыб от попадания в водозаборные сооружения поликонтактная импульсная рыбозащитная система (ПИРС) (Михеев, 2000). Конструктивно система ПИРС состоит из: блока питания, блока управления, накопителя, комплекта электродов защитного шлейфа. На части электродов установлены активные модули. Данное рыбозащитное устройство установлено на более чем 20 водозаборах в различных гидрологических условиях и на водозаборах различного назначения и разной производительности (водозабор Нижневартговской ГРЭС, береговая насосная станция № 3 Калининской АЭС, Миусская оросительная система, насосная станция № 2 Черноерковской рисовой оросительной системы, водозабор Новочеркасской ГРЭС и др.). Ихтиологами Краснодарской группы АзНИИРХа установлено, что для рыб р. Кубань (около 20 видов карповых, окуневых и др.) размером от 5,5 до 70 мм эффективность работы ПИРС составляла 74,3–90,6% (Михеев, 2000).

Анализ результатов гидравлико-биологических исследований, изложенных в научно-технических отчетах по тринадцати водозаборам, любезно предоставленных А.Е. Ващинниковым (научно-производственный центр «ЭКВОС»), показал, что эффективность рыбозащитной системы ПИРС зависит от расположения электродов в потоке воды, средней скорости течения, распределения скоростей течения в створе размещения электродов, размерного состава молоди рыб и т.д. Установлено, что нормативный уровень эффективности (70% и выше, СНиП 2.06.07-87) для мо-

лоди рыб с длиной тела 12–20 мм обеспечивается рыбозащитным сооружением ПИРС только при малых скоростях водозаборного потока (не более 0,12 м/с) в створе размещения электродов. С увеличением скорости течения эффективность РЗУ снижается. При скорости течения выше 0,2 м/с эффективность защиты для молоди рыб размерной группы 12–20 мм становится ниже нормативной, а при скорости свыше 0,3 м/с эффективность защиты становится ниже нормативной для молоди рыб с длиной тела от 12 до 50 мм.

Следует обратить внимание на то, что при определенных напряженностях электрического поля реореакция рыб подавляется, и они сносятся потоком, поэтому при отсутствии условий рыбоотведения и при высоких скоростях течения рыбы не успевают выйти из зоны действия водозабора. Снижение скорости водозаборного потока и создание транзитного потока улучшит условия ориентации рыб, обеспечит их движение в сторону рыбоотвода и увеличит эффективность работы электрорыбозаградителя.

Таким образом, использование электрорыбозаградителей возможно только при определенных условиях. По нашему мнению, для эффективной защиты молоди от попадания в водозаборы, необходимо провести дополнительные исследования поведения рыб в электрических полях. При разработке режимов работы следует учитывать возможные гидравлические условия в створе установки электродов, а также возможность создания различных параметров электрического поля в зависимости от размеров покатников. Кроме этого, наибольшая эффективность будет наблюдаться, если створ электродов будет находиться под углом к потоку и при обязательном наличии рыбоотвода.

7.5.3. Звуковой способ

Рыбы воспринимают звуки в широком диапазоне частот от 1 до 13000 Гц. В этом процессе принимают участие различные органы: слух, боковая линия, плавательный пузырь (Протасов, 1965), причем органы боковой линии участвуют в восприятии инфразвуковых и низкочастотных колебаний (1–600 Гц).

Рыбы, как правило, не слышат ультразвук, хотя и доказано, что некоторые из них реагируют на ультразвук большой мощности (Мильштейн, Рыжков, 1964; Лебедев и др., 1965; Протасов, 1965; Касумян, 2005). Такая реакция, как предполагал Б.П. Мантейфель (1970), видимо, связана с кожным болевым ощущением.

С. Бэрнер и Х. Мур (Burner, Moore, 1953) подвергали молодь лососевых воздействию звуков в диапазоне от 67 до 70000 Гц, интенсивность которых достигала 82 дБ. Авторы считают, что реакция избегания звуковой волны (первичная реакция) происходит лишь в первый момент подачи звука. Обнадеживающий результат был получен Дж. Ван Дервалкером (Van Derwalker, 1967; Clothier, 1966) в одном из ирригационных каналов штата Орегон. Устройство было расположено под углом к потоку. Ширина рыбоотвода составляла 1,5 м, а водозабора – примерно 3 м. По измерениям Пэйнтера (R. Painter from: Van Derwalker, 1967), интенсивность звука на расстоянии около 30 см составляла 97 дБ, а на расстоянии 330 см – 91 дБ.

При включении установки количество молоди лососевых, отведенных в рыбоотвод, увеличивалось с 33 до 77%.

Рассматривая возможность применения различных способов (механических, световых, звуковых) для уменьшения попадания водных животных, в частности рыб, из водоемов-охладителей в турбины электростанции, А. Поппер с соавторами (Popper et al., 2002) установили, что использование звуковых сигналов, характерных для того или иного вида, позволяет уменьшить заход рыб на 30–50%.

Для защиты рыб можно использовать не только акустические репелленты, но также и апелленты, отвлекающие рыб из зоны водозабора. В.Р. Протасов (1965) и Б.П. Мантейфель (1970) считали, что управление поведением рыб с помощью звуковых сигналов нужно вести на основе использования не случайных наборов звуков, а биологически значимых акустических сигналов. Таковыми являются сигналы угрозы, боли, опасности, питания и т.д. Можно ожидать, что использование низкочастотных биологически значимых звуков позволит создать достаточно эффективные рыбозащитные устройства.

7.5.4. Гидравлический способ

Этот способ основан на том, что покатная молодь рыб перераспределяется в потоке под воздействием градиента скоростей течения и под воздействием поперечной циркуляции потока. Многие технические решения этого способа находятся еще в стадии исследований и испытаний. Однако мы сочли целесообразным представить их в данном обзоре, так как считаем достаточно перспективными и обнадеживающими.

Так, если в потоке воды создать поперечный градиент (градиент скоростей потока по ширине), то в темноте покатная молодь перераспределяется в сторону наибольших скоростей (Павлов, Шгаф, 1981). Наибольший эффект перераспределения, очевидно, можно получить с помощью асимметрично расположенных ленточных ускорителей (Павлов, Пахоруков, 1983), создающих большие значения поперечных градиентов.

Кроме реоградиента для перераспределения покатной молоди может быть использована и поперечная циркуляция, создаваемая струеотклоняющими лопатками М.В. Потапова, которые обычно используются для борьбы с наносами. В настоящее время уже созданы соответствующие инженерные решения, основанные на гидравлическом способе защиты рыб.

Искусственная излучина. Схема этого устройства приведена на рисунке 7.15.

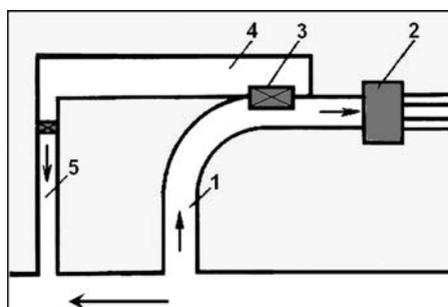


Рис. 7.15. Схема искусственной излучины с рыбоотводом (по Павлов и др., 1982)

1 – подводящий канал, 2 – насосная станция, 3 – затвор рыбонакопителя, 4 – рыбоотводная камера, 5 – рыбоотвод;
→ – направление течения

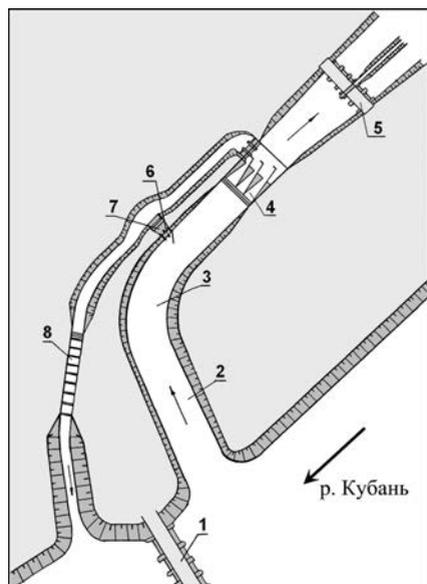


Рис. 7.16. Рыбозащитное сооружение на подводящем канале Марьяно-Чебургольской оросительной системы (по Рипинский, 1991)

1 – плотина Федоровского гидроузла, 2 – подводящий канал, 3 – излучина, 4 – сетчатое рыбозащитное сооружение, 5 – головные сооружения, 6 – оголовок рыбоотвода, 7 – рыбоотвод, 8 – многоступенчатый перепад

Эта конструкция в 1990 г. была внедрена на Марьяно-Чебургольской оросительной системе (рис. 7.16), производительность до 300 м³/с. (р. Кубань). Следует отметить, что на данном водозаборе реализован комбинированный способ защиты молоди рыб от попадания в водозабор, при котором сначала ранняя молодь отводится искусственной излучиной, а затем оставшиеся более крупные рыбы – сетчатым рыбозащитным устройством.

Испытания, проведенные в 1990–1991 гг. И.И. Рипинским (1991) показали, что излучина обеспечивает защиту ранней молоди с эффектом от 68 до 72%. По данным АзНИРХа, из всей массы молоди рыб длиной до 25 мм этим устройством отведено 80,7% (Сатаров, 1992). С учетом выживаемости отведенной ранней молоди функциональная эффективность искусственной излучины поворотноруслового типа составила 75,0%. Такой результат следует признать большим успехом, так как этот способ позволяет защитить раннюю молодь рыб, которую другими способами с таким эффектом защитить достаточно сложно.

Струеотклоняющие «лопатки Потапова». Как показали эксперименты (Павлов и др., 1979, 1980), эти лопатки с успехом могут

быть применены и для горизонтального перераспределения молоди в потоке (рис. 7.17). При соответствующем расположении лопаток создается поперечная циркуляция потока, приводящая к смещению ранней молоди плотвы, скатывающейся преимущественно в поверхностных горизонтах. Наилучший результат в данном лотке по перераспределению молоди по ширине потока был получен при установке лопаток под углом 60° к потоку.

Вертикальный рыбоконцентратор. Большое внимание было уделено разработке и созданию вертикального рыбоконцентратора (Барекян, Лупандин, 1987; Никоноров, Малеванчик, 1987). В этом устройстве происходит отделение верхнего слоя потока, где концентрируется молодь, от нижнего, который забирается в водозабор. Используется принцип вертикального перераспределения рыб за счет различных механизмов воздействия на них. Первоначально молодь поднимается порогом на входе в рыбоконцентратор в верхние горизонты, а затем она удерживается за счет реоградиента как вертикального (рис. 7.18), так и продольного (соотношение вертикальной и горизонтальной составляющей скоростей течения составляет 1/4).

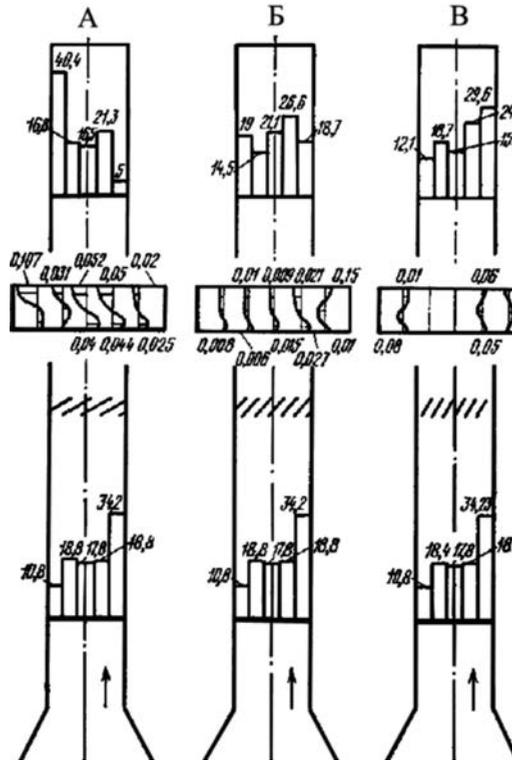


Рис. 7.17. Струенаправляющие лопатки В.М. Потапова. Влияние на гидраулику и перераспределение покатной молоди при установке лопаток под разными углами к потоку (по Павлов и др., 1982)

А – 60°, Б – 45°, В – 30° (скорость подхода потока 55 см/с). Нижний ряд цифр – гистограммы распределения молоди рыб на входе в лоток, средний ряд – градиенты скоростей течения, верхний ряд – гистограммы распределения молоди после воздействия лопаток; \longrightarrow – направление течения.

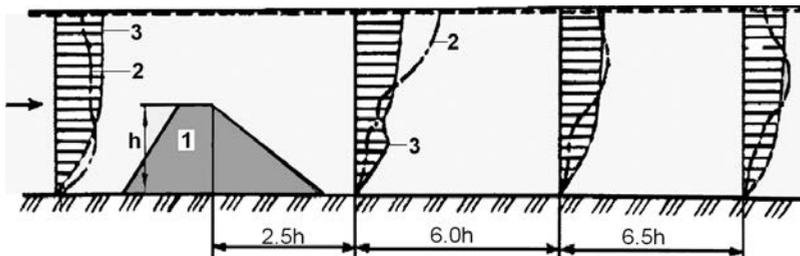


Рис. 7.18. Влияние порога на перераспределение скорости течения и рыб (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

1 – порог, 2 – распределение рыб до и после порога, 3 – распределение скорости течения; \longrightarrow – направление течения

За счет сужения стенок лотка-концентратора, молодь, проходя через участок с рядом последовательных порогов, сосредотачивается на меньшей ширине устройства, остается в верхнем слое и в конце концентратора попадает в рыбоотвод. Следует отметить, что в этом устройстве используется не только перераспределение рыб в реоградиенте, но и их гидростатическая реакция. У молоди, адаптированной к давлению воды в нижних горизонтах, при поднятии в верхние слои происходит моментальное расширение плавательного пузыря, что затрудняет обратное погружение рыб, прошедших через порог, в прежние горизонты. Большое значение при этом имеет латентное время компенсаторной реакции рыб (заныривание на прежнюю глубину) и вертикальная составляющая скорости потока, направленная вниз в водозаборные окна, которая не должна превышать критических скоростей течения для рыб в таких условиях. Среднее значение этой составляющей, по результатам исследований, принято считать менее 0,065 м/с (Малеванчик, Никоноров, 1984).

Компоновочно-конструктивная схема этого устройства представлена на рисунке 7.19. Испытания опытно-промышленного образца рыбоконцентратора, выполненные в 1982 г., показали, что при работе в проектном режиме эта конструкция обеспечивает защиту ранней молоди рыб (плотва, голавль, язь и укляка с длиной тела до 12 мм) с эффектом 48–57%, а для рыб 11–44 мм эффект составляет 69–87% (Барекян, Лупандин, 1987).

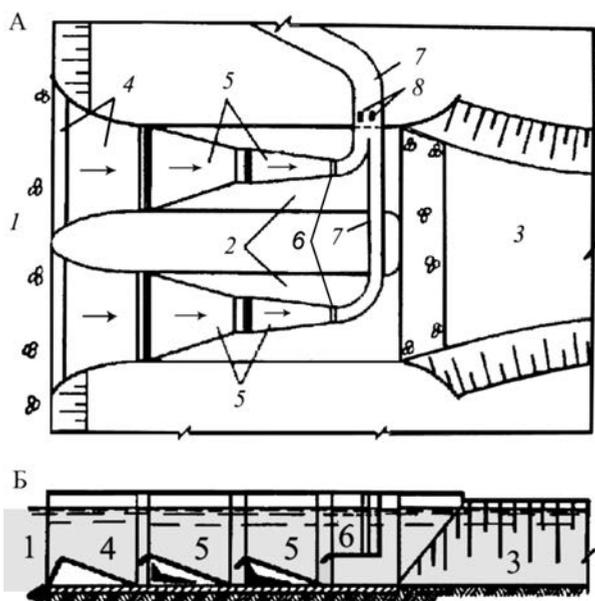


Рис. 7.19. Рыбозащитный концентратор (по Малеванчик, Никоноров, 1984)

А – вид в плане, Б – продольный разрез; 1 – водозаборный водоем, 2 – водоподводящий канал, 3 – водозаборный канал, 4 – порог с пандусом, 5 – лотки-концентраторы, 6 – оголовки рыбоотводящего тракта, 7 – рыбоотводящий тракт, 8 – устройство для создания течения в рыбоотводящем тракте; \longrightarrow – направление течения

В 1988 г. этот тип рыбозащитного сооружения на расход воды 75 м³/с был принят в эксплуатацию на Севанской ГЭС (р. Раздан). Испытания показали, что эффект защиты для молоди храмули *Varicorhinus caproeta* и серебряного карася размером более 12 мм составил в среднем 77%, а для молоди рыб с длиной тела более 20 мм – 87% (Барекян, Мосиевский, Аксенов, 1990). Рыбозащитный концентратор на расход воды 22 м³/с построен на Череповецкой ГРЭС. Исследования, проведенные сотрудниками ИПЭЭ РАН, ГосНИОРХ, ЦУРЭН, установили рыбозащитную эффективность 64,3–86,4% для молоди рыб длиной более 12 мм.

Следует заметить, что указанное рыбозащитное сооружение, отличается простотой конструкции, не требуют большого внимания при эксплуатации и может обеспечить достаточно эффективную защиту для водозаборов с большими расходами воды.

Оголовки с турбулизаторами из пластин конструкции ИЭМЭЖ (рис. 7.20.) прошли производственные испытания на р. Волга в районе села Килинчи на насосной станции производительностью 200 л/с. Оголовок, выполненный с зазором между пластин 50 мм, был установлен на транзитном течении при средней скорости 0,2 м/с. В таких устройствах рыбы реагируют на пульсации скорости и давления около пластин турбулизаторов, уходят от устройства и транзитным потоком проносятся мимо водозабора.

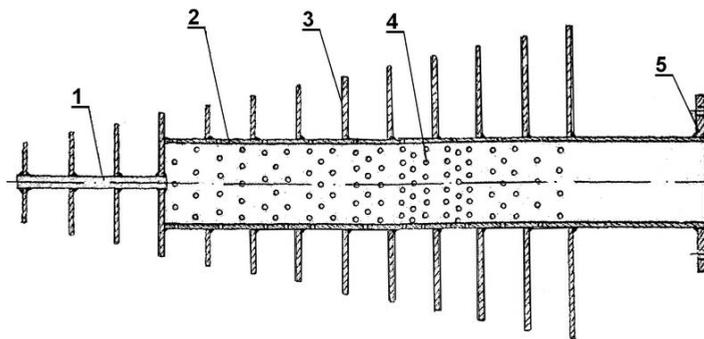


Рис. 7.20. Рыбозащитное устройство с кольцевыми турбулизаторами (по Лупандин, 2005)
1 – наконечник, 2 – перфорированная труба, 3 – турбулизаторы, 4 – всасывающие отверстия, 5 – фланец

Таблица 7.5. Эффективность работы рыбозащитного оголовка с турбулизаторами

Семейство	Эффект защиты (%) для рыб с длиной тела (мм)				
	до 12	12–14	15–17	18–20	более 20
Карповые	29,8	89,2	96,4	100	94,6
Окуновые	45,0	85,7	71,5	71,5	100,0
Сельдевые	15,1	34,9	72,7	100,0	-
Бычковые	31,7	83,3	100,0	100,0	100,0

Основные результаты по оценке эффективности защиты молоди рыб оголовком с турбулизаторами представлены в таблице 7.5. Для всех исследованных рыб с длиной тела более 12–14 мм, за исключением сельдевых, эффективность защиты превышает нормативную величину (СНиП 2.06.07-87), которая должна составлять 70%. Для сельдевых указанная нормативная величина эффективности защиты достигается при размере более 15–17 мм. Данное устройство можно использовать на водозаборах производительностью до 300 л/с при наличии транзитного течения со скоростями не менее 0,2 м/с.

Выявленные в последнее время механизмы защиты рыб в устройствах данного типа и высокая рыбозащитная эффективность позволяют считать их достаточно перспективными.

7.5.5. Барический способ

В основе барического способа лежит реакция рыб на изменение гидростатического давления. Обитая на определенной глубине водоема, рыбы физиологически адаптированы к данному гидростатическому давлению, и его изменение в ту или иную сторону ведет к компенсационным двигательным реакциям, направленным на поиск горизонта с исходным гидростатическим давлением (Цветков, Павлов, Нездолий, 1972; Павлов, Лупандин, Скоробогатов и др., 1995, 1997 и др.). Относительно механизмов восприятия давления, В.И. Цветков (1973), Д.С. Павлов (1979) указывают на большую роль в этом процессе плавательного пузыря.

К устройствам, применяемым при барическом способе защиты, относится (Павлов, Пахоруков, 1983) шахтный заградитель, предложенный инженером Г.С. Гуревичем. Анализ результатов исследований реакций рыб на изменение гидростатического давления в потоке воды, приведенный в главе 2, показывает, что в разрабатываемых устройствах барического типа перепад давления должен быть не менее 20–30 кПа, скорость течения – больше критической скорости течения для рыб, причем интенсивность турбулентности потока должна быть минимальной.

Дальнейшее развитие барический способ получил в разработке устройств с использованием схемы плунжерных насосов и камер с избыточным гидростатическим давлением (Павлов, Пахоруков, 1983). Барический способ нашел широкое применение за рубежом для защиты на ГЭС молоди лососевых рыб при их покатной миграции. Известно (Thorpe et al., 1981, Thorpe, 1982; Cada et al., 1997), что смолты скатываются в верхних горизонтах потока и при подходе к плотине “заныривают” в водоприемные окна ГЭС, опускаясь на значительную глубину. При этом, как показали исследования (Coley, Varila, 1988), рыбы прижимаются к верхней кромке турбинного тракта. Такое поведение рыб использовали для их сбора и безопасной транспортировки в нижний бьеф гидроузла (рис. 7.21, А). В настоящее время в США такие сооружения эксплуатируются на ряде плотин. Они позволяют отвести от водозабора до 85% молоди лососевых (Smith, Farr, 1975; Arnold, 1978). В нашей стране институтом Гидропроект были выполнены проектные проработки подобного типа рыбозащитного сооружения для охраны рыб (см. рис. 7.21, Б).

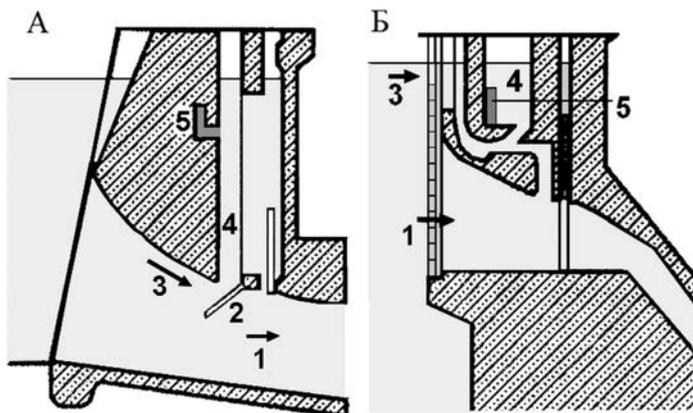


Рис. 7.21. Схемы сооружений, использующих гидростатический способ защиты рыб на ГЭС

А – по Arnold, 1978, Б – конструкция института Гидропроект; 1 – отвод воды на турбину ГЭС, 2 – направляющий козырек, 3 – рыбонасыщенный слой, 4 – рыбосборная камера, 5 – рыбоотвод;
 → – направление течения

Отличие от зарубежной конструкции заключается в том, что перед водоприемным отверстием располагается специальный оголовок, обеспечивающий направленный отвод воды из насыщенных молодью поверхностных горизонтов в специальную камеру сепарации рыб. По мнению авторов проекта, это позволяет усилить эффект действия давления на рыб и получить у них более выраженную компенсаторную барореакцию.

В США на плотинах, учитывая распределение покатной молоди лососевых в верхних горизонтах воды, водоприемные отверстия турбин заглубляют ниже горизонта ската молоди, а для отведения молоди строят специальные трубопроводы (Allan, 1959; Long, 1968; Moon, 1969). При использовании заглубленных водозаборов на плотинах сетчатые РЗУ (горизонтальная, наклонная вращающаяся сетчатая лента) применяются только в верхней части сечения подводящего канала (Bentley, Raymond, 1969; Marguette, Long, 1971; Smith, Farr, 1975; Matthews et al., 1977), что, по мнению специалистов, достаточно для обеспечения надежной защиты лососевых при их скате через плотины.

7.5.6. Тактильно-гидравлический способ с применением проницаемых преград

Этот способ фактически широко распространен и лежит в основе целой группы разнообразных по конструктивному оформлению рыбозащитных устройств. Объединение их в единую группу определяется комплексом однотипных раздражителей, среди которых можно выделить гидравлические (связанные с изменением гидравлической структуры потока), тактильные и оптические. Устройства, входящие в эту группу, по существу различаются лишь количественными характеристиками отдель-

ных раздражителей. По сути, они представляют собой различные преграды, в разной степени воздействующие на гидравлическую структуру потока, и могут быть охарактеризованы двумя основными параметрами: коэффициентом затенения потока (пористость преграды – n) и проницаемостью преграды для рыб.

Можно выделить три уровня проницаемости преград: непроницаемые, физически проницаемые (рыб может пронести потоком через просветы преграды) и поведенчески проницаемые, когда рыбы сохраняют способность самостоятельно проходить сквозь преграду.

Основным количественным показателем проницаемости преград является соотношение между размером просвета в преграде (l_n) и миделевым сечением рыб (H_p). Относительная проницаемость (N_n) равна соотношению (l_n/H_p). В связи с тем, что в литературе по рыбозащите показатель H_p обычно не используется, для удобства он может быть выражен в относительных длинах рыб ($H_p=K l$), где (l) длина тела рыбы. Значение K у предличинок и личинок большинства костистых рыб составляет $(0,09-0,15)l$, у мальков с торпедовидной формой тела – $(0,17-0,23)l$, а у мальков с высоким телом (лещ, белоглазка и др.) – до $0,3l$. У непроницаемых преград – менее единицы ($N_n < 1$) (поперечные размеры рыб больше размеров просветов), у проницаемых больше единицы ($N_n > 1$).

В группу проницаемых преград мы объединили такие известные устройства как жалюзи (Bates, Vinsonhaler, 1957), висящие цепи и тросы (Brett, Alderdice, 1958), воздушно-пузырьковые завесы (работающие в режиме поведенческого принципа). Кроме этого, мы включили в эту группу такие опытные устройства как нитевидные щетки (плавающие отрезки рыболовной лески, закрепленные на дне с интервалом 1 мм); сетки, проницаемые для молоди рыб (ячей 4–20 мм, толщина нитки 0,5–1,5 мм); струи воды; стержни и цилиндры (диаметр 3–60 мм); пластины шириной 10 см – прямые и L-образные (Павлов, Пахоруков, 1983).

Многие из этих устройств являются экспериментальными и исследованы только в лаборатории. Их полное описание приведено в работе Павлова и Пахорукова (1983). В разделе 7.5.6.1. мы остановимся только на конструкциях, внедренных в нашей стране, а далее (раздел 7.5.6.2.) дадим анализ работы различных устройств тактильно-гидравлического способа защиты с применением проницаемых преград.

7.5.6.1. Основные конструкции

Воздушно-пузырьковая завеса (ВПЗ). Работы, посвященные использованию воздушно-пузырьковой завесы для лова рыб, ведутся уже давно. В нашей стране первые эксперименты в этом направлении были проведены А. Шпольским (1938). В дальнейшем подобные исследования были продолжены рядом авторов и велись в основном со взрослыми рыбами. Воздушно-пузырьковую завесу использовали в комплексе с различными орудиями лова, применяя, в качестве крыла ставного невода, крыла близнецового трала и т.д. При этом почти повсеместно значительно увеличивался улов рыб. Хорошие результаты были получены и при использова-

нии воздушной завесы в качестве заградителя для остановки мигрирующей сельди в р. Помолобас (the Pomolobus River) (Kupfer, Gordon, 1966).

В основу использования ВПЗ для защиты молоди рыб, как было указано выше, могут быть положены два принципа – физический и поведенческий. Физический принцип мы рассмотрели ранее (раздел 7.4.3.) – используется в способе, основанном на эрлифтном эффекте. Здесь мы остановимся на поведенческом принципе, который основан на реакции испуга и ухода рыб от стенки, образованной пузырьками воздуха, поднимающимися к поверхности воды. Воздействие на рыб завесы из пузырьков воздуха является комплексным, и ее восприятие рыбами связано с работой нескольких рецепторов.

Для защиты молоди лососевых с использованием поведенческого принципа (отпугивания) Э. Мэрфи (E. Murphey from: Warner, 1956) было создано специальное устройство – воздушно-струйный отражатель, который был выполнен в виде ряда соединенных между собой вертикальных труб, снабженных редукторами и диафрагмами. При выходе воздуха из труб в воду диафрагмы издавали дополнительный звук с непостоянной частотой. Было отмечено, что вибрирующий звук и воздушные пузырьки хотя и отпугивали некоторое количество рыб, однако в целом устройство оказалось неэффективным.

Дж. Бретт и Д. Алдердайс (Brett, Alderdice, 1958) испытывали ВПЗ, расположенную под углом 45° к потоку воды в экспериментальном лотке. Молодь лососевых длиной 85–100 мм днем полностью отводилась в рыбоотвод, а в темное время эффект защиты снижался до 58%.

Нами проведены лабораторные исследования воздействия ВПЗ на рыб (Курагина и др., 1978). Регулируя режим подачи воздуха от минимального до максимального, получали разную эффективность отведения верховки длиной 40–60 мм. При максимальном расходе бурлящая масса отпугивала 46% рыб. Максимальное отведение верховки в рыбоотвод (79,8%) наблюдалось, когда струйки сферических пузырьков воздуха диаметром 1–5 мм почти равномерно распределялись по всей длине завесы.

Большинство исследователей считает, что реакция рыб на воздушную завесу связана со зрительным восприятием (Blaxter, Parrish, Meadow, 1960; Лексуткин, Соколов, 1963 и др.). Свою точку зрения эти авторы обосновывают тем, что в темноте рыбы проходят сквозь воздушную завесу. Это мнение подтверждают также наши эксперименты по изменению плотности пузырьковой завесы. Продолжая эти исследования, А.А. Дарков и А.Л. Эрслер (1978) установили, что в темноте независимо от степени мутности воды эффективность отведения рыб составляла в среднем 32–34%.

Таким образом, в темноте при отсутствии условий для зрительной ориентации эффект защиты молоди рыб с помощью воздушно-пузырьковой завесы хотя и снижается, но не исчезает полностью, что дает возможность использовать завесу в качестве дополнительного и весьма недорогого средства защиты рыб. Можно предположить, что на основе изучения продолжительности поведенческой адаптации рыб к свету удастся значительно повысить эффект использования ВПЗ, при комбинировании со световым способом защиты.

Жалюзийные экраны, омываемые гидроструями конструкции Волгоградского отделения НИС «Гидропроект», прошли опытную проверку на водозаборных сооружениях мощностью 1,5 м³/с, расположенных на р. Урал (Гурьевский нефтеперерабатывающий завод, Курсайская оросительная система). Результаты натурных наблюдений показали, что эти экраны обладают достаточно высокой рыбозащитной эффективностью. Для молоди рыб с длиной тела 8–11 мм эффект защиты составил 63,6%, а для рыб размером более 12 мм – 91,3%.

Жалюзийные экраны с гидроомыванием установлены также на Тверской ТЭЦ-4, ТЭЦ-1 (рис. 7.22), Смоленской ТЭЦ-2, Дорогобужской ГРЭС и др. Гидравлико-биологические исследования показали высокую эффективность данной конструкции. Жалюзийные экраны эффективно работали как в темное время суток, так и днем. На водозаборе Тверской ТЭЦ-1 для молоди рыб с длиной тела от 12 до 90 мм показатель эффективности составлял 84–86%.

Определение эффективности отдельных элементов жалюзийного рыбозащитного устройства с потокообразователем выполнено на водозаборе насосной станции ОПХ «ВолжНИИГиМ», размещенной на магистральном канале Энгельской оросительной системы (Салиенко и др., 2007). Потокообразователь создавал струйную завесу перед жалюзийным экраном, который имел размеры 0,910×0,880 м, средняя скорость течения в створе экрана – 0,19 м/с. В опытах была использована молодь уклей, плотвы, густеры с длиной тела 8–23 мм. Проведенные опыты в темное время суток показали, что эффективность защиты молоди рыб только струйной завесой составляла – 39,5–48,9%, плоским жалюзийным экраном без потокообразователя – 62,4–68,3%, плоским жалюзийным экраном с потокообразователем – 82,9–88,0%. Таким образом, наличие струйной завесы перед жалюзийным экраном увеличивает эффективность рыбозащитного сооружения. Следует отметить, что в дневных экспериментах при наличии условий для зрительной ориентации эффективность данного жалюзийного рыбозащитного устройства составляла 96,2–100%.

В качестве рыбозащитного устройства на водозаборе самоходной плавучей буровой установки «Астра», расположенной в районе Северного Каспия, применяются жалюзийные кассеты с потокообразователями. Анализ результатов иссле-



Рис. 7.22. Схема жалюзийного рыбозащитного устройства водозабора Тверской ТЭЦ-4
БНС — береговая насосная станция

дований показывает, что надежность защиты рыб зависела от видовой принадлежности рыб, размерных характеристик молоди. За весь период исследований эффективность защиты менялась от 77,8% (рыба-игла) до 88,0% (килька), в среднем эффективность составляла 83,0%.

Жалюзийный экран с потокообразователями установлен также на водозаборе Дорогобужской ГРЭС (рис. 7.23, вклейка). Рыбозащитная эффективность молоди с длиной тела более 12 мм превышала 80%.

7.5.6.2. Анализ работы различных устройств тактильно-гидравлического способа с применением проницаемых преград

Сравнение результатов исследований рыбозащитных устройств, основанных на данном способе защиты, позволило выявить ряд закономерностей в их работе.

Влияние угла (θ°) расположения преграды по отношению к потоку воды. Все проницаемые преграды располагаются под углом к потоку воды. При этом с уменьшением угла θ° эффективность рыбоотведения увеличивается. Так, оптимальным углом для воздушно-пузырьковой завесы является угол равный 11° (Курагина и др., 1978), а для жалюзи – $10\text{--}16^\circ$ (Bates, Vinsonhaler, 1954).

Влияние скорости подходного потока. Наиболее ярко проявилось при использовании для отведения рыб висячих цепей, нитевидных щеток, ВПЗ и жалюзи. Проведенные исследования позволили выявить общую тенденцию – увеличение эффективности отведения рыб с возрастанием скорости потока (V_n) до некоторого предела, после которого наблюдалось ее снижение. Для ВПЗ оптимальным значением V_n была критическая скорость течения для рыб (V_k).

Исследования непроницаемых сетчатых РЗУ (см. ниже) показали, что для отведения рыб большое значение имеет скорость по нормали к сетке (V_n). Анализ материалов исследований, проведенный с некоторыми проницаемыми преградами (ВПЗ, проницаемые сетки, стержни) показал, что наиболее эффективной является область $V_n/V_k = 0,14\text{--}0,33$. Требуется дальнейшее изучение этого весьма важного показателя.

Влияние скорости потока в рыбоотводе ($V_{p.o.}$). Увеличение этого показателя ведет к повышению эффекта отведения рыб. Отношение $V_{p.o.}/V_n$ при эффективном отведении рыб зависит от скорости подходного потока и бывает наименьшим при оптимальных скоростях V_n . Например, по ориентировочным подсчетам при оптимальном рыбоотведении $V_{p.o.}/V_k$ для жалюзи составляло примерно 1,4, при $V_{p.o.}/V_n \leq 5,3$. Для других испытанных устройств $V_{p.o.}/V_k > 1$ (исключение составляют цепи и нитевидные щетки), а $V_{p.o.}/V_n \cong 4,9\text{--}7,8$ (исключение составляют цепи).

Влияние проницаемости преграды для рыб. Относительная проницаемость в испытанных конструкциях изменялась от 1,0 до 21,8. Наиболее полные сведения получены по испытаниям сеток, стержней и жалюзи. Максимальная эффективность достигалась при N_n (относительная проницаемость) в пределах от 1,3 до 3,0. Очевидно, что критические значения поведенческой проницаемости для рыб, т.е. возможность активного прохождения сквозь преграду лежит за пределами указан-

ных выше показателей в рассматриваемых устройствах. Поведенческая проницаемость связана, как правило, с проявлением поисковой реакции и реакции испуга, которые зависят от V_n , N_n и размеров пространства перед преградой (ширины аванкамеры). Постепенное смещение рыб в более узкую зону аванкамеры к рыбоотводу увеличивает реакцию испуга и повышает интенсивность поиска для выхода из критической ситуации. В результате, рыбы чаще и в большем количестве проходят через преграду. Увеличение скорости течения мобилизует рыб, усиливает реореакцию и ограничивает возможность проявления поисковой реакции. Это повышение в пределах скорости V_n до $1,0V_k$ должно увеличивать эффективность действия РЗУ за счет снижения поведенческой проницаемости. Дальнейшее увеличение V_n ($V_n > V_k$) повышает вероятность выноса рыб через преграду (физическая проницаемость) и ведет к снижению эффективности защиты. Таким образом, действие проницаемых тактильно-гидравлических РЗУ имеет скоростные ограничения по верхнему и нижнему пределу. Их эффективная работа возможна в довольно узкой области скоростей течения.

Влияние освещенности. Все проницаемые преграды имеют высокую эффективность при дневном освещении. Однако в темноте резко снижается эффективность защиты с помощью воздушно-пузырьковой завесы – с 80 до 30% (Павлов, Пахоруков, 1983) и при использовании цепей и тросов (Brett, Alderdice, 1958). Освещение преграды в ночное время вызывает реакцию испуга у рыб, увеличивает число особей, проходящих через преграду и снижает эффективность защиты в 1,5–4 раза.

Форма преграды (компоновка) может быть прямолинейной и дугообразной с рыбоотводом у одного из берегов, а также V-образной с рыбоотводом в вершине. Наибольший эффект защиты получен нами во время исследования цилиндров и пластин при дугообразном расположении преграды за счет большей равномерности скоростей течения V_n (скорость по нормали к сетке) по длине преграды. Наименьший эффект – при V-образном расположении. Это связано с тем, что на конечном участке рыбы ведут себя беспокойно, совершают броски и при V-образном расположении вероятность их прохождения через преграду резко увеличивается.

Сравнение эффективности различных проницаемых преград весьма сложная задача. Почти по поводу каждой из них говорится, как о способной отводить 70–95% молоди. Однако если принять, что некоторые из этих значений получены при сечении рыбоотвода 50% от общего, в светлое время суток и для рыб длиной более 150 мм, то становится ясно, что эти преграды не равнозначны по необходимой для практических целей эффективности. Если принять во внимание необходимые требования для защиты личинок рыб длиной тела более 12 мм в темное время суток при минимальном расходе воды в рыбоотводе, то можно расположить анализируемые конструкции в порядке возрастания их эффективности: ВПЗ, цепи и тросы, нитевидные щетки, сетки, а затем стержни, жалюзи, цилиндры, L-образные пластины.

Для более точного сравнения, очевидно, лучше пользоваться таким показателем, как коэффициент перераспределения $K = C_1/C_2$, (где C_1 – концентрация рыб в

рыбоотводе, а C_2 – в водозаборе). Совместно с С. Н. Тюрюковым (Павлов, Тюрюков, 1986, 1988, 1989, 1991) было проведено тестирование всех устройств по этому показателю (кроме ВПЗ и цепей). Опыты ставились на личинках рыб длиной 4–18 мм в экспериментальных лотках. Мы получили наилучшие результаты в темноте для дугообразных преград из L-образных пластин (интервалы 30–100 мм, расход в рыбоотводе – 11%, $K = 11,2$) и особенно для цилиндров ($D = 40$ мм, интервал 20–60 мм, расход в рыбоотводе – 7%, $K = 39,9$). У всех других устройств даже при отведении 60–80% рыб обычно $K \cong 3-4$.

Механизм действия проницаемых преград длительное время оставался без внимания исследователей. Уже было отмечено, что эти преграды создают три основные группы раздражителей: гидравлические, тактильные и оптические. При наличии света все преграды воспринимаются зрительно и при оптимальных скоростных режимах эффективно отводят рыб. В темное время суток преграды воспринимаются под действием других групп раздражителей. Наибольший интерес представляет группа гидравлических раздражителей, которые связаны с резким изменением структуры потока, таких как продольные и поперечные градиенты скоростей, разделение потока на части, изменение направления потока, пульсации скоростей течения.

Любой объект, расположенный на течении, создает перед собой локальное возмущение потока (изменение гидравлической структуры). В зависимости от степени стабильности положения объекта в потоке эти локальные возмущения будут иметь различную степень постоянства. Наименее стационарные возмущения формируются при действиях пузырьков воздуха и свободно колеблющихся в потоке цепей, тросов и нитевидных щеток и сеток. Очевидно, в темноте, когда зрительное восприятие этих преград резко снижается, эффективность их действия оказывается низкой. Эффективность рыбоотведения в темноте должна зависеть от степени воздействия устройств на гидравлическую структуру потока (рис. 7.24–7.27).

Было показано (Павлов, Тюрюков, 1986, 1989), что с усилением гидродинамических возмущений в ряду цилиндр – пластина – струя на-

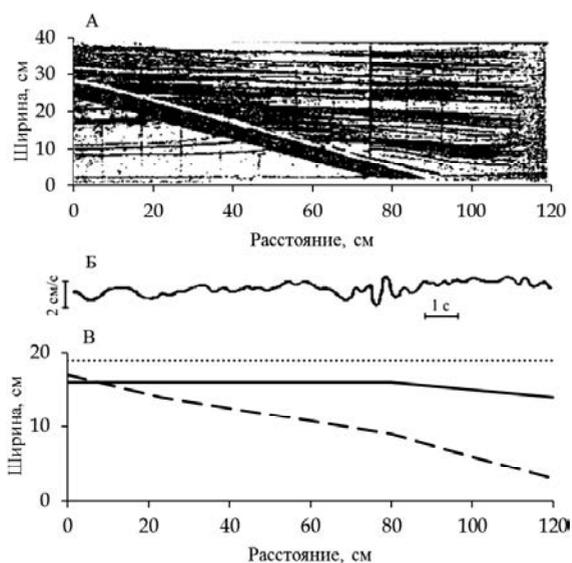


Рис. 7.24. Характеристики потока и трассы движения рыб перед преградой из сетного полотна с ячейей 20 мм (по Павлов, Тюрюков, 1986) А – структура потока; Б – пульсации скоростей течения в поперечном створе в 5 см перед преградой, средняя скорость 20 см/с, интенсивность турбулентности 0,015; В – усредненные трассы движения рыб: (---) – на свету, (—) – в темноте, (•••) – мертвых рыб

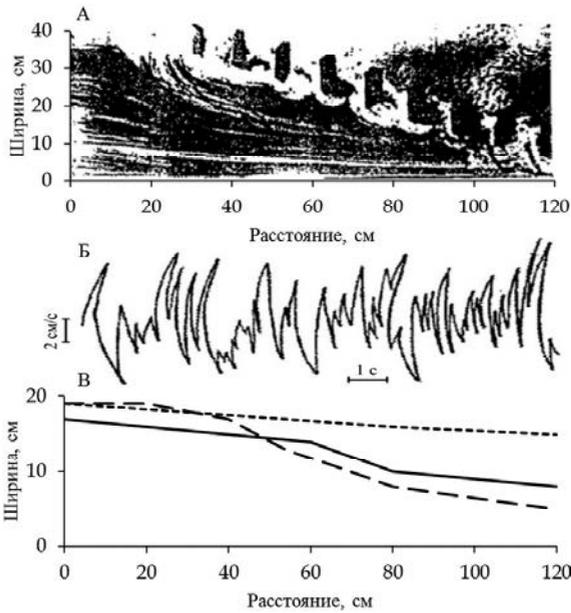


Рис.7.25. Характеристики потока и трассы движения рыб перед преградой из L-образных пластин (по Павлов, Тюрюков, 1986)

А – структура потока; Б – пульсации скорости течения в поперечном створе в 5 см перед преградой, средняя скорость 20 см/с, интенсивность турбулентности 0,12; В – усредненные трассы движения рыб: (---) – на свету, (—) – в темноте, (•••) – мертвых рыб

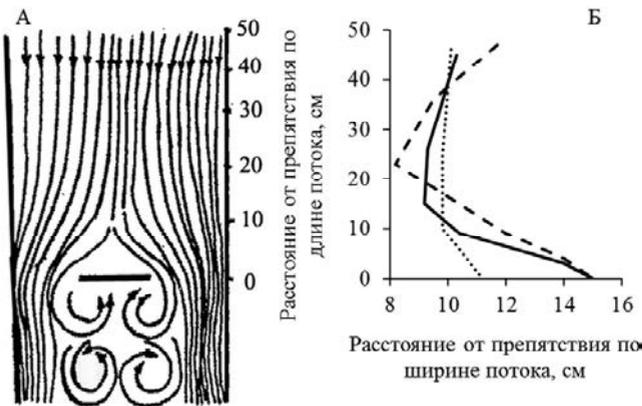


Рис.7.26. Структура потока (А) и усредненные трассы движения рыб (Б) в темноте вблизи пластины шириной 10 см (по Павлов, Тюрюков, 1986)

Трассы движения рыб: (—) – при неподвижной пластине, (---), – при вибрирующей пластине, (•••) – мертвых рыб при неподвижной пластине

блюдается увеличение различий между усредненными трассами движения живых рыб в темноте и мертвых рыб (соответственно, 0, 3,5 и 11,5 см) и увеличение дистанции смещения от центра источника возмущения (соответственно, 13, 15 и 35 см). Усредненные трассы движения рыб смещаются в сторону от того места, где изменяется направление течения и замедляется его скорость в продольном направлении (отрицательный продольный реоградиент). Двигаясь в обход препятствия, рыбы смещаются в поперечном направлении в сторону увеличения скорости течения и, попадая в зону с увеличивающимися в продольном направлении скоростями (положительный продольный реоградиент), сносятся потоком. Таким образом, рыбы, сносимые потоком вблизи препятствия, избирают зону повышенных скоростей течения. Аналогичную зону они избирают и на участке выше препятствия, о чем свидетельствует отклонение усредненных трасс движения живых рыб в темноте (рис. 7.26 Б, 7.27 Б).

При расположении преграды под острым углом к потоку воды локальные возмущения вынуждают

живых рыб перемещаться вдоль преграды от одного элемента к другому (Павлов, Тюрюков, 1986, 1988, 1989, 1991). Этого не происходит с мертвыми рыбами и поплавками, что подтверждает ведущую роль поведения в перераспределении рыб перед проницаемыми преградами (рис. 7.24–7.27).

Проницаемые преграды создают не только локальные возмущения, но и поперечный градиент перед ними, что также может способствовать перераспределению рыб в сторону рыбоотвода.

Совпадение размеров зоны гидравлических возмущений и дистанции избегания препятствий в темноте подтверждает гидродинамическую природу воспринимаемых рыбами стимулов. Удалось установить (Павлов, Тюрюков, 1986, 1989), что гидродинамические возмущения, создаваемые препятствиями малых размеров (менее 20 мм), видимо, лежат ниже пороговых величин восприятия или просто не представляют для рыб длиной 30–60 мм опасности и поэтому не вызывают реакции избегания. Рыбы обнаруживают их только при касании (тактильно).

Оптимизация работы проницаемых преград из пластин и цилиндров, по создаваемым ими гидродинамическим возмущениям потока, позволила в экспериментальных лотках отводить до 75% молоди длиной 6–17 мм.

Таким образом, поведение рыб перед рыбозащитными преградами формируется под воздействием не только зрительных и тактильных, но и гидродинамических стимулов. Способность рыб ориентироваться в пространстве с помощью гидродинамических стимулов и возможность использования возмущений потока для управления движением покатной молоди позволяют теоретически обосновать новые гидравлические способы защиты рыб.

7.5.7. Тактильно-гидравлический способ с применением непроницаемых преград

Данный способ объединяет конструкции всех фильтрующих устройств (режим поведенческого принципа), имеющих преграду физически непроницаемую для рыб. Непроницаемость преграды предоставляет более широкие возможности для управления поведением рыб, поскольку при их использовании (в отличие от применения проницаемых преград) рыбы не могут пройти в водозаборный поток

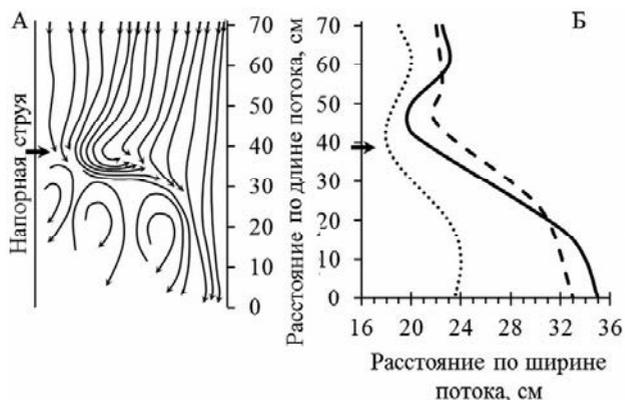


Рис. 7.27. Структура потока, возмущенной поперечной струей (А), и усредненные трассы движения рыб (Б) (по Павлов, Тюрюков, 1986)

Трассы движения рыб как на рис. 7.24

ни при низких, ни при высоких скоростях ($V_n > V_k$). С другой стороны, мощность гидравлических и тактильных стимулов, возникающих в зоне непроницаемых преград, вынуждает рыб сопротивляться прижатию на пределе своих плавательных возможностей. В таких устройствах, в отличие от проницаемых преград, может быть использован как поведенческий, так и, отчасти, физический принцип рыбозащиты. Учитывая то, что данная группа РЗУ имеет наиболее широкое применение, рассмотрим соответствующие устройства более подробно.

7.5.7.1. Основные конструкции

Исходя из условий отведения защищаемых рыб, мы разделили все фильтрационные РЗУ на две группы: РЗУ без рыбоотвода и РЗУ с рыбоотводом.

Рыбозащитные устройства без рыбоотвода

К этой группе относятся ряжевые и кассетные фильтры, фильтрующие дамбы, плоские сетки без рыбоотвода, сетчатые барабаны различных конструкций с принудительной очисткой, ленточные вращающиеся сетки. Рыбозащитные устройства этой группы не имеют строго локализованной зоны концентрирования защищаемых рыб, и им трудно найти выход в безопасную зону.

Кассетные фильтры. В последнее время на малых водозаборах широкое распространение получили кассетные фильтры, представляющие собой каркасы, заполненные галькой, гравием, керамзитом и

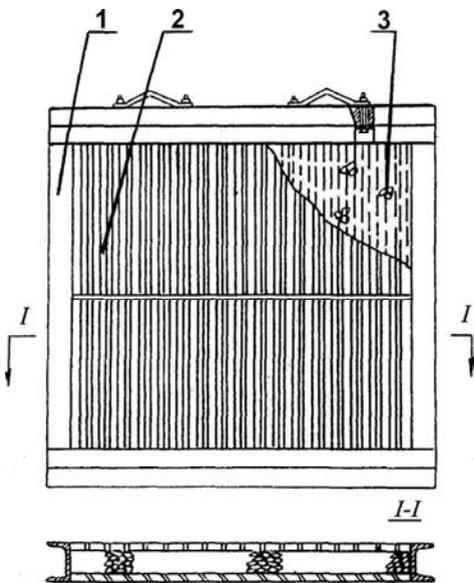


Рис. 7.28. Кассета с насыпным наполнителем (по Образовский, 1979а)

А – вид сбоку, Б – разрез по I-I; 1 – рама кассеты, 2 – решетка напорной грани кассеты, 3 – насыпной наполнитель

другими материалами, отсортированными по фракциям, обеспечивающими необходимую пористость данному фильтру (рис. 7.28). Значительный объем научно-исследовательских и конструкторских работ по кассетным фильтрам выполнен в НИИ ВОДГЕО под руководством А.С. Образовского (1979а,б). Эти кассеты устанавливаются в пазах и, в целом, являются дорогостоящим сооружением. Так как эксплуатация этих кассет связана со сложной их противокальматационной очисткой, использование таких фильтров обычно ограничивается небольшой производительностью водозабора – до $5 \text{ м}^3/\text{с}$.

Весьма важным моментом для защиты рыб этими устройствами является скорость течения в порах фильтра. Исследованиями установлено, что она не должна превышать крейсерских скоростей плавания защищаемой молоди при использова-

нии в качестве наполнителя кассет с фракций диаметром 10–20 мм.

В ТГТУ разработан ряд конструкций фильтрующих кассет для водозаборов малой производительности (Барекян и др., 1998). На рисунке 7.29 показана компоновка рыбозащитного сооружения на водозаборе Вышневолодской ТЭЦ (Тверская обл.) производительностью $Q = 0,160 \text{ м}^3/\text{с}$.

Совершенствование конструкции фильтров продолжается по линии улучшения систем их очистки, снижения скоростей фильтрации, рациональной компоновки защитного полотна и поиска новых фильтрационных материалов (Пахоруков, Черноусов, 1989). Ведущая организация, работающая в этой области – НИИ ВОДГЕО (г. Москва).

Компоновки водоприемников с рыбозащитными фильтрующими кассетами (Образовский, 1976) приведены на рисунке 7.30.

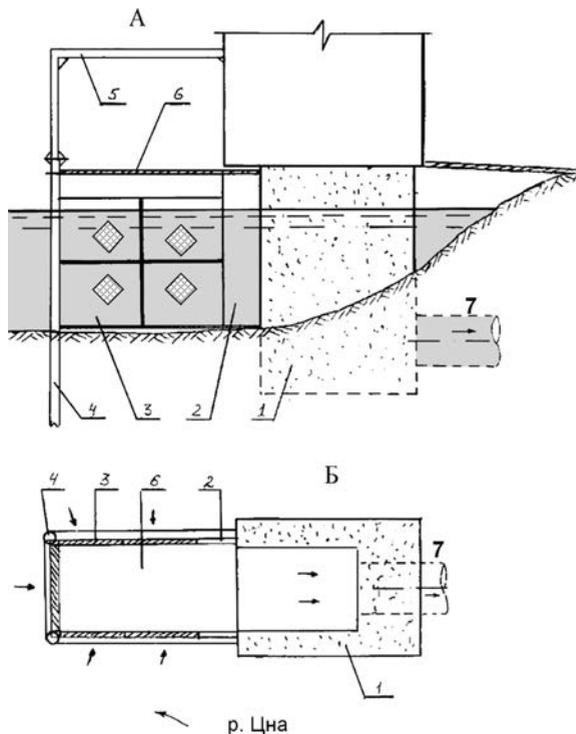


Рис. 7.29. Схема фильтрующего рыбозащитного устройства Вышневолоцкой ТЭЦ (Тверская обл.) А – продольный разрез, Б – план; 1 – железобетонный оголовок, 2 – каркас РЗУ, 3 – фильтрующие кассеты, 4 – опоры, 5 – балка, 6 – настил, 7 – трубопровод к водопотребителям; \longrightarrow – направление течения

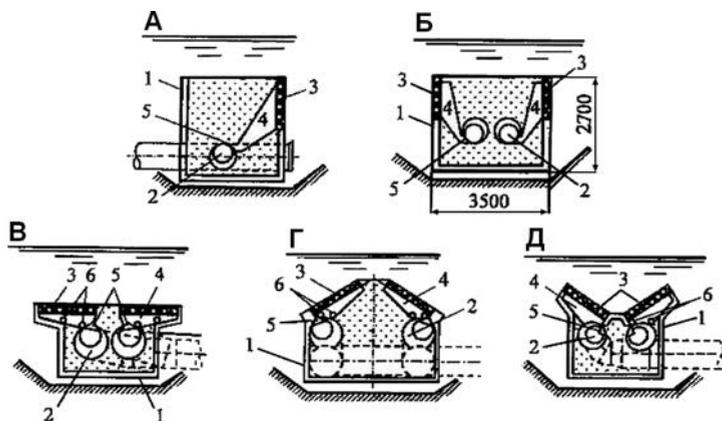


Рис. 7.30. Компоновка водоприемников с рыбозащитными фильтрующими кассетами (по Образовский, 1979)

А, Б – вертикальная компоновка, В, Г, Д – горизонтальная компоновка; 1 – корпус водоприемника, 2 – вихревые камеры, 3 – фильтрующие кассеты, 4 – растресканный бункер, 5 – входная щель с струенаправляющими диафрагмами, 6 – трубы для выпуска сжатого воздуха

Сотрудниками НГМА предложена конструкция кассеты с наполнителем в виде пластмассовых шариков (Михеев, 2000). Такие конструкции имеют малый вес, что позволяет осуществлять их промывку в процессе работы без подъема кассет.

Фильтрующее кассетное рыбозащитное сооружение на базе **пористого керамзитобетона** введено в эксплуатацию в 1991 г. на водозаборе Астрахань-Мангышлак (р. Кигач) производительностью более 3,0 м³/с. В ходе испытаний, проведенных КаспНИРХом в 1992 г., было установлено, что эффективность защиты молоди рыб изменяется от 83,5 до 98,6%. Выявлено, что в светлое время суток эффект защиты имеет максимальное значение, в большинстве случаев равное 100%.

Порозластовые фильтры. Порозласт – это блочный материал, состоящий из инертных наполнителей (гравий, керамзит и др.) и полимерного связующего материала (полиэтилен). Кассеты и фильтры имеют небольшой вес, технологичны и легко очищаются (Сегаль, 1989, 1992).

Сотрудники ВНИИВодполимер в 1987 г. провели исследования на водозаборном оголовке производительностью 125 л/с, размещенном на транзитном потоке подводящего канала Прибалтийской ГРЭС при скоростях течения 13 см/с. Использовались фильтры из порозласта с фракцией наполнителя 12–16 мм. В период испытаний отмечено попадание молоди окуня, плотвы, щуки, колюшки *Gasterosteus Pungitius* и сетка с длиной тела от 5 до 51 мм. Результаты этих испытаний представлены в таблице 7.6.

Таблица 7.6. Результаты испытаний фильтрующих кассет из порозласта (по Сегаль, 1992)

Условия размещения кассет относительно потока	Эффективность защиты, %
Вертикальное, торцевое, нормальное	21,9
Вертикальное, параллельное	62,4
Вертикальное, лобовое, нормальное	100,0
Горизонтальное, донное	94,5

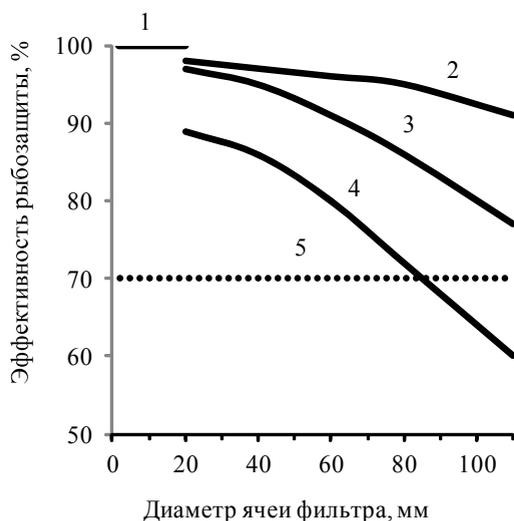


Рис. 7.31. Эффективность рыбозащиты в зависимости от крупности фильтра (по Вдовин, 2002)

1 – инфильтрационный водоотбор при $V_{вх} \leq 0,005$ м/с, (где $V_{вх}$ – скорость входящего потока), 2 – инфильтрационно-фильтрационный водоотбор при $V_{вх} \leq 0,02$ м/с, фильтрующий водоотбор при: 3 – $V_{вх} \leq 0,1$ м/с, 4 – $V_{вх} > 0,1$ м/с, 5 – минимально допустимая эффективность рыбозащиты по СНиП 2.06.07-87 (70%)

Дальнейшие испытания порозластовых кассет на объектах коммунального и промышленного водоснабжения производительностью до 200 л/с подтвердили возможность применения этого типа рыбозащитного сооружения и его высокую эффективность, при правильном расположении и эксплуатации.

Средняя скорость фильтрации воды (V_{ϕ}) в порах порозластового фильтра определяется по формуле :

$$V_{\phi} = 0,34 \cdot H/d/B, \quad (7.7)$$

где H – напор на сооружение, d – средняя крупность зерен наполнителя, B – толщина плиты.

Эффективность фильтрующих сооружений зависит от многих факторов, в том числе от скорости течения и крупности фильтра (рис. 7.31).

Фильтрующие дамбы. Имеется ряд конструктивных решений водозаборов, в которых используется фильтрующая дамба в качестве рыбозащитного устройства (рис. 7.32, 7.33, см. с. 334).

Эти сооружения обеспечивают высокую степень очистки воды, высокую рыбозащитную эффективность и применяются в особо тяжелых природно-климатических и гидрологических условиях. Так, например, эксплуатация водозаборов в г. Якутск из р. Лена и водозаборов г. Красноярск из р. Енисей показала высокую эффективность (до 100%) при достаточно больших расходах, отбираемых при скорости входящего потока $V_{вх} \leq 0,007$ (Образовский, 1976; Вдовин и др., 2002 и др.).

Плоские сетки. Данная конструкция представляет собой рамы, обтянутые сетным полотном и установленные в рыбозащитную эстакаду. В зависимости от конфигурации оголовка водозаборного сооружения и от других условий сетное полотно может располагаться в плане по прямой или кривой линиям, а также в виде многоугольника. Диапазон применения таких конструкций, учитывая простоту их изготовления, самый разнообразный – от 0,1 до 10 м³/с. Имеются данные о результатах испытаний отдельных конструкций плоских рыбозащитных сеток.

Водозабор *Донского рыбопитомника* производительностью около 2,0 м³/с был оборудован рыбозащитным устройством «плоская сетка» на рамном каркасе в форме шестиугольника. Эффект защиты для молоди рыб с длиной тела от 10 до 25 мм составил 59,3%.

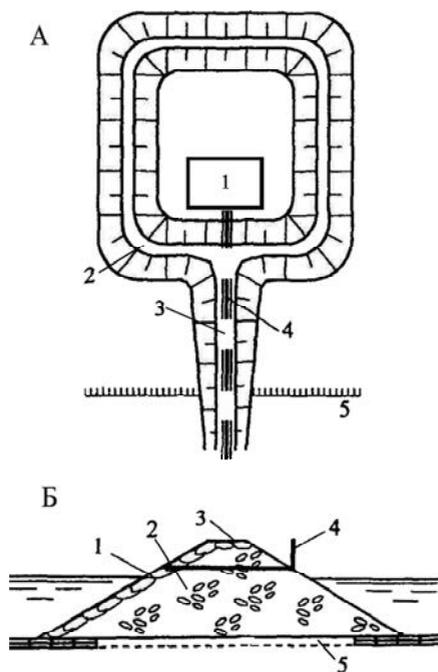


Рис. 7.32. Водоприемник, защищенный фильтрующей дамбой (по Вдовин и др., 2002)

А – вид в плане: 1 – водоприемный колодец, 2 – фильтрующая дамба, 3 – глухая дамба, 4 – водоводы, 5 – береговая линия; Б – разрез фронтальной фильтрующей дамбы: 1 – отводка верхового откоса камнем, 2 – тело дамбы, 3 – гребень дамбы, 4 – волноотбойная стенка, 5 – тюфяк-постель из хворостяных фашин

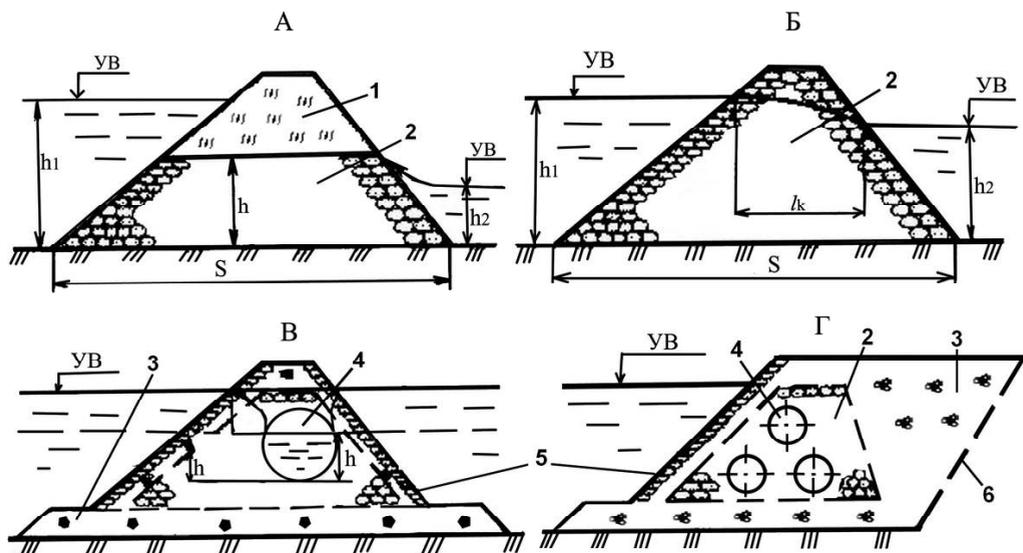


Рис. 7.33. Рыбозащитные фильтрующие дамбы (по Михеев, 2000)

А – фильтрующая дамба напорная, Б – фильтрующая дамба безнапорная, В – фильтрующая дамба безнапорная с дрена-водоводом при двухстороннем подходе потока, Г – фильтрующая дамба при одностороннем подходе потока; 1 – грунтовая часть дамбы, 2 – каменная наброска, 3 – гравийно-щебеночный водоприемный слой, 4 – дрена-водовод, 5 – съемные фильтрующие плиты, 6 – строительный откос; УВ – уровень воды

Азовский магистральный канал производительностью $20 \text{ м}^3/\text{с}$ осуществляет забор воды из Веселовского водохранилища. Рыбозащитное устройство выполнено из сетного полотна (ячей $2 \times 2 \text{ мм}$) в виде незамкнутого пятиугольника со сторонами по $25,2 \text{ м}$ каждая. По всему размерному классу защищаемых рыб эффект защиты в среднем составил 36% , а для рыб размером более 15 мм – 42% (Иванов и др., 1987). При проведении испытаний рыбозащитного устройства скорости течения нормальные к сетному полотну составляли от $0,08$ до $0,22 \text{ м/с}$.

Лопастной самовращающийся рыбозащитный барабан, разработанный совместно ЦУРЭН и ВНИИВодполимер, представляет собой жесткий каркас в виде шестигранной призмы, боковая поверхность которой закрыта сеткой с размером ячеей $1\text{--}2 \text{ мм}$. С наружной стороны барабана по ребрам призмы установлены лопасти, состоящие из неподвижной части, примыкающей к барабану, и соединенной с ней на петлях поворотной части (рис. 7.34). Вращение барабана осуществляется гидродинамическим давлением потока на раскрытые лопасти, поэтому его применение возможно только для водотоков со скоростями течения более 20 см/с .

Очистка сетных фильтров осуществляется вихревым движением потока, образующимся между лопастями при вращении барабана. В речном потоке такие барабаны, рассчитанные на расход водопотребления от $0,5$ до $1,0 \text{ м}^3/\text{с}$, хорошо рекомендовали себя даже при защите ранней молодежи рыб.

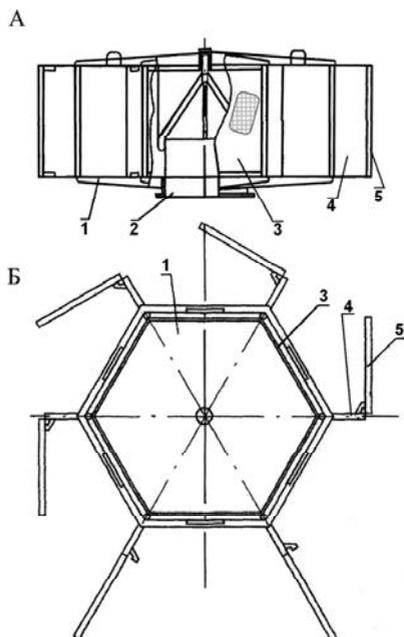


Рис. 7.34. Лопастной самовращающийся рыбозащитный барабан (по Эрслер, Сегаль, 1987)

А – разрез, Б – вид сверху; 1 – корпус, 2 – опора, 3 – съемная сетка, 4 – неподвижная часть лопасти, 5 – складывающаяся часть лопасти

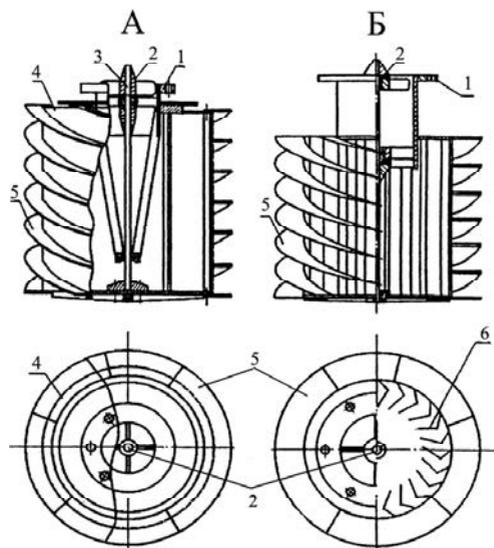


Рис. 7.35. Конструктивные схемы рыбозащитных барабанов типа ARS (по Сегаль, Эрслер, 1987)

Вид сбоку (верхний рисунок) и сверху (нижний рисунок) барабанов типа: А – ARS-1, Б – ARS-4; 1 – фланец, 2 – приводное колесо, 3 – опорная ось, 4 – перфорированный барабан, 5 – винтовая лопасть, 6 – пластины жалюзи

Основные испытания данной конструкции рыбозащитного устройства на расход $0,5 \text{ м}^3/\text{с}$ проводились ЦУРЭН на реках: Салаца, Днестр и Протока. Установлено, что эффективность данного устройства для молоди с длиной тела 5–38 мм изменялась в пределах от 92,0 до 98,0%

Рыбозащитный барабан ARS, разработанный ЦУРЭН и ВНИИВодполимер (Сегаль, Эрслер, 1987), предназначен для защиты молоди рыб от попадания в водозаборы, устанавливаемые в стоячих водоемах (расход водозабора до $0,1 \text{ м}^3/\text{с}$). Разработан ряд модификаций рыбозащитного барабана (Эрслер, 1999). На рисунке 7.35 показаны конструктивные схемы барабанов ARS-1 и ARS-4.

На боковых поверхностях барабана, представляющих собой рыбозащитный экран, расположены лопасти в форме многозаходного архимедова винта. При вращении барабана, которое осуществляется при помощи специального привода, формируются токи воды со скоростями, превышающими подходы скорости к рыбозащитному устройству. Скорость вращения ARS-1 – 6–9 об./мин, ARS-4 – 20–25 об./мин. Испытания этих устройств, проведенные на р. Волге в Астраханской и Саратовской (г. Энгельс) областях показали эффективность для молоди плотвы, сельди-черноспинки, уклей и других видов рыб в пределах от 83,7 до 99,1% при

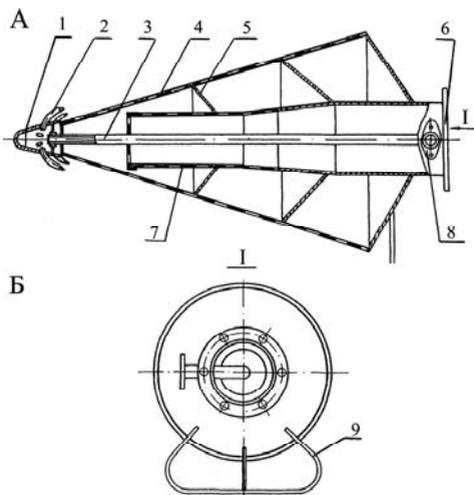


Рис. 7.36. Рыбозащитный оголовок с потокообразователем (РОП), разработан Волгоградским отделением НИС Гидропроекта (по Михеев, 2000)

А – разрез по продольной оси, Б – вид по I; 1 – потокообразователь, 2 – насадки потокообразователя, 3 – водовод потокообразователя, 4 – перфорированный экран, 5 – корпус с перегородками, 6 – фланец для соединения с всасывающей трубой, 7 – внутренняя перфорированная несущая труба, 8 – фланец, 9 – опорная дуга

работоспособность РОП следует с позиций описанного выше механизма защиты тактильно-гидравлического способа при применении проницаемых для рыб преград. Здесь работа струй потокообразователя обеспечивает вокруг обшивки РОП устойчивое гидродинамическое поле, отличное от гидравлической структуры окружающей среды. Это приводит к проявлению у рыб реакции избегания гидродинамических возмущений и уход из зоны действия водозабора.

Эффективность рыбозащитного оголовка с потокообразователем зависит от места установки в водоеме. При наличии транзитных течений эффективность рыбозащиты увеличивается по сравнению с размещением РОП в застойных зонах или вблизи от берега. Рыбозащитная эффективность оголовков РОП-175 по молоди рыб с длиной тела 25 мм и более достигает 91–94%, оголовки РОП-500 при расходе воды (0,5 м³/с) способны обеспечивать защиту 70% молоди рыб с длиной тела от 10 до 37 мм (Рипинский, 1991).

Рыбозащитные устройства с рыбоотводом

К этой группе относятся сетчатые вращающиеся барабаны с рыбоотводом, вертикальная и горизонтальная косо расположенные плоские сетки, вертикальная

выживаемости от 98,5 до 100% (Эрслер, 1999).

Рыбозащитный оголовок с потокообразователем (РОП) представляет собой перфорированный конус с внешней очисткой обшивки струями воды, созданными специальным потокообразователем. Волгоградским отделением НИС Гидропроект разработаны модификации РОП на расходы от 0,05 до 0,5 м³/с (рис. 7.36).

При включенном насосе вода из водоема поступает через перфорированную боковую поверхность в его внутреннюю полость и через отверстия перфорированной несущей трубы во всасывающий водовод насоса, а далее через насос в напорный водовод. Часть расхода воды из напорного водовода через водовод питания потокообразователя подается к насадкам. Выходящие из насадок струи образуют рыбоотводящий поток вдоль перфорированного экрана. Рыбозащитный оголовок устанавливается на поток.

По нашему мнению, объяснять работоспособность РОП следует с позиций описанного выше механизма защиты тактильно-гидравлического способа при применении проницаемых для рыб преград. Здесь работа струй потокообразователя обеспечивает вокруг обшивки РОП устойчивое гидродинамическое поле, отличное от гидравлической структуры окружающей среды. Это приводит к проявлению у рыб реакции избегания гидродинамических возмущений и уход из зоны действия водозабора.

и горизонтальная косо расположенные вращающиеся сетные ленты, конусные РЗУ и др. Важным классификационным признаком фильтрационных РЗУ данной группы является угол расположения преграды по отношению к потоку. В связи с этим эту группу можно подразделить на конструкции с преградой, расположенной перпендикулярно к потоку, и преградой, расположенной под углом к потоку воды. Последние получили наибольшее распространение, поэтому именно они подробно рассматриваются далее.

Вертикально расположенная плоская сетка. Представляет собой плоскую сетку с рыбоотводным каналом (рис. 7.37).

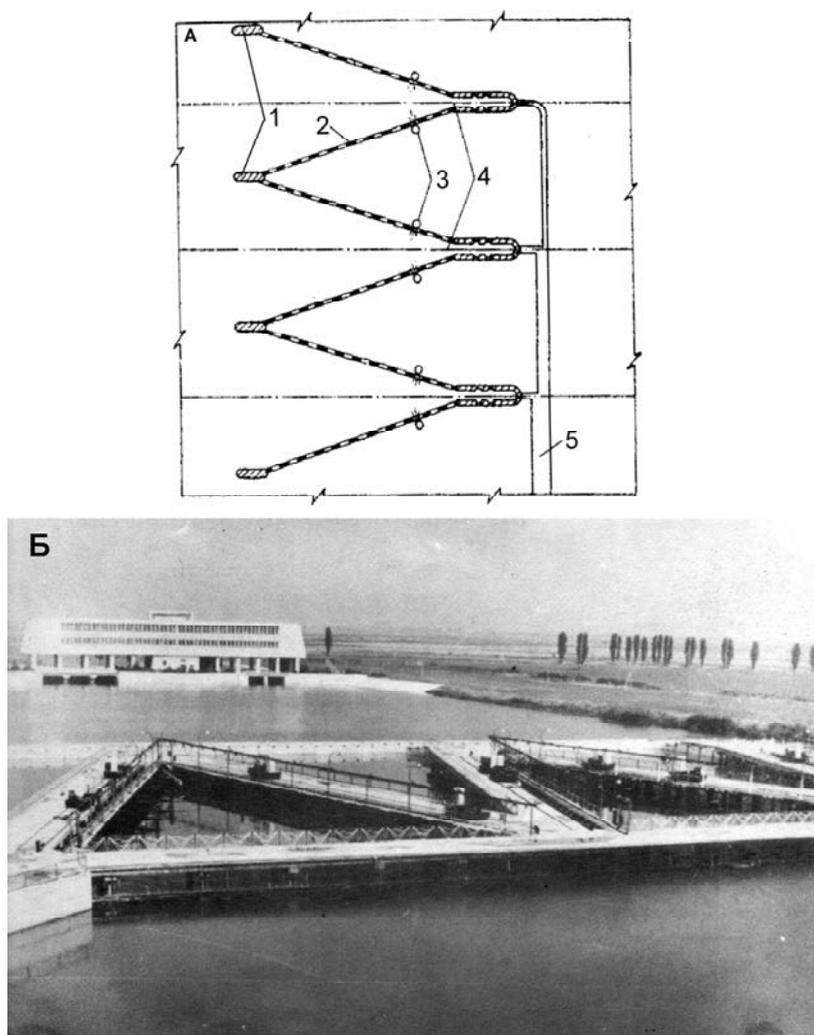


Рис. 7.37. Секционный W-образно расположенный экран с рыбоотводом в каждой секции (по Павлов, Пахоруков, 1983; Pavlov, 1989)

А — схема, Б — фотография; 1 — быки входного участка, 2 — рыбозаградительный экран, 3 — флейта, 4 — оголовок рыбоотвода, 5 — рыбоотвод

Основными элементами конструкции являются сетчатое полотно, очистное устройство и рыбоотвод. В состав конструкции очистного устройства входят насосы для питания водоструйных флейт, приспособленные для возвратно-поступательного движения водоструйных флейт вдоль сетчатого полотна, и средства автоматики для работы очистного устройства в зависимости от степени засорения сетчатого полотна. Расстояние между водоструйными флейтами и сетчатым полотном рекомендуется не более 25 см, скорость движения водоструйных флейт вдоль сетного полотна – не более 0,2 м/с, предпочтительная скорость 0,05–0,1 м/с.

Сетное полотно расположено в камере под углом к оси от 10 до 25°, в плане – по прямой линии, дугообразно, V-образно или пилообразно.

Плоская сетка с рыбоотводом рекомендуется для водозаборных сооружений с различными расходами воды от 1 м³/с и более. Расход воды, отбираемый через рыбоотвод (самотеком или принудительно), составляет не более 1–2% от общего расхода водозабора.

В настоящее время плоские сетки с рыбоотводом широко внедряются в производство. Разработаны и построены РЗУ даже для расходов 160–330 м³/с (Донской магистральный канал, Марьяно-Чебургольская оросительная система, Кубанская оросительная система). Несмотря на использование сеток с ячейей 2×2 мм, эти устройства достаточно эффективны только для защиты молоди длиной более 30–40 мм. Некоторые сведения о результатах испытаний этих сооружений приведены ниже.

Водозабор Марьяно-Чебургольской оросительной системы с максимальной производительностью 320 м³/с расположен на р. Кубань. Плоская сетка V-образной формы с длиной одного луча 58 м. В ходе наблюдений (Кубаньрыбвод, АЗНИРХ, ЦУРЭН) за работой водозабора с 1982 по 1986 годы было установлено, что эффективность отведения рыб составляла около 50%, а эффект защиты с учетом выживаемости рыб в среднем составил 10,4–12,8%. Очень низкая функциональная эффективность была получена для ранней молоди судака и леща с длиной тела от 8 до 26 мм – соответственно, 21,1 и 20,1%.

Водозабор Донского магистрального канала из Цимлянского водохранилища с расходом 180 м³/с. Длина одного луча сетки 25 м. Эффект рыбоотведения для молоди рыб с длиной тела более 25 мм составил более 90%. Выживаемость рыб не определялась, поэтому судить о рыбозащитной эффективности сооружения не представляется возможным. Для ранней молоди рыб размером менее 15 мм эффективность защиты данного сооружения практически нулевая.

Водозабор Приволжской оросительной системы расположен на р. Караман. Производительность водозабора – 36 м³/с. В ходе исследований, проведенных ГосНИОРХом в 1989 г., установлена нулевая рыбозащитная эффективность данного рыбозащитного сооружения.

Духовницкая оросительная система на р. Волге оборудована рыбозащитным сооружением в виде плоской сетки с рыбоотводом. Сетка расположена под углом 20° к направлению подходного потока. Оценка эффективности работы сооруже-

ния проводилась Саратовским отделением ГосНИОРХа и Средневожрыбводом в 1991 г. По полученным данным эффект защиты составил 40%.

Федоровская оросительная система (р. Кубань) производительностью 43 м³/с. Испытания, проведенные в 1988 г., показали эффективность защиты плоской сетки (длина экрана 95 м) с рыбоотводом для поздней молоди – 37% и для личинок – 24%. С мая по август на сетном полотне погибло 7,5 млн экз. молоди промысловых видов рыб, а отведено из зоны действия водозабора всего лишь 4,7 млн экз.

Таким образом, данная конструкция рыбозащитного сооружения нигде не показала даже нормативной эффективности (70%) защиты рыб (СНиП 2.06.07-87). Причина недостаточно эффективной работы этого типа рыбозащитного сооружения для молоди рыб с длиной тела более 20 мм обусловлена плохой эксплуатацией оборудования, в основном, оборудования, обеспечивающего промывку сетного экрана и организацию течения в рыбоотводящем тракте.

Вертикальная косо расположенная вращающаяся сетная лента (рис. 7.38). К. Харчев (1940) предложил оригинальную конструкцию механического рыбозащитного устройства в виде бесконечной перемещающейся сетной ленты, расположенной в вертикальной плоскости под некоторым углом к потоку воды. Сетная лента приводится в движение электродвигателем. В этой конструкции впервые была применена система, сочетающая рыбозащитное полотно, косо расположенное к потоку воды, и рыбоотвод, устроенный, как конструктивное продолжение полотна.

В настоящее время разработано еще несколько конструктивных решений подобного типа производительностью от 3 до 20 м³/с (Bates, 1970; Bates, Van

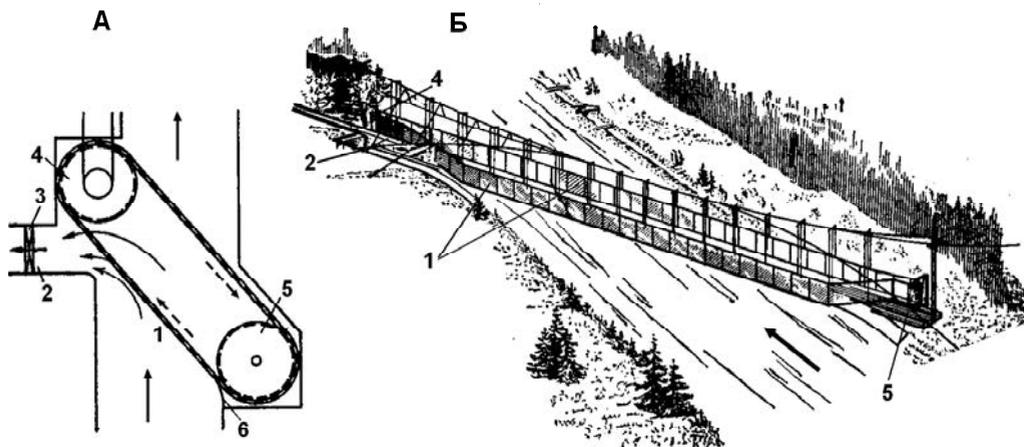


Рис. 7.38. Вертикальная косо расположенная вращающаяся сетная лента

А – схема (по Харчев, 1940); Б – экспериментальная модель (по Bates, Van-Derwalker, 1970); 1 – сетное полотно, 2 – рыбоотвод, 3 – регулятор течения, 4 – ведущий шкив, 5 – ведомый шкив, 6 – уплотнение; \longrightarrow – направление течения; $(- - \longrightarrow)$ – направление вращения сетного полотна

Derwalker, 1970; Bates, Murphey, Preuthens, 1971; Bates, Murphey, Beam, 1971; Amaral et al., 1999). Эффект отведения покатной молоди лососевых размером более 30 мм с помощью этих устройств составил 97–100%.

Горизонтальная наклонная вращающаяся сетная лента. Разработаны две основные модификации данного устройства – с рыбоотводом, расположенным в верхней части защищаемого потока, и у дна. Первая конструкция была описана в 1969 г. (Bentley, Raymond, 1969). Эта конструкция создана специально для предупреждения прохода покатников лосося через турбины. Основным ее элементом является вращающаяся сетка, установленная горизонтально под углом около 45° к потоку. Сетка перекрывает верхнюю часть подходного канала, т.е. горизонта, где в результате давления скатывается основное количество рыб.

Вторая конструкция горизонтальной вращающейся сетной ленты с рыбоотводом у дна (рис. 7.39) была предложена в качестве рыбозащитного сооружения В.Н. Киселевым-Цецхладзе и др. (1977). Внедрена и испытана на Приморской оросительной системе (р. Дон) при длине сетного полотна 5,0 м с ячейей 2×2 мм, угле установки 45° и скорости в рыбоотводе 0,48 м/с. В ходе испытаний (1986 г.), выполненных сотрудниками АзНИРХа, в водозабор попало 1,6 млн экз. молоди рыб, отведено в рыбоотвод 1,8 млн экз. сазана, рыбака, шемаи, леща, окуня и других видов рыб. По этим данным, эффект рыбоотведения составил 52,9%. В ходе наблюдений также установлено, что молодь рыб размером менее 12 мм проходит сквозь экран в магистральный канал. Эффективно защищается молодь длиной более 28 мм.

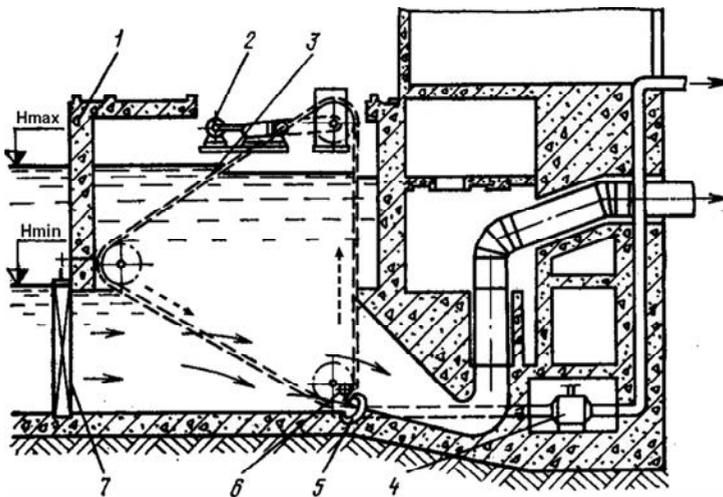


Рис. 7.39. Горизонтальная наклонная вращающаяся сетная лента конструкции Южгипроводхоза (по Муравенко, Трофимов, 1979)

1 – забральная стенка, 2 – привод с редуктором, 3 – вращающаяся сетка, 4 – рыбонасос (гидроэлеватор), 5 – вход в рыбоотвод, 6 – промывное приспособление, 7 – затвор; \longrightarrow – направление течения; $(-\ - \longrightarrow)$ направление вращения сетного полотна

Конусные сетчатые рыбозащитные устройства.

Впервые были созданы и исследованы К.Ф. Химицким (Химицкий К., Химицкий Ю., 1970; Химицкий, 1971) (рис. 7.40). В дальнейшем эта конструкция была усовершенствована В.Е. Ващинниковым в институте ВолжНИИГиМ. Основу этих устройств составляют: фильтрующий элемент (каркас, покрытый сетчатой тканью), выполненный в форме усеченного конуса, рыбоотвод и мусороочистное устройство в виде водяной флейты.

Компоновка конусного рыбозащитного устройства имеет несколько конструктивных модификаций механизма очистки – вращение конуса или флейты от механического или гидравлического привода. В настоящее время разработаны варианты конусных рыбозащитных устройств для напорных труб и каналов, главным образом с внутренним подводом воды. Конусные рыбозащитные устройства прошли детальную проверку в лабораторных и натурных условиях и рекомендованы СНиП 2.06.07-87 к широкому применению на водозаборах производительностью до $3,0 \text{ м}^3/\text{с}$. Для них установлены оптимальные режимы работы, обеспечивающие эффект защиты рыб до 100%. В настоящее время уже действует несколько конусных рыбозащитных устройств на насосных станциях различной мощности от $1,5$ до $21 \text{ м}^3/\text{с}$.

Эффективность рыбозащитного устройства с учетом выживаемости рыб составила (Михеев, 2000):

- для молоди рыб с длиной тела от 4 до 12 мм – 26,2%;
- для молоди рыб с длиной тела от 12 до 16 мм – 63,2%;
- для молоди рыб с длиной тела от 16 мм и выше – 76,5%.

Конический многосекционный рыбозаградитель разработан в институте Со-винтервод (Петрашкевич, 1992). Конструкция представляет собой две сетчатые

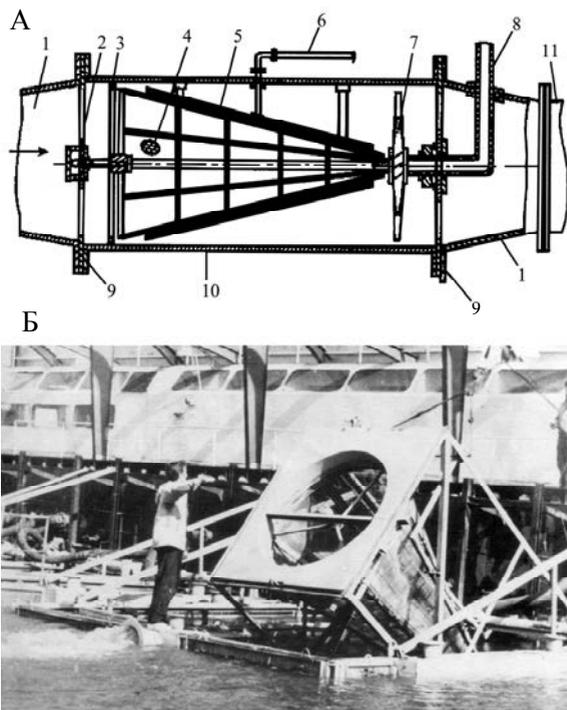


Рис. 7.40. Схема (А) и фотография (Б) конусного сетчатого рыбозащитного устройства (КСР) (по Химицкий, 1971; Pavlov, 1989)

1 – конус-переходник, 2 – подшипниковая опора, 3 – уплотнение, 4 – сетчатый конус, 5 – промывное устройство, 6 – линия подвода воды к промывному устройству, 7 – турбина привода вращения, 8 – рыбоотвод, 9 – фланцы подшипников, 10 – обечайка сетчатого конуса, 11 – всасывающий трубопровод; \rightarrow – направление течения

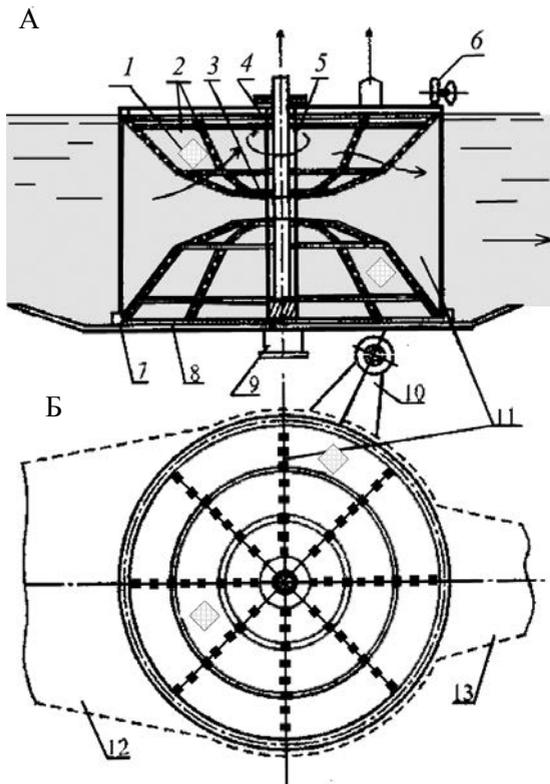


Рис. 7.41. Принципиальная схема конического многосекционного рыбозаградителя (по Петрашкевич, 1992)

А – продольный разрез; Б – вид сверху; 1 – сетка, 2 – каркас, 3 – водоприемник рыбоотвода, 4 – рыбоотвод, 5 – несущий вал, 6 – привод вращения, 7 – уплотнения, 8 – поддон, 9 – подшипниковая опора, 10 – дополнительный рыбоотвод, 11 – водонепроницаемые перегородки, 12 – дополнительный водовод, 13 – отводящий водовод; \longrightarrow – направление течения

конические поверхности, обращенные одна к другой вершинами и расположенные на общей вертикальной оси (рис. 7.41). Центральная труба является несущей опорой вращения конических поверхностей и одновременно рыбоотводом. Вращение осуществляется принудительно с частотой 0,5–1,0 об./мин.

Устройство работает следующим образом. Вода с молодь рыб и мелким мусором поступает в секторы межконусного пространства со стороны подводящей линии. Основной поток проходит сквозь сетку, а другая часть поступает в рыбоотвод. Устройство является самопромывающимся, так как смыв осевшегося мусора и рыбы осуществляется потоком, направленным из камеры в сектор, который в этот момент проходит у дополнительного бокового рыбоотвода.

7.5.7.2. Поведение рыб перед преградой

Сигналы, получаемые рыбами от преграды, расположенной под прямым углом, и от преграды, косо поставленной в потоке воды, вызывают у них совершенно разные формы поведения.

Защитная преграда, перекрывающая поток поперек, останавливает снос рыб, ориентирует их на течение, вынуждает сопротивляться течению, сигнализирует об опасности, но не направляет их по наиболее выгодному пути к безопасному месту – транзитному рыбоотводному потоку. Молодь рыб, попав в тупиковую зону,

начинает поисковые движения, перемещаясь вдоль преграды, и в процессе поиска может натолкнуться на транзитный поток.

Косо расположенная преграда не только сигнализирует рыбам об опасности, она ограничивает возможность случайных перемещений и направленно концентрирует молодь в той части потока, которая попадает в рыбоотвод. При существенном увеличении скоростей подходного потока время пребывания рыб перед преградой составляет уже не часы и минуты, а ограничивается только несколькими секундами. Рыбы в аванкамере рыбозащитного устройства попадают в экстремальную ситуацию, когда они должны избежать попадания в зону стремительно надвигающейся опасности. Исследование закономерностей поведения и движения рыб в такой ситуации представляет большой интерес как с точки зрения поведенческих возможностей рыб, так и с точки зрения практических задач рыбозащиты.

На основании наблюдений за поведением молоди лососевых рыб перед жалюзийным заградителем Д. Бейтс и Р. Винсонхэйлер (Bates, Vinsonhaler, 1957) разработали кинематическую схему движения рыб перед защитным полотном (рис. 7.42). В соответствии с этой схемой рыбы должны противостоять сносу к преграде со скоростью $V_n = V_p \sin \theta$, а скорость перемещения их при этом составит $V_n \cos \theta$, где θ – угол расположения защитного поля по отношению к потоку; V_p – скорость подходного потока в аванкамере РЗУ. Такое соотношение возможно, если рыбы сопротивляются прижатию в направлении, перпендикулярном защитному полю.

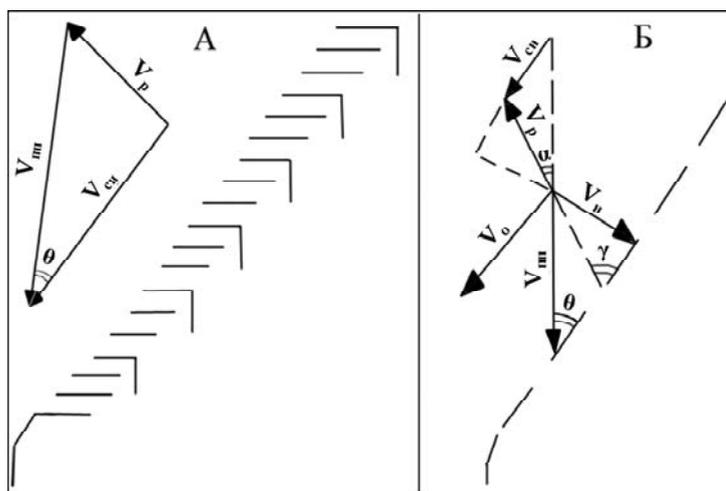


Рис.7.42. Кинематическая схема движения рыб в зоне преграды

А – перед жалюзийным экраном (по Слай, 1961), Б – перед сеткой (по Пахоруков, Курагина, 1978); V_m – подходный поток, V_n – скорости течений по нормали к преграде, V_o – скорость отбитого потока (транзитного), V_p – скорость движения рыб относительно потока, V_cn – скорость сноса рыб относительно преграды, θ – угол расположения преграды к потоку воды, α – угол расположения тела рыбы относительно потока, γ – угол расположения рыбы относительно преграды

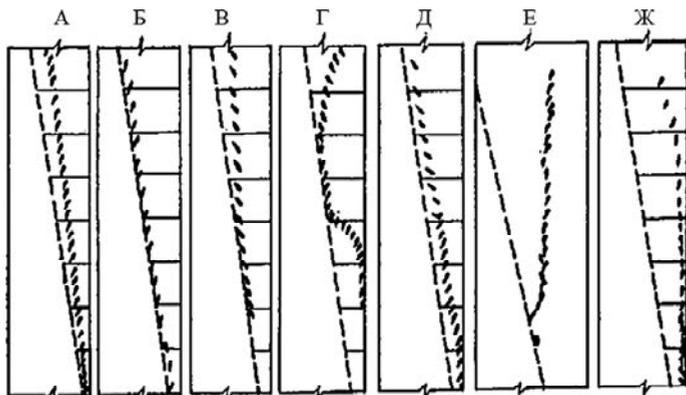


Рис. 7.43. Типы трасс движения рыб вдоль защитного полотна (по Павлов, Пахоруков, 1983)

Первый тип: А – движение вдоль сетки ровное без сбоев, Б – движение с касанием защитного полотна, В – реореакция заторможена на всем протяжении трассы. **Второй тип** (Г) – пилообразная трасса движения. **Третий тип** (Д) – по мере движения рыб реореакция растормаживается. **Четвертый тип** (Е) – рыбы не реагируют на приближение к сетке. **Пятый тип** (Ж) – рыбы движутся вдоль стенки лотка

Наши исследования были проведены с помощью кино съемки и последующей кадровой дешифровки киноматериалов (Павлов, Пахоруков, 1973) (рис. 7.43). Было показано, что поведение рыб перед защитным полотном определяется двумя реакциями: реореакцией и оборонительной реакцией на защитное полотно – реакцией избегания. При отсутствии преграды рыбы вследствие реореакции располагаются параллельно линиям потока и, как правило, сопротивляются течению. Такое поведение в зоне защитного полотна привело бы к гибели рыб на нем или в водозаборе. Если бы молодь перед препятствием стремилась только избежать преграду, то в оптимальном варианте она сопротивлялась бы потоку в направлении, перпендикулярном защитному полотну (вектор, противоположный по направлению скорости V_n , что соответствует схеме Д. Бейтса и Р. Винсонхейлера (Bates, Vinsonhaler, 1957). По этой схеме молодь выносилась бы в рыбоотвод, противодействуя сносу на сетку с минимальным усилием. Однако рыбы с выраженной реореакцией и реакцией избегания избирают иную поведенческую тактику: у них в той или иной степени затормаживается реореакция и усилия частично направляются на избегание преграды. При этом направление их сопротивления потоку (см. рис. 7.43) отклоняется от направления течения на угол θ . Величина скорости сопротивления рыб (V_p) равна:

$$V_p = V_n / \sin(\theta + \alpha), \quad (7.8)$$

где V_n – скорость по нормали к сетке; α – угол расположения преграды в потоке воды.

Скорость движения рыб, сопротивляющихся потоку ($V_{сн}$), по отношению к сетке, определяется по формуле:

$$V_{сн} = \sqrt{V_p^2 + V_n^2 - V_p V_n \cos \alpha}. \quad (7.9)$$

Разработанная с учетом поведенческих реакций кинематическая схема движения рыб наиболее полно и точно описывает процесс взаимодействия рыбы с защитным полотном (Павлов, Пахоруков, 1983). Эта схема математически объединила показатели гидравлики РЗУ и скорости плавания рыб, которые ранее сопоставлялись эмпирически. Схема позволила сконцентрировать исследования на поиске тех гидравлико-технических условий, при которых рыбам с известными скоростями плавания обеспечивается возможность самостоятельного выхода в транзитный (рыбоотводной) поток, т.е. реализуется поведенческий принцип защиты.

7.5.7.3. Влияние ряда факторов на эффективность отведения рыб

Угол θ и скорость подходного потока являются важнейшими факторами формирования процесса отведения рыб (рис. 7.44). При любом угле расположения за-

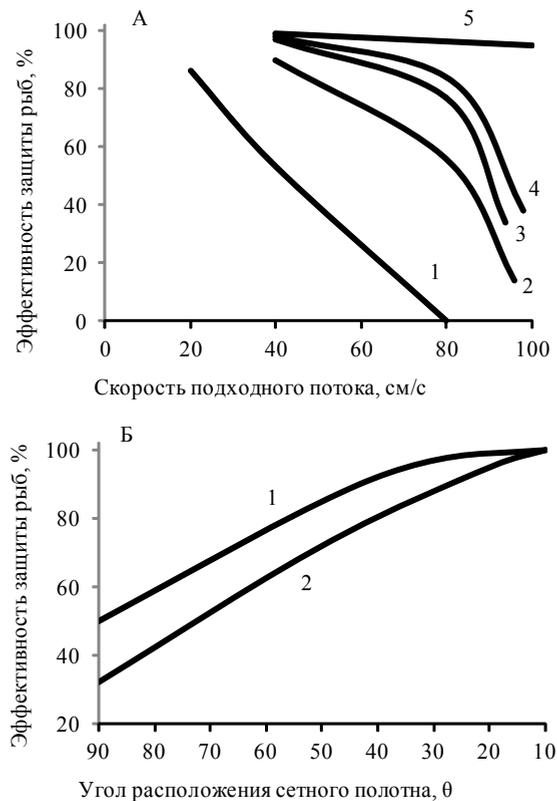


Рис. 7.44. Влияние подходных скоростей и угла расположения сетного полотна к потоку воды на эффективность защиты рыб (по Павлов, Пахоруков, 1983)

А – конусное устройство с внешним (1–4) и внутренним (5) рыбоотводом: 1 – $\theta=90^\circ$, 2 – $\theta=16^\circ$, 3 – $\theta=5^\circ$; 4 – $\theta=8^\circ$, 5 – $\theta=8^\circ$; Б – вертикальная плоская сетка с рыбоотводом (скорость подходного потока – 80 см/с): 1 – густера ($l_{cp} = 42$ мм), 2 – красноперка ($l_{cp} = 43$ мм)

щитного полотна может быть достигнут высокий уровень защиты рыб (при наличии системы рыбоотведения). Однако с уменьшением угла θ улучшаются условия последовательной концентрации и отведения защищенных рыб и увеличивается допустимая скорость подходного потока. При оптимальных условиях скорость подходного потока может достигать двух–трех значений V_k .

Размерный и видовой состав защищаемых рыб. С увеличением длины защищаемых рыб происходит увеличение плавательной способности и критических скоростей течения. Это соответственно ведет к росту эффективности отведения (рис. 7.45). Виды рыб, у которых эти показатели выше, как правило, и лучше защищаются непроницаемыми преградами.

Условия зрительной ориентации. Результаты исследований, выполненных на разных моделях сетчатых РЗУ, показали, что в ночной период при отсутствии условий для зрительной ориентации рыб, способность их к самостоятельному выходу в рыбоотводной поток снижается не более чем на 10%. При экспериментах в полевых условиях эффективность отведения ночью была даже несколько выше, чем днем, когда увеличивается число рыб, проявляющих паническую реакцию.

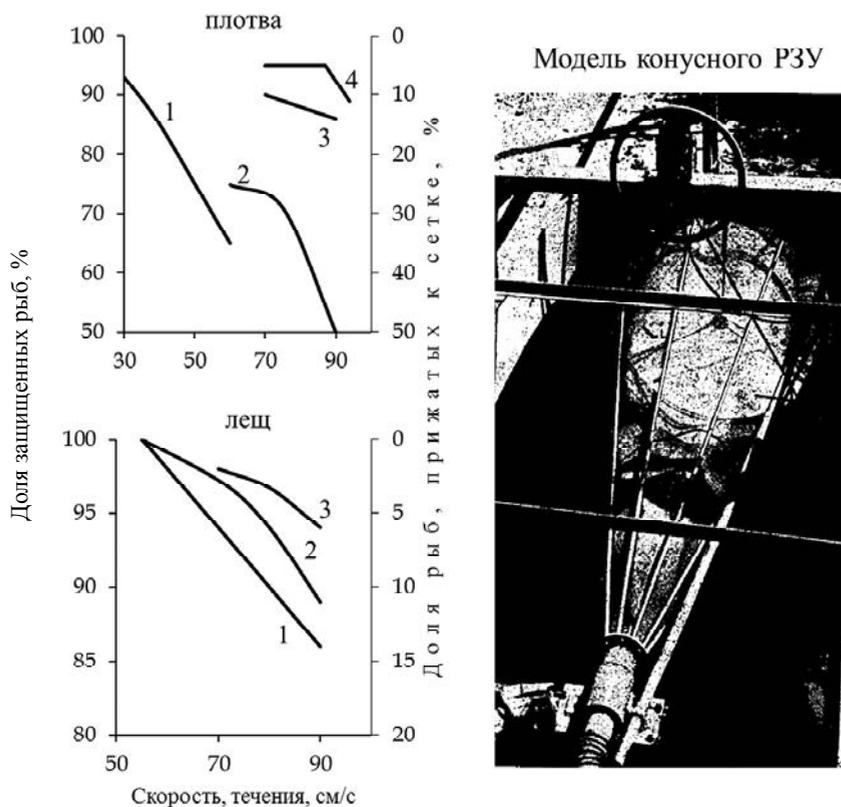


Рис. 7.45. Эффективность защиты молоди плотвы и леща разной длины на модели конусного РЗУ (р. Ильдь) (по Павлов, 1979)

Длина тела рыб: 1 – 14,5 мм, 2 – 19 мм, 3 – 21 мм, 4 – 27,2 мм

Скорость рыбоотводного потока. Ее увеличение ведет к повышению эффективности отведения рыб при одних и тех же скоростях подходного потока. Увеличение последних требует и соответствующего увеличения $V_{p.o.}$.

В исследованных устройствах при 100% отведении рыб расход воды в рыбоотводе составлял обычно 1–6 и не превышал 11%.

Таким образом, меняя параметры устройства, можно добиться высокой эффективности: а) при больших скоростях подходного потока (V_n), но при низких значениях угла θ и высоких скоростях рыбоотводного потока ($V_{p.o.}$); б) при больших значениях угла θ , но при низких скоростях V_n и высоких скоростях $V_{p.c.}$; при малых скоростях $V_{p.o.}$, но при малых значениях V_n и θ .

7.5.7.4. Ведущие биогидравлические показатели и их взаимосвязь

На основе полученных данных был разработан новый подход, позволяющий давать прогноз оптимального гидравлического режима для защиты рыб (Павлов, Пахоруков, 1973, 1983). В основе его лежит *биолого-гидравлический критерий*, представляющий собой соотношение плавательной способности рыб и основных гидравлико-технических параметров РЗУ.

В гидравлико-технической характеристике направляющей преграды можно выделить два параметра, действующие относительно независимо на рыб: длина защитного полотна (L_z) и скорость потока в рыбоотводе ($V_{p.o.}$), а также два взаимосвязанных параметра: угол расположения защитного полотна и скорость подходного потока. Результирующая последних параметров определяется уравнением:

$$V_n = V_n \sin \theta. \quad (7.10)$$

Все параметры биологического объекта (вид, длина, степень развития сенсорных систем, способность к ориентации в потоке, способность к плаванию, оборонительная реакция на преграду) в условиях движения перед преградой при больших скоростях потока получают отражение в двух результирующих показателях: скорости плавания рыб (V_p) и угле расположения тела рыбы по отношению к потоку (угол α). Выведены три основных биогидравлических показателя: относительная скорость в ячейках сеток ($V_{c/к}$), относительная скорость в рыбоотводе ($V_{p.o/c}$) и условная длительность сноса рыб вдоль сетки ($T_{сн}$), которые позволяют рассчитывать режимы работы сетчатых РЗУ с рыбоотводом при высокоэффективном отведении рыб (85–100%).

Относительная скорость течения в ячейках сетки. Взаимосвязь найденных результирующих биологических и гидравлических показателей описывается уравнением:

$$V_p = V_n [\sin(\alpha+\theta)]^{-1}. \quad (7.11)$$

В самой опасной ситуации – в момент прикасания к сетке – рыбы должны иметь возможность сопротивляться скорости течения в ячейках сетки (V_c), т.е.

$$V_c \leq V_k; V_c/V_k = V_{c/к} \leq 1, \quad (7.12)$$

где $V_{c/к}$ – относительная скорость течения в ячейках сетки.

Скорость V_c связана со скоростью течения по нормали к сетке (Павлов, Пахоруков, 1973) соотношением $V_c = V_n/n$ (где n – коэффициент перфорации сетки). Отсюда

$$V_p = V_c n [\sin(\alpha + \theta)]^{-1}. \quad (7.13)$$

По кинограммам найдено, что при предельно допустимых гидравлических режимах, когда рыбы еще самостоятельно выходят в рыбоотвод, молодь карповых у конечного участка экспериментальной плоской сетки сопротивлялась потоку со скоростью $V_p = 0,95V_k$, а угол α равнялся $24,7 \pm 3,2^\circ$. При данном значении угла α выражение

$$n [\sin(\alpha + \theta)]^{-1} = 0,83 \text{ (угол } \theta = 15^\circ, n = 0,533), \quad (7.14)$$

следовательно, $V_{c/k} = 0,88$.

Таким образом, теоретический анализ кинематической схемы и инструментальные замеры количественных показателей поведения рыб приводят к одному выводу: при предельно допустимых гидравлических режимах скорости в ячейках сетки приближаются к критической скорости течения для защищаемых рыб.

Скорость потока в рыбоотводе. Скорость течения рыбоотводного потока обычно связывается со скоростью подходного потока в виде соотношения $K_v = V_{p.o.}/V_n$ (Цыпляев, 1973). Для того чтобы различные относительные показатели имели общую основу, предложен показатель – относительная скорость рыбоотводного потока:

$$V_{p.o.}/c = V_{p.o.}/V_c = K_v n \sin \theta. \quad (7.15)$$

Теоретически рыбоотводной поток должен обеспечить вынос молоди, самостоятельно прошедшей до конца защитного полотна, тогда скорость рыбоотводного потока должна быть не менее критической для защищаемых рыб:

$$V_{p.o.} \geq V_k \geq V_c \geq 1. \quad (7.16)$$

Длительность плавания рыб перед защитным полотном. В большинстве случаев требуется разработка РЗУ с максимально допустимыми скоростными режимами, при которых обеспечивается защита молоди рыб. Вместе с тем, как уже говорилось ранее, чем выше скорость потока, тем меньший период времени рыбы способны ее поддерживать. Резкие изменения значений скорости от бросковых до крейсерских происходят при очень малых изменениях длительности плавания – в пределах 20–30 с. Учитывая, что критические скорости составляют 0,5–0,7 бросковых скоростей (Павлов, Сабуренков, 1974; Павлов, 1979), можно допустить, что в режиме V_k молодь способна сопротивляться сносу на сетку немногим более 20–30 с. Отсюда возникает необходимость оценки длительности пребывания рыб в зоне защитного полотна при том или ином гидравлическом режиме. Для определения этого времени был предложен показатель – условная длительность сноса вдоль защитного полотна рыб, сопротивляющихся прижатию ($T_{сн}$). (Пахоруков, Курагина, 1978). Показатель $T_{сн}$ определяется по формуле:

$$T_{сн} = L_3/V_{сн} = L_3/\sqrt{V_p^2 + V_n^2 - V_p V_n \cos \alpha}, \quad (7.17)$$

где L_3 – длина защитного полотна; $V_{сн}$ – скорость сноса рыб (см. рис. 7.39); α – угол расположения рыбы относительно потока.

Экспериментальные значения биолого-гидравлических показателей при высокоэффективной защите рыб были найдены А.М. Пахоруковым по материалам исследований моделей сетчатых РЗУ: при уровне эффективности $98,2 \pm 0,4\%$ относительная скорость $V_{ск} = 0,88 \pm 0,05$, скорость в рыбоотводе $V_{р.о/с} = 2,74 \pm 0,29$, длительность сноса $T_{сн}$ изменялась от $4,2 \pm 0,5$ до $18,4 \pm 1,7$ секунд в зависимости от длины сеток. При уровне эффективности $89,1 \pm 1,1\%$ $V_{ск} = 1,17 \pm 0,07$, $V_{р.о} = 2,42 \pm 0,15$. Статистический анализ экспериментальных данных показал высокую надежность показателей $V_{ск}$ и $V_{р.о/с}$ – их значения достоверны при уровнях вероятности 95% и выше.

Таким образом, предлагаемые биолого-гидравлические показатели $V_{ск}$, $V_{р.о}$, $T_{сн}$ связывают воедино характеристики поведения и скорости плавания рыб с гидравлично-техническими характеристиками РЗУ. Соблюдение предельно допустимых значений этих показателей обеспечивает высокоэффективную защиту молоди рыб. Они позволяют обоснованно разрабатывать и прогнозировать эффективность действия рыбозащитного устройства по показателю реореакции рыб, определяемому в несложном полевом эксперименте.

7.5.7.5. Применение рыбозащитных устройств с рыбоотводом и без рыбоотвода

При определении целесообразности использования тех или иных конструкций РЗУ следует исходить в основном из поведенческого принципа защиты рыб. Для такой оценки наиболее важны следующие два условия: возможность рыб противостоять фильтрационному потоку и наличие в зоне действия РЗУ транзитного потока. Рассмотрим с этой точки зрения две группы РЗУ: с рыбоотводом и без него.

Рыбозащитные устройства без рыбоотвода. Возможность использования этих устройств тесно связана с наличием естественного транзитного потока и резко различается в водоемах быстрого и замедленного стока. В водоемах замедленного стока – озерах и водохранилищах – естественные условия для отведения защищаемых рыб практически отсутствуют. В результате этого рыбы, длительное время находящиеся в водозаборном течении, будут утомляться и прижиматься к защитному полотну. При отсутствии рыбоотвода рыбы должны самостоятельно уйти от защитного полотна и из зоны действия водозабора, поэтому скорости фильтрации должны соответствовать нижнему пределу крейсерских скоростей. Напомним, что даже верхний предел крейсерских скоростей (время плавания 1 ч) составляет всего от 1 до 4 л/с, поэтому создание возможностей для самостоятельного ухода рыб требует огромной площади фильтрационного полотна и допустимо лишь в крайних случаях.

Выбор допустимых скоростей фильтрации зависит не только от плавательной способности рыб, но и от соотношения скоростей транзитного и водозаборного потоков. В большинстве случаев скорости фильтрации не должны превышать крейсерских скоростей плавания рыб, а скорости транзитного потока должны превы-

шать критические скорости течения для рыб. При этом расстояние от сетчатой преграды до транзитного потока обычно не должно быть больше 20 см.

Таким образом, РЗУ без рыбоотвода успешно могут применяться только при наличии транзитного речного потока в зоне защитного полотна и скоростей фильтрации порядка крейсерских скоростей движения рыб. На практике обеспечение требуемых условий чрезвычайно сложно, поэтому применение этой группы устройств имеет ограниченные возможности, особенно на водозаборах большой производительности.

Рыбозащитные устройства с рыбоотводом. Использование этих устройств не связано с типом водоема и допустимо как в реках, так и в водохранилищах и озерах. Защитное полотно в рыбозащитных устройствах с рыбоотводом может быть расположено перпендикулярно или под острым углом к потоку воды. Расположение защитного полотна перпендикулярно к потоку делает процесс попадания рыб в рыбоотвод в значительной степени случайным. Рыбы вынуждены длительное время находиться перед защитным полотном, и поэтому скорости фильтрации не должны превышать крейсерских скоростей движения рыб. При уменьшении угла расположения защитного полотна по отношению к потоку воды условия отведения рыб улучшаются. При этом возрастает роль не только поведенческого механизма защиты, но и появляется возможность смыва прижатых рыб. Угол расположения сетного полотна имеет огромное значение для соотношения скоростей подходного потока и фильтрации. В связи с компоновкой сооружений экономически выгодны высокие скорости изъятия воды из водосточника. При расположении защитного полотна под углом 90° эта задача невыполнима. Путем уменьшения угла расположения сетного полотна по отношению к потоку воды без изменения скорости фильтрации можно увеличить скорости подходного потока.

В таблице 7.7. приведено сравнение двух типов РЗУ.

Из всех представленных материалов следует, что рыбозащитные устройства с рыбоотводом и защитным полотном, расположенным под острым углом к потоку воды, являются наиболее эффективными и обладают широкими и биологически обоснованными возможностями применения.

В настоящее время разработаны три принципиальные схемы компоновки сетного полотна в этих устройствах: в горизонтальной плоскости (плоская и вращающаяся сетка); в вертикальной плоскости (плоская и вращающаяся сетка); объемная (конус и др.). Объемное расположение сетного полотна позволяет сократить как общие габариты рыбозащитного устройства, так и длину защитного полотна. Кроме того, при объемной компоновке можно значительно уменьшить сечение рыбоотводного тракта.

Уменьшение длины защитного полотна важно не только для компоновки РЗУ, оно имеет и определенный биологический смысл. При большой длине рыбозащитного полотна продолжительность движения рыб вдоль сетки увеличивается, они утомляются и начинают прижиматься к полотну. При большой длине защитного полотна ухудшается и структура транзитного потока.

Таблица 7.7. Сравнительная оценка возможностей использования фильтрационных рыбозащитных устройств с рыбоотводом и без него (по Pavlov, 1989)

Конструкция РЗУ	Характер транзитного потока ($V_{тр}$)	Место установки РЗУ	Условия использования РЗУ	
			V_c	$V_{п}$
Без рыбоотвода	Естественный $V_{тр} < V_k$	Водоохранилище, озеро, побережье, залив реки	Не допустимо	Не допустимо
	Естественный $V_{тр} > V_k$	Река	$V_{кр}$	$V_{кр}$
С рыбоотводом: защитное полотно перпендикулярно к потоку воды	Искусственный $V_{тр} > V_k$	Любое	$V_{кр}$	$V_{кр}$
Защитное полотно под углом менее 90° к потоку воды	Искусственный $V_{тр} < V_k$	Любое	$\leq V_k$	$> V_k$

Примечание: $V_{п}$ – скорость подходного потока; V_k – критическая скорость течения для рыб; V_c – скорость течения в ячейках сетки; $V_{кр}$ – крейсерская скорость плавания рыб.

Горизонтально расположенные сетки имеют определенные преимущества перед вертикально расположенными: их поверхность развернута по ширине, а длина преграды определяется глубиной потока и, как правило, не превышает 20–30 м.

Плоскую сетку с рыбоотводом набирают из отдельных элементов – сеточных рамок, размещающихся друг за другом в пазах несущей конструкции. С увеличением длины устройства ширина пазовых конструкций увеличивается, и эти элементы часто выступают перед сетчатыми рамками на 1–5 см. С увеличением размеров пазовых конструкций изменяются гидравлические характеристики в прилежащих участках сетки и ухудшаются условия движения рыб вдоль защитного полотна. В отличие от плоских сеток во вращающихся сетных лентах пазовые элементы отсутствуют, а насыщенность устройства металлоконструкциями минимальна.

Вращающиеся сетные ленты обладают и другим преимуществом – более высокими допустимыми скоростями подходного потока, что обусловлено однократностью прижатия молоди и возможностью применения физического принципа защиты.

Таким образом, оценивая в целом возможности использования РЗУ с рыбоотводом и косо расположенным сетным полотном, можно отметить следующее: наиболее эффективны устройства с объемной компоновкой полотна, затем следуют горизонтальные вращающиеся сетные ленты; плоские сетки имеют наибольшие биолого-гидравлические ограничения в применении, однако их возможности несколько расширяются при V-образной и пилообразной компоновке преграды.

7.6. ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАЗЛИЧНЫХ СПОСОБОВ ЗАЩИТЫ

Современное состояние биологических основ защиты рыб от попадания в водозаборы позволяет выделить две основные группы способов защиты – экологические и поведенческие. Успех защиты будет зависеть от их правильного сочетания. Рыбозащитные устройства и мероприятия, основанные на этих способах, могут использоваться на водозаборах разной производительности, а некоторые из них уже в настоящее время используются при крупномасштабном водопотреблении. Группа устройств и мероприятий, в основе которых лежит физический принцип защиты, находят пока самостоятельное применение лишь на водозаборах небольшой производительности.

Наиболее конструктивно завершенными и распространенными являются РЗУ, основанные на поведенческом принципе защиты. В основу их применения должны быть положены два условия – управление поведением рыб с помощью полей ряда раздражителей и отведение защищенных рыб из зоны действия РЗУ.

Широкое распространение получили репеллентные способы защиты, основанные на различных раздражителях. Поиск оптимальных режимов работы репеллентных преград позволил обнаружить общие закономерности управления движением рыб в потоке воды. Эффективность действия РЗУ зависит от скорости потока (V_n), оптимальное значение которой определяется рядом условий: количественными показателями реореакции (V_k), углом расположения преграды (θ) и силой ответной реакции рыб (F) на раздражитель:

$$V_n = f(V_k; \theta^{-1}; F). \quad (7.18)$$

Высокий уровень защиты рыб может быть достигнут при любом угле расположения защитного поля. Однако с уменьшением угла θ до определенных пределов условия последовательной концентрации и отведения защищенных рыб улучшаются, и увеличивается допустимая скорость подходного потока. Скорости потока по нормали к преграде (V_n) должны оставаться постоянными независимо от значения угла θ . Эта функциональная связь является общей для всех видов репеллентных преград.

Различие действия этих преград определяется силой ответной реакции на раздражитель. По этому признаку преграды делят на две группы: проницаемые и непроницаемые. В обоих случаях оборонительная реакция избегания защитного полотно у рыб сочетается с поисковой реакцией и реореакцией

$$F = f(R_n; R_p; R_n^{-1}), \quad (7.19)$$

где F – результирующая сила ответной реакции, R_n – сила реакции избегания, R_p – сила реореакции; R_n^{-1} – сила поисковой реакции.

На рисунке 7.46. схематично показаны закономерности изменения этих показателей в связи с изменением скорости потока. R_n – имеет определенный изначальный уровень. При отсутствии течения ограничений в пространстве для проявления этой реакции нет. При скорости течения выше пороговой ($V_{пор}$) у рыб появляется ограничение поисковой реакции против потока. Усиление скорости

до крейсерской ($V_{кр}$) в ограниченном пространстве аванкамеры ведет к усилению дискомфорта и, соответственно, к увеличению силы поисковой реакции $R_{п}$. Наряду с этим при скоростях больше $V_{пор}$ усиливается реореакция, мобилизующее действие которой, направленное на движение против течения в области, близкой к $V_{кр}$, начинает подавлять поисковую реакцию. При скоростях, близких к критическим, $R_{п}$ – становится равной нулю, а $R_{р}$ достигает максимума. Реализация поисковой реакции в завершающем акте прохождения через преграду зависит от проницаемости преграды. Эта реакция, падает до нуля с уменьшением значения показателя $N_{п}$ (относительная проницаемость преград) до единицы у непроницаемых преград. Реакция избегания $R_{и}$ зависит от силы воздействия раздражителя, видимо, доходя, до предельных возможностей рыб перед непроницаемыми преградами. От величины этих показателей зависит эффективность действия преград разного характера (рис. 7.47) за пределами зоны, близкой к скорости $V_{к}$.

В зоне до одной $V_{к}$ рыбы могут проходить проницаемые преграды в связи с возможностью реализации поисковой реакции, а в зоне

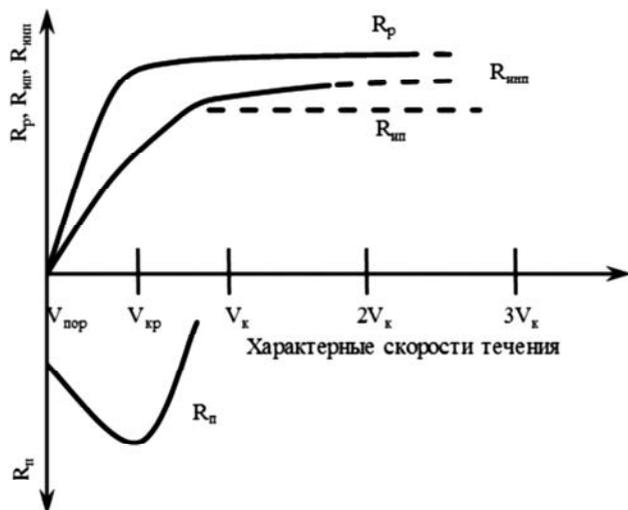


Рис. 7.46. Влияние потока на проявление основных поведенческих реакций рыб перед преградой (по Павлов, Пахоруков, 1983)

$R_{инп}$ – избегание рыбами проницаемой преграды, $R_{иинп}$ – избегание рыбами непроницаемой преграды, $R_{р}$ – реореакция, $R_{п}$ – поисковая реакция. Скорости течения: $V_{пор}$ – пороговая, $V_{кр}$ – крейсерская, $V_{к}$ – критическая. Пунктиром даны прогнозы авторов



Рис. 7.47. Схема зависимости процесса отведения рыб от скорости потока (по Павлов, Пахоруков, 1983) 1 – РЗУ с проницаемой преградой, 2 – РЗУ с непроницаемой преградой. Остальные обозначения как на рис. 7.46

более одной V_k – в связи с превышением скорости потока над скоростью рыб. При использовании непроницаемых преград они стремятся избежать прижатия к преграде, и сила их ответной реакции, связанная с экстремальной ситуацией, становится значительно выше, поэтому здесь допустима несколько большая скорость по нормали к преграде (V_n). Так, у непроницаемых преград ее оптимальные значения составляют $V_n = 0,5V_k$, тогда как для исследованных проницаемых преград V_n изменяется от 0,14 до 0,33 V_k . Это означает, что в первом случае (непроницаемых преград) допускается более жесткий режим управления защищаемым объектом.

Описанные функциональные связи будут уточняться в последующих исследованиях, особенно по мере совершенствования проницаемых преград. Однако в настоящий момент большая надежность непроницаемых преград с точки зрения управления поведением покатников не вызывает сомнения. Напомним также, что непроницаемые преграды не имеют ограничений по нижнему пределу скоростей, а при использовании проницаемых преград со снижением скорости потока увеличивается вероятность попадания рыб в водозабор.

Что же касается других параметров РЗУ, то, вероятно, они имеют сходные количественные значения. Так, скорость в рыбоотводе у непроницаемых преград составляет около 5 V_n , у проницаемых – от 4,9 до 7,8 V_n . Допустимая длина преграды в обоих случаях, видимо, не должна превышать 25–30 м (СНиП 2.06.07-87). Как в том, так и в другом случае желательно выравнивание скоростей по длине преграды, при этом возможно применение дугообразных преград.

Оценка целесообразности применения конструкций РЗУ с рыбоотводом и без рыбоотвода была приведена ранее (табл. 7.7) на примере наиболее распространенных РЗУ – фильтрационных. Она действительна и для других репеллентных преград. Не вызывает сомнения, что возможность применения РЗУ без рыбоотвода крайне ограничена, а в тех случаях, когда такое применение возможно, оно допустимо только для небольших расходов воды.

Вопрос о выборе способа отведения рыб из зоны действия водозабора может решаться по-разному в зависимости от типа водисточника и конструкции РЗУ. В любом случае для эффективного отведения молоди и особенно ранней молоди рыб в зоне действия РЗУ необходим транзитный рыбоотводный поток. Скорость рыбоотводного потока должна превышать критические скорости течения для защищаемых рыб ($V_{p.o} > V_k$). При отсутствии естественного транзитного потока (в водохранилищах, озерах, на участках рек со слабым течением) необходимо применять конструкции с искусственным рыбоотводным потоком (рыбоотводом). С этой целью применяются устройства для принудительного отведения рыб: эжекторы, центробежные насосы, эрлифтные насосы, вакуумные устройства, роторные насосы и шнековые насосы. Естественно, что их технические характеристики подбираются, исходя из необходимости жизнеобеспечения защищаемых рыб (Павлов, Пахоруков, 1983; Малеванчик, Никоноров, 1984).

7.7. ПРИНУДИТЕЛЬНОЕ ОТВЕДЕНИЕ ЗАЩИЩАЕМЫХ РЫБ

Эффективность защиты рыб с помощью РЗУ зависит не только от преграды, но и от эффективности рыбоотведения – рыбоотводящего тракта и рыбоперекачивающих устройств. В этой связи весьма важными для рыбозащиты являются вопросы выживаемости отведенной молоди и возможности принудительного отведения защищенных рыб.

Использование самотечных рыбоотводов возможно далеко не везде, но даже там, где они применяются, не всегда удается достичь скоростей потока, оптимальных для отведения защищаемых рыб. Для создания нужных скоростей потока следует использовать средства принудительного отбора воды из рыбоотвода. Основные требования к этим устройствам изложены в работах Д.С. Павлова и А.М. Пахорукова (1983), Б.С. Малеванчика и И.В. Никонорова (1984), П.А. Михеева (2000) и др.:

- молодь рыб должна иметь минимальное число контактов с элементами рыбоотводящего устройства;
- конструкция элементов рыбоотводящего устройства не должна травмировать рыб;
- скорость потока в пределах устройства должна превышать критическую для защищаемой молоди.

В рабочей камере травмирование рыб может происходить из-за механического столкновения с элементами конструкции и в результате резкого изменения давления: во всасывающей линии оно падает до отрицательных величин, а в полости насоса возрастает до десятков атмосфер. Если кратковременное резкое повышение давления не отражается на жизнеспособности рыб, то резкое его снижение, напротив, может приводить к гибели молоди многих видов рыб из-за разрывов плавательного пузыря в момент падения давления (баротравмы).

В процессе развития молодь рыб становится менее чувствительной к резким перепадам давления. У молоди осетровых и у ранних личинок семги с незаполненным плавательным пузырем гибели не наблюдается (Цветков и др., 1972; Докукин, Краковский, 1975; Теплякова и др., 1979 и др.). По данным М.М. Докукина и Б.С. Краковского (1975), допустимой областью относительных падений давления считается:

$$1 > P_{\text{конечное}} / P_{\text{начальное}} > 0,4. \quad (7.20)$$

Допустимое разряжение на входе в насос определяется выражением:

$$H_{\text{разряжение}} < 6 - H_{\text{глубины}}. \quad (7.21)$$

Влияние вакуума на выживаемость леща при плавном изменении давления в барокамере и резком изменении давления в сужающейся трубе показаны на рисунке 7.48 (Синеок, 1977).

На быстрое нарастание и снижение вакуума (0,01–0,05 Мпа/с) молодь не реагирует, если его максимальная величина не превышает 0,045 Мпа. При повышении вакуума до 0,06 Мпа у рыб наблюдается реакция испуга (Синеок, 1977). Очевидно, именно с этим, как считают М.М. Докукин и Б.С. Краковский (1975), связано отмеченное ими увеличение гибели рыб при коротких всасывающих патрубках.

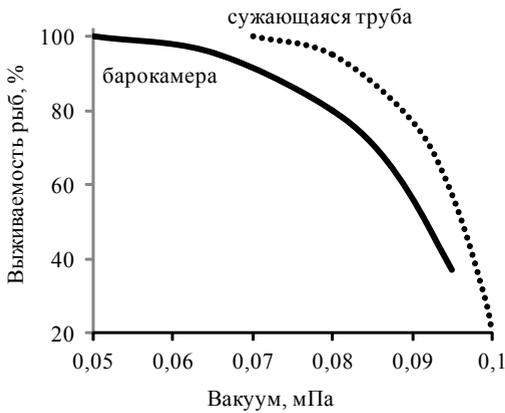


Рис. 7.48. Влияние вакуума на выживаемость молоди леща длиной 25–30 мм (по Синеок, 1977)

потери напора в трубопроводной арматуре (колена, задвижки, конфузорно-диффузорные переходы, сварные швы), не превышающие 2 м, безопасны для транспортирования рыб (рис. 7.49). Увеличение потерь напора вызывает рост гибели молоди рыб.

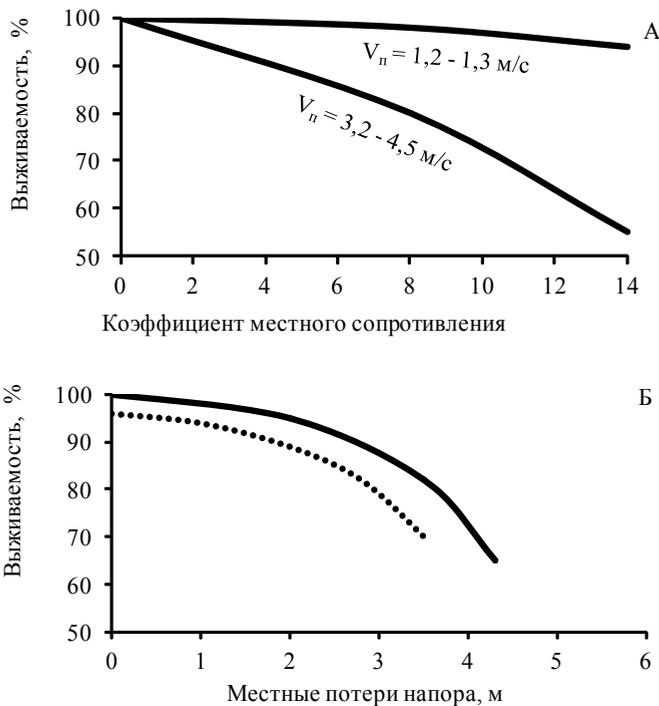


Рис. 7.49. Выживаемость молоди леща длиной 25–27 мм (по Краснопеевой и др., 1979)
 А – в зависимости от коэффициента сопротивления, V_n – скорость потока в трубе;
 Б – в зависимости от местных потерь, связанных с напором элементов трубопроводной арматуры:
 (—) – однократный пропуск через трубопровод, (•••) – двукратный пропуск через трубопровод

Рассмотрим возможности применения некоторых устройств для транспортировки защищаемой молодежи.

Центрбежные насосы. Эти насосы широко используются в рыбной промышленности. Поскольку размеры товарной рыбы значительно больше, чем длина тела молодежи, попадающей в водозаборные сооружения, то вероятность травмирования последней в результате соударения с элементами конструкции невелика.

Результаты пропуска мальков и сеголетков лососевых, осетровых и карповых рыб через центрбежные насосы являются в целом положительными (Рипинский, 1991), по данным Б.С. Краковского и М.М. Докукина (1974), отход молодежи даже при 1160 об./мин. не превышал 3%.

Осевые насосы. Использование осевых насосов целесообразно в составе систем защиты рыб с рабочим органом в виде плоских сеток, излучин, струеотклоняющих лопаток, вертикальных рыбоконцентраторов и для других систем с большими (до 5 м³/с) расходами воды в рыбоотводе. По данным исследований Укргипрорудхоза и Тверского государственного технического университета (Барекян и др., 1989), выживаемость молодежи рыб, прошедшей осевые насосы, составляет 85–95%. При этом осевые насосы должны быть без выправляющего аппарата (неподвижных лопаток), а частота вращения не более 600 об./мин.

Водоструйные насосы (эжекторы). Водоструйные насосы характеризуются отсутствием движущихся частей. Они для рыбной промышленности стали разрабатываться Н.Ф. Чернигиным еще в 1935 г. За рубежом эжекторы использовались для удаления защищаемой молодежи лососевых из аванкамер ленточных очистных сеток (Кегг, 1953). Выживаемость рыб в опытах Дж. Керра (J.E. Kerr) составляла 32–36%. Использование эжектирующих устройств в комплексе с конусными рыбозащитными сетками было предложено К.Ф. Химицким и Ю.А. Химицким (а. с., 1970).

Принцип действия устройства. Рабочая (эжектирующая) жидкость под давлением подается с помощью насадки, где за счет большой скорости истечения создается разрежение, в результате, через всасывающую трубу в камеру поступает эжектируемая жидкость (вода с молодью рыб). Далее полученная смесь направляется в напорный водовод. Выживаемость молодежи зависит от разницы скоростей эжектирующего и эжектируемого потоков, формы камеры смешения и частоты ее обработки, а также от перепада давления во всасывающем и напорном водоводах. Скорость истечения жидкости из насадка не должна превышать 10–12 м/с. Перепад давления на входе и выходе из рабочей камеры должен быть в пределах 0,1 Мпа.

Основным недостатком эжектирующих устройств является низкий коэффициент полезного действия, не превышающий 30%.

Эрлифтные насосы. В этих устройствах вертикальные токи воды создаются с помощью струй из пузырьков воздуха, механические движущиеся части отсутствуют.

Кроме перечисленных выше устройств применяются:

– шнековые водоподъемники – высота подъема не превышает 10 м, а подача достигает 4 м³/с;

– вакуумные рыбоподъемные устройства.

Более подробное описание конструкций, режимов их работы и данные о выживаемости молоди можно найти в работах Д.С. Павлова и А.М. Пахорукова (1983), А.И. Рипинского (1991), П.А. Михеева (2000), В.В. Петрашкевича (2007) и др.

РЕЗЮМЕ

Задача защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения сводится в основном к управлению движением биологического объекта. Рыбы должны рассматриваться как: система живых организмов, имеющая определенную пространственно-временную структуру; живые организмы, немедленно отвечающие поведенческими реакциями на предъявляемые раздражители; физические тела, характеризующиеся дискретностью, размерами, плотностью и другими свойствами.

Эти представления позволили разработать принципы защиты рыб от попадания в водозаборы:

экологический – основан на использовании закономерностей, связанных с образом жизни рыб (распределением, миграциями) и особенностями их попадания в водозаборные сооружения;

поведенческий – использование поведенческих реакций рыб на те или иные раздражители (световые, акустические, электрические, гидродинамические, барические и другие физические поля);

физический – использование ряда физических явлений при условии сохранения жизнеспособности рыб (задержание их механическими преградами, использование разницы между плотностью воды и телом рыб и другие).

Современное состояние биологических основ защиты рыб от попадания в водозаборы позволяет выделить две основные группы способов защиты – экологические и поведенческие. Успех защиты будет зависеть от их правильного сочетания. Рыбозащитные устройства и мероприятия, основанные на этих способах, могут использоваться на водозаборах разной производительности, а некоторые из них уже в настоящее время применяются при крупномасштабном водопотреблении.

В нашей стране требуется защищать личинок рыб, длина которых более 12 мм (СНиП 2.06.07-87, СП 101.13330.2012.). В настоящее время удалось добиться значительного прогресса в этой области. Созданы эффективные конструкции для водозаборов небольшой мощности (0,5–5 м³/с) и получены обнадеживающие результаты для решения этой проблемы на водозаборах средней производительности (от 10 до 30 м³/с). На водозаборах большей производительности с помощью построенных сооружений удастся эффективно защитить только рыб размером более 30–40 мм.

В настоящий момент ведущую роль в защите рыб на их первых, личиночных этапах развития должны играть экологические способы, которые могут быть эффективными в ряде случаев даже при защите икры рыб. На более поздних этапах развития рыб должно быть предусмотрено комплексное использование экологических и поведенческих способов защиты, причем из поведенческих способов основными

должны считаться пока фильтрационные. Способы защиты, основанные на экологическом принципе, в настоящее время еще не нашли достаточно широкого применения, хотя они обладают чрезвычайно большими потенциальными возможностями, и именно с них надо начинать разработку системы защиты рыб на водозаборных сооружениях. Основой для применения этих способов должны стать мероприятия и средства, регулирующие водопотребление во времени и пространстве.

Наиболее конструктивно завершенными и распространенными являются РЗУ, основанные на поведенческом принципе защиты. В основу их применения должны быть положены два условия – управление поведением рыб с помощью полей определенных раздражителей и отведение защищенных рыб из зоны действия РЗУ. Широкое распространение получили репеллентные способы защиты, основанные на различных раздражителях. Поиск оптимальных режимов работы репеллентных преград позволил обнаружить общие закономерности управления движением рыб в потоке воды. Эффективность действия РЗУ зависит от скорости потока ($V_{п}$), оптимальное значение которой определяется рядом условий – количественными показателями реореакции ($V_{к}$), углом расположения преграды (θ) и силой ответной реакции (F).

Проведена оценка целесообразности применения конструкций РЗУ с рыбоотводом и без рыбоотвода на примере наиболее распространенных РЗУ (фильтрационных), которая действительна и для других репеллентных преград. Не вызывает сомнения, что возможности применения РЗУ без рыбоотвода крайне ограничены, а в тех случаях, когда такое применение возможно, оно допустимо только для небольших расходов воды.

Вопрос о выборе способа отведения защищенных рыб из зоны действия водозабора может решаться по-разному в зависимости от типа водисточника и конструкции РЗУ. В любом случае для эффективного отведения молоди и особенно ранней молоди рыб в зоне действия РЗУ должен быть транзитный рыбоотводный поток. Скорость рыбоотводного потока должна превышать критические скорости течения для защищаемых рыб ($V_{ро} > V_{к}$). При отсутствии естественного транзитного потока (в водохранилищах, озерах, на участках рек со слабым течением) необходимо применять конструкции с искусственным рыбоотводным потоком (рыбоотводом). С этой целью применяются устройства для принудительного отведения рыб: эжекторы, центробежные насосы, эрлифтные насосы, вакуумные устройства, роторные и шнековые насосы. Их технические характеристики подбираются, исходя из необходимости жизнеобеспечения защищаемых рыб.

* * *

Protecting fish from entrainment in water intakes mainly involves managing physical movement of a biological object. The fish are living organisms grouped into a specific structure in space and time and quickly responding to different environmental stimuli. As physical bodies, they are also characterised by solidness, specific sizes, density and other properties.

These ideas allow for the development of the main principles for fish protection against entrainment in water intakes:

Ecological is based on the knowledge of the life history strategies (distribution, migrations) determining the fish entrainment in water intakes;

Behavioural involves the use of fish behavioural responses to specific stimuli (light, acoustic, electric, hydrodynamic, hydrobaric and other physical stimuli);

Physical involves the utilization of specific physical phenomena providing for the conservation of fish viability and non-injure (e.g. mechanical barriers, using the difference between the density of the water and the fish body).

The current knowledge of the biological bases of fish protection from entrainment in water intakes distinguishes two main types of protection: ecological and behavioural. Obviously, the efficiency of protection would depend on their correct use and combinations. Fish protection devices and the organizational measures based on them can be used on intakes with different capacity. Furthermore, some of them are currently used efficiently in structures with quite large scale water consumption.

Fish larvae exceeding 12 mm in body length are under protection in Russia (СНИП 2.06.07-87). Substantial progress has been achieved in protecting such fish. Efficient devices for water intakes of moderate capacity (0,5–5,0 m³/s) have been developed. Furthermore significant and encouraging results have been obtained at water intakes with average capacity (10–30 m³/s). Only fish with the length exceeding 30–40 mm can be protected with the fish-diversion devices operating at water intakes with even higher capacity.

In our opinion, ecological methods should be predominantly used for protecting fish at the earlier, larval, stages of their ontogeny. Such methods could in some cases even effectively protect the fish eggs. Later ontogenetic stages should involve joint use of ecological and behavioural protection methods. Behavioural methods based on filtration should be the main ones. Protection methods based on the ecological patterns have not been widely used until now even though they have a very good potential. In our opinion, ecological methods should become the starting point for the development of future complex fish protection system. These methods mainly depend on water intake regulation, so management controlling water consumption in time and space is needed.

The most common and constructively sophisticated are fish protection devices based on the knowledge of fish behavioural responses. Their use is based on two principal conditions: managing the behavioural responses of the fish using gradients of specific stimuli and the diversion of the fish from the water intake zone. Repellent methods exploiting a variety of stimuli have become quite common. Analysis of the optimal working modes of repellent barriers revealed general principles of managing fish behavioural responses in water flow. The efficiency of a fish protecting device depends on the flow speed (V_p). The optimal value of this speed is determined by the quantitative characteristics of the fish rheoreaction (V_{cr}), the angular bearing to the screen (θ) as well as the strength of the fish response (F).

The efficiency of fish protecting devices with and without diversion on the example of most commonly used filtration methods was assessed. It would hold also for many other repellent screens. Without any doubts the efficiency of fish protection is extremely low without diversion. Furthermore, even in cases when such devices can be used, their use is limited to small water consumption levels of the intake.

The optimal method of fish diversion from the water intake area depends on the type and construction of both the intake and the protection devices. However, efficient diversion of juvenile fish, especially at early stages of their ontogeny, requires the presence of the transit fish diversion flow. The speed of this flow should exceed the critical velocity for the fish. When the natural transit flow is absent (e.g. in reservoirs, lakes, areas of rivers with slow current) it is principal to use constructions with artificial fish diversion flow. A range of devices for forced diversion of the fish can be used, including ejectors, centrifugal and rotary pumps, air lifts, vacuum devices and screw pumps. Their construction and technical characteristics should ensure viability and non-injury of the fish being protected.

ГЛАВА 8

ПОДХОДЫ К ОХРАНЕ РЫБ В УСЛОВИЯХ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ И ИЗЪЯТИЯ СТОКА

В предыдущих главах были рассмотрены отдельные способы, устройства и мероприятия по обеспечению миграций рыб в условиях зарегулирования и изъятия стока. Однако эти меры могут и не принести ощутимых результатов, если мы будем применять их вне рамок цельного представления о концептуальных подходах, принципах и стратегиях охраны биоразнообразия. При зарегулировании и изъятии стока важно правильно выбрать общие подходы к охране. Именно они и вытекающие из них принципы охраны определяют дальнейшую стратегию и весь комплекс мероприятий по обеспечению миграций рыб.

В области управления биологическими ресурсами применительно к задачам живой природы предложена структура, включающая такие понятия как: *концепция* – общий методологический подход, способствующий выделению объектов охраны; *принцип* – частный методологический подход, в основе которого лежит исходное научное положение об объекте управления; *стратегия* – основная задача при управлении данным объектом; *способы* – совокупность основных методов и приемов по реализации стратегии; *мероприятия и устройства* – организационные и технические средства реализации методов охраны (Павлов, 1979, 1992, 1993; Павлов и др., 1994; Национальная стратегия..., 2001).

8.1. КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ ПОДХОДЫ И ПРИНЦИПЫ ОХРАНЫ БИОРАЗНООБРАЗИЯ

Живая природа имеет иерархическую структуру, и проблемы ее охраны специфичны на разных уровнях организации. В рамках практических проблем сохранения биоразнообразия необходимо рассматривать иерархические уровни от организма до биосферы. Здесь выделяются две взаимосвязанные и пересекающиеся, но самостоятельные иерархии:

– популяционно-видовая иерархия, которая включает системы, состоящие из особей одного вида – организмы, субпопуляции, популяции, внутривидовые формы, подвиды, виды, сложные комплексные виды; системообразующим признаком в этой иерархии являются генетические связи между элементами систем;

– иерархия экологических систем, которая включает сообщества организмов, биоценозы и экосистемы разного пространственно-временного масштаба; системообразующим признаком в этой иерархии являются экологические связи между элементами систем.

Отсюда вытекает, что решение практических проблем сохранения биоразнообразия должно быть основано на двух концептуальных подходах:

– *популяционно-видовом*, который основан на том, что каждый вид есть наименьшая генетически закрытая система, обладающая неповторимым генофондом; при этом рассматриваются генетически связанные системы популяционно-видовой иерархии;

– *экосистемном*, который основан на том, что все биологические системы неразрывно связаны со средой обитания и друг с другом, живые организмы в состоянии естественной свободы существуют только в составе сообществ и экосистем; при этом рассматриваются экологические системы разного уровня.

На основании этих подходов выделяются следующие объекты охраны, разнообразие которых надо сохранять: организм, популяция, вид, сообщество организмов, экосистема, территориально-сопряженный комплекс экосистем (водный бассейн), биосфера (табл. 8.1).

Таблица 8.1. Объекты охраны и их внутреннее разнообразие (Национальная стратегия..., 2011)

Подходы	Объекты	Внутреннее разнообразие объектов
Популяционно-видовой	Организм	Разнообразие генов, тканей и органов*
	Популяция	Разнообразие особей внутри популяции, включая генетическое разнообразие Разнообразие элементов внутривидовой популяционной структуры
	Вид	Разнообразие популяций, внутривидовых форм и подвидов
Экосистемный	Сообщество организмов	Разнообразие видов
	Экосистема	Разнообразие видов, сообществ и абиотической среды** обитания
	Территориально-сопряженный комплекс экосистем	Разнообразие экосистем
	Биосфера	Глобальное разнообразие видов Глобальное разнообразие экосистем

Примечание: * В данной работе в рамках практических проблем сохранения биоразнообразия внутреннее разнообразие организма не рассматривается. ** Сохранение абиотической среды является необходимым условием устойчивого существования биоразнообразия.

В соответствии с объектами охраны, указанными выше, выделяют (Национальная стратегия..., 2001) семь принципов охраны: организменный, популяционный, видовой, биоценотический, экосистемный (биогеоценоз), территориальный (бассейновый), биосферный.

Организменный принцип. *Объект охраны: организм.*

Принцип основан на том, что организмы – это наименьшие единицы жизни, самостоятельно существующие в среде и являющиеся носителями наследственной информации о свойствах и признаках вида. При этом принципе используются способы сохранения *ex situ* отдельных организмов или генетических материалов, поэтому он не имеет отношения к рассматриваемой проблеме обеспечения миграций. Что касается других шести принципов, то все они имеют отношение к рассматриваемой проблеме обеспечения миграций, хотя и в разной степени.

Популяционный принцип. *Объект охраны: популяция.*

Исходное научное положение: популяции представляют собой совокупности особей одного вида, являются элементарными единицами эволюционного процесса и обладают уникальным генофондом. Именно этот принцип является основополагающим для длительного обеспечения миграций рыб в условиях зарегулирования рек и водопользования.

Важнейшее значение для устойчивого существования популяции имеет ее численность. Сокращение численности повышает вероятность случайного вымирания популяции и сопровождается сокращением внутривидового генетического разнообразия. Генетическое разнообразие, этолого-социальная, пространственная, возрастная и половая структуры популяции определяют ее устойчивость, способность к адаптации и возможность выживания в изменяющихся условиях среды.

Численность и генетическое разнообразие популяции недостаточны для оценки ее состояния, так как ряд форм воздействия человека на природные системы приводит к увеличению числа нездоровых особей, при этом численность популяций и их генетическое разнообразие какое-то время еще могут оставаться неизменными или даже расти. Важный показатель состояния популяций, определяющий возможность их устойчивого сохранения – здоровое состояние организмов. Необходимое условие полноценного долговременного сохранения популяции – сохранение типичной для нее природной среды обитания.

Основные задачи:

- Сохранение или восстановление численности и местообитаний популяций, достаточных для их устойчивого существования и использования.
- Поддержание здорового состояния организмов в популяциях.
- Сохранение внутривидового генетического разнообразия и генетической уникальности популяции.
- Сохранение разнообразия элементов внутривидовой структуры (пространственной, временной, половой, возрастной, этолого-социальной).

Реализация этих задач в целях обеспечения миграций требует:

– сохранения миграционных колец рыб. При этом необходимо обеспечение не только анадромных миграций рыб через плотины, но и обеспечения ската молоди и отнерестившихся производителей; нельзя рассматривать отдельно обеспечение нерестовых или покатных миграций, отрывая их друг от друга;

– защиты рыб от гибели на плотинах, в турбинах ГЭС, насосных станциях и в ирригационных каналах;

– защиты молоди от уничтожения хищниками в нижнем бьефе ГЭС;

– широкого спектра мероприятий по «контролю и регулированию» состояния популяций (борьба с браконьерством; нормирование легального использования рыб; мониторинг состояния популяций; устранение факторов ухудшающих здоровое состояние рыб и др.);

– сохранения, мелиорации или строительства новых нерестилищ.

Видовой принцип. *Объект охраны: вид.*

Исходное научное положение: вид есть наименьшая генетически закрытая система, обладающая неповторимым генофондом; вид представляет собой, как правило, систему взаимосвязанных локальных популяций, внутривидовых форм и подвидов.

Сохранение популяционной структуры вида – необходимое условие его устойчивого существования и неистощительного использования. Локальные популяции, внутривидовые формы и подвиды являются носителями уникальных адаптаций вида к конкретным условиям среды. Для поддержания пространственно-генетической структуры вида необходимо сохранение той степени изоляции популяций и форм, которая характерна для ненарушенных природных популяций. Губительны как усиление изоляции популяций и форм, так и разрушение природных барьеров между ними, их искусственное смешивание.

В ряде случаев необходимо применять реинтродукцию видов и воссоздание утраченных популяций.

Основные задачи:

– Сохранение или восстановление численности и ареалов видов, достаточных для их устойчивого существования и использования.

– Сохранение пространственно-генетической популяционной структуры вида.

– Сохранение разнообразия популяций, внутривидовых форм (подвидов, экологических форм, сезонных рас – озимых, яровых и др.).

На этот принцип надо обращать особое внимание при охране осетровых и лососевых рыб. Осетровые (белуга, осетр, севрюга) имеют озимые и яровые расы, тогда как некоторые лососевые (атлантический лосось, кумжа, микижа и др.) помимо этого образуют проходные и туводные формы. При этом соотношение этих рас и форм может быть различным в разных реках и их притоках, в связи с разнообразием условий обитания.

Биоценотический принцип. *Объект охраны: сообщество организмов.*

Исходное научное положение: виды в природе существуют в форме сообществ, в тесной функциональной связи с другими видами.

Разнообразие видов определяет сложность сообщества и структуру ценологических связей. Исчезновение отдельных видов и сокращение видового разнообразия ведет к деградации и разрушению сообщества. Внедрение в сообщество чужеродных видов как в результате их интродукции человеком, так и при самостоятельном расселении, также может нарушать структуру природных сообществ. Устойчивое существование природных сообществ возможно только при сохранении присущего им видового разнообразия с учетом естественной динамики сообществ. В случае исчезновения природного биоценоза восстановить его полностью в прежнем виде практически невозможно. В силу этого приоритетное внимание следует уделять сохранению существующих биоценозов.

Основные задачи:

- Сохранение и восстановление природных сообществ.
- Сохранение видового и функционального разнообразия сообществ.
- Поддержание естественных процессов формирования сообществ.

При охране рыб необходимо учитывать, что зарегулирование стока и изъятие стока, гибель рыб в водозаборных сооружениях, строительство судоходных и ирригационных каналов ведут к резкому изменению состава и соотношения видов в биоценозе; к исчезновению или резкому уменьшению численности преобладающих кормовых организмов, хищников и паразитов; способствуют саморасселению рыб внутри бассейнов рек, а также между бассейнами.

Экосистемный принцип. *Объект охраны: экосистема.*

Исходное научное положение: совокупность функционально взаимосвязанных организмов и абиотической среды, в которой они существуют, составляют единую систему (экосистему).

Полноценное и долговременное сохранение видов и сообществ организмов возможно только в составе природных экосистем и при условии сохранения типичной для них абиотической среды. Нормальное существование и развитие экосистем предполагает закономерную смену стадий их развития. При разработке стратегии управления биоразнообразием необходимо учитывать этот динамический характер. Сохранение экосистем может быть обеспечено только при сохранении разнообразия сообществ и всего формирующего их видового разнообразия.

Основные задачи:

- Сохранение и восстановление природных экосистем, поддержание их средообразующих функций.
- Поддержание естественных процессов развития природных экосистем.
- Сохранение и восстановление экологически сбалансированных природно-культурных комплексов.
- Сохранение и восстановление абиотической среды.

Создание плотин и зарегулирование стока ведет к образованию водохранилищ – нового типа водоемов. Экосистемы этих водоемов имеют уже не лотические условия обитания, а лимнические. При создании водохранилищ заиляются нерестилища литофильных рыб, что приводит к исчезновению их популяций, поэтому при проектировании водохранилища следует предусматривать возможность нереста рыб и сохранять нерестово-выростные угодья, даже в ущерб энергетике. Особое внимание должно быть уделено сохранению нерестилищ для анадромных и реодромных мигрантов и, прежде всего, литофильных по экологии размножения рыб. Этот принцип предусматривает сохранение биотопов и оптимизацию определенного комплекса абиотических условий для жизни рыб. Требуется строительство рыбопропускных сооружений, которые обеспечивают пропуск рыб через плотины на нерест в верхние участки реки, в зоны, где остались естественные нерестилища. В случае их отсутствия или недостаточных площадей для нереста следует производить рекультивацию старых нерестилищ и создавать новые.

Территориальный (бассейновый) принцип. *Объект охраны: комплекс сопряженных экосистем в пределах водных бассейнов.*

Исходное научное положение: территориально-сопряженный комплекс экосистем состоит из взаимосвязанных экосистем и формируется в пределах бассейнов рек, озер и морей.

При сохранении биоразнообразия в пределах бассейна необходимо учитывать:

- распределение компонентов биоразнообразия по бассейну;
- общую площадь природных биосистем;
- пространственную структуру популяций, видов и экосистем;
- минимальные площади биотопов, необходимые для устойчивого существования природных сообществ и экосистем;
- минимальные площади для существования отдельных популяций и разнообразие их сезонных местообитаний.

Основные задачи:

- Сохранение бассейновых комплексов экосистем.
- Сохранение разнообразия природных экосистем и их пространственной структуры в пределах бассейнового комплекса.
- Сохранение разнообразия экологически сбалансированных природно-культурных комплексов.

В бассейнах многих рек построены каскады плотин, которые превращают реки в каскады водохранилищ. Фактически это означает экологическую катастрофу в масштабе отдельного бассейна – превращение лотической экосистемы в лимническую. Единственный шанс сохранить стадо анадромных рыб в этих условиях связан с сохранением речных участков обитания и нерестилищ этих рыб, а также восстановление их миграционных колец с помощью рыбопропускных сооружений для нерестовых мигрантов и мероприятий по обеспечению безопасного ската молоди через плотины.

Биосферный принцип. *Объект охраны: биосфера.*

Исходное научное положение: разнообразие видов и экосистем обеспечивает поддержание биосферных процессов и функционирование биосферы как единой системы.

Антропогенное сокращение глобального разнообразия видов и экосистем разрушает пространственную целостность биосферы и подрывает ее регуляторные функции.

Основные задачи:

- Сохранение глобальной экосистемы (биосферы).
- Сохранение глобального видового разнообразия.
- Сохранение глобального разнообразия экосистем.

Строительство плотин и изъятие стока, как уже было отмечено во введении, приобрело планетарный характер. В связи с этим в течение XX–XXI вв. наблюдается глобальное снижение разнообразия проходных и полупроходных видов рыб, поэтому любые действия по сохранению этого фрагмента биоразнообразия – это действия и на биосферном уровне. Этому способствуют «Конвенция по сохранению биоразнообразия», принятая в Рио-де-Жанейро в 1992 г.; региональные и глобальные списки редких и исчезающих видов, например, Красная книга РФ и Red List IUCN (Международный союз охраны природы); соответствующие Программы и проекты IUCN, FAO, EIFAC, WWF, WSC, SOS и других международных природоохранных организаций; создание общественных объединений по обеспечению охраны мигрирующих видов рыб. Весьма важна и такая инициатива, как проведение Всемирного дня миграций рыб, 2014 г.

К биосферному принципу можно отнести задачи сохранения биоразнообразия рыб в пределах крупных регионов, например, таких как ареал обитания лососей в бассейне Тихого океана (Ожеро, Фули, 2009).

На глобальном и региональном уровнях стратегии сохранения видового разнообразия рыб и стратегия водопользования должны быть взаимосвязаны. С одной стороны, наличие плотин, насосных станций и других гидротехнических сооружений на реке является одним из главных критериев при оценке ее природоохранной ценности и степени сохранности природных популяций. С другой стороны, наиболее ценные для сохранения биоразнообразия рыб реки должны быть переведены в категорию особо охраняемых природных территорий или рек с особым режимом охраны, где строительство плотин и крупномасштабное изъятие стока должно быть запрещено*.

В этой связи следует заметить, что наиболее революционным обеспечением миграций рыб на зарегулированных реках является снос плотин. Такой подход получает все большее распространение как в Америке, так и в Европе. Так, в США

*Пример системы критериев для определения природоохранного и промыслового статуса рек приведен в Методических рекомендациях по организации РХЗЗ для лососевых рыб Дальнего Востока России (Глубоковский и др., 2010).

уже снесено около 1000 плотин. Среди них преобладают сооружения высотой несколько метров. Но имеются и дамбы высотой 38 м (the White Salmon River) и 33 м и 64 м (the Elwha River) (From Sea to source, 2012). Не всегда снос дамб определяется экологическими причинами (Stanley, Doyle, 2003). Иногда он связан с тем, что они потеряли свое назначение и стали экономически невыгодными. В 2012 г. в США было запланировано удаление еще 100 плотин (www.americanrivers.org).

В США, по оценке Американского общества гражданских инженеров (American Society of Civil Engineers), примерно у 50% плотин уже закончился срок службы, а к концу 2020 г. эта цифра достигнет 85% (ICOLD, 1998). Естественно, что многие из них должны быть реконструированы или снесены. Подобные процессы будут происходить во всем мире, включая и нашу страну. Сроки службы плотин в нашей стране в соответствии со СНиП 33-01-2003 для сооружений I и II классов – 100 лет, а для сооружений III–IV классов – 50 лет. На многих лососевых реках необходимость в мелких плотинах для лесосплава или малых ГЭС уже отпала, и требуется их снос. Так, например, на лососевых реках в бассейнах Ладожского (Валетов, 1999) и Онежского озер имеется около 40 таких подлежащих сносу плотин. Мы надеемся, что активность по сносу плотин в ближайшее время начнет развиваться и в нашей стране.

8.2. СТРАТЕГИИ ОХРАНЫ ПОПУЛЯЦИЙ РЫБ

Стратегии обеспечения миграций рыб в условиях зарегулирования и изъятия стока следует рассматривать в зависимости от протяженности их миграционных колец. Для одних видов, которых в дальнейшем будем называть дальние мигранты, характерны длительные нерестовые и покатные миграции вдоль реки. К ним, в первую очередь, следует отнести проходных и полупроходных рыб, а также те виды туводных рыб, которые совершают дальние реодромные миграции в пределах бассейна реки. Для других видов рыб (жилые) свойственны незначительные по протяженности миграции в пределах акваторий водохранилищ или небольших участков рек и их притоков. Различная протяженность миграций рыб определяет две стратегии их охраны – стратегию охраны дальних мигрантов и стратегию охраны жилых рыб. Рассмотрим основные направления охраны рыб при реализации этих стратегий.

Стратегия охраны дальних мигрантов. Существование их популяций в бассейнах зарегулированных рек невозможно без специальных мер по охране естественного воспроизводства и сохранению миграционных колец. Для этих рыб плотины являются непреодолимым препятствием, поэтому обязательное условие для их дальнейшего существования – это сохранение хотя бы части нерестового ареала и обеспечение пропуска через плотины как нерестовых мигрантов, так и покатников, т.е. обеспечение нормальных условий реализации миграционных циклов. Экологическая, а часто даже экономическая, целесообразность такого решения не вызывает сомнения, и в настоящее время для этого уже имеются соответствующие технические средства – рыбопропускные и рыбозащитные сооружения. При этом следует стремиться не допускать строительства плотин в нижних участках рек,

так как здесь эти сооружения влекут за собой особенно крупные экологические последствия для проходных и полупроходных видов рыб. Необходимо также иметь в виду, что в случае строительства каскада ГЭС общая эффективность применения РПС будет снижаться от низовьев реки к истокам, так как ни одно из сооружений, не обеспечивает 100% пропуск мигрантов. Однако, опыт применения этих сооружений в рамках такого крупного речного бассейна, как р. Колумбия, убеждает в том, что даже при создании каскада ГЭС, можно сохранять естественное воспроизводство дальних мигрантов на всем протяжении реки, вплоть до верховьев.

При возведении гидроузлов на рыбохозяйственных реках России основное внимание уделялось пропуску нерестовых мигрантов вверх через плотину. Для этого на ряде рек европейской части были построены специальные рыбопропускные сооружения. При этом мало внимания уделяли другой составляющей воспроизводства этих рыб, а именно их скату через плотины к местам нагула. Во многих случаях это негативно отразилось на состоянии популяций рыб, так как даже при успешном нересте производителей их потомство гибнет при скате через плотины; поэтому важной частью стратегии охраны дальних мигрантов является обеспечение безопасного ската молоди из водохранилищ.

За рубежом последнее время этому вопросу уделяют большое внимание. Однако и там проблема безопасного ската молоди в условиях зарегулирования рек полностью не решена, несмотря на большое число используемых технических средств. Работы ведутся по нескольким направлениям: 1) обеспечение безопасных условий для прохождения через турбины, за счет усовершенствования конструкций и изменения режимов работы; 2) сбор и отведение покатников по специальным трактам в обход ГЭС; 3) защита покатников от хищников в нижнем бьефе плотин.

При разработке Стратегии сохранения дальних мигрантов необходимо учитывать задачу поддержания их внутривидового разнообразия и сохранения структуры локальных популяций. Локальные популяции проходных рыб адаптированы к местным условиям и обеспечивают более полное использование видом имеющихся ресурсов, а также устойчивость в меняющихся условиях среды и максимальную численность и биомассу рыб. В частности, как показали исследования камчатской микижи, характеристики разнообразия жизненных стратегий в локальных популяциях в разных реках западной Камчатки соответствуют характеру геоморфологии реки (Павлов, Савваитова, Кузицин, 1999; Павлов, Савваитова, 2008). Утрата локальных популяций или экологических форм неизбежно приведет к снижению устойчивости и продуктивности вида, поэтому при планировании строительства гидротехнических сооружений и оборудовании их рыбопропускными и рыбозащитными сооружениями должны учитываться задачи сохранения внутривидового разнообразия проходных рыб.

Стратегия охраны жилых рыб. При миграциях жилых рыб, имеющих небольшие по протяженности перемещения, плотины не всегда приводят к разрыву миграционных колец. Снижение численности популяций этих рыб может происходить за счет элиминации части особей во время их покатной миграции из водохранилищ или при попадании в насосные станции и ирригационные каналы.

Для разработки стратегии охраны жилых рыб важно решение теоретического вопроса о роли покатной миграции в жизни их популяций. Эта роль принципиально различна в искусственных и естественных водоемах. В озерах, где рыбы могут свободно входить и выходить в притоки и вытекающие из озер реки, покатная миграция обеспечивает поддержание или увеличение численности популяции за счет расселения молоди и расширения площадей нагула. Для подавляющего большинства водохранилищ, в которых отсутствует возможность подъема рыб из нижнего бьефа плотины в верхний, покатная миграция необратима и, следовательно, соответствует безвозвратному изъятию части рыбного населения. Гибель жилых рыб при покатной миграции через ГЭС следует рассматривать в двух аспектах: влияние на рыбное население всего водного бассейна и влияние на рыбное население только водохранилища. Если для водного бассейна убыль рыб определяется числом особей, погибших при прохождении турбин ГЭС, то для водохранилища она определяется численностью вынесенных из него мигрантов.

Прогнозы по рыбопродуктивности водохранилищ, основанные на предположении, что имеет место аналогия в формировании процессов рыбопродуктивности в водохранилищах и озерах соответствующих регионов, оказались резко завышенными и почти нигде не оправдались. При этом установлена прямая связь между степенью проточности водохранилища и недоловом рыбы относительно прогнозируемой величины (Pavlov, 1989). Сопоставив данные по ихтиомассе открытой части волжских водохранилищ (Поддубный и др., 1985), нам также удалось установить ее отрицательную корреляцию с водообменом (Pavlov, Vilenkin, 1989).

Следует отметить, что в водохранилищах почти нет промысловых рыб – крупных планктофагов, в то время как в больших озерах в тех же географических зонах на долю этих видов приходится до 43,3% общего вылова (Кудерский, 1984; Шимановская и др., 1983; Pavlov, 1987; Pavlov, 1989). Среди проанализированных нами десяти водохранилищ, расположенных на реках Волга, Кама и Дон, промысловые пелагические виды встречаются в уловах в заметных количествах только в Цимлянском (судак, синец, чехонь), Рыбинском (судак, синец) и Верхневолжском (судак) водохранилищах. Это можно объяснить тем, что в этих водохранилищах, в отличие от других, водообмен наиболее низок (1,0; 1,3; 2,6 раз в год, соответственно) т.е. там процесс покатной миграции заторможен (Павлов и др., 1981; Павлов, 1986; Павлов, Лупандин, Костин, 1999).

В отличие от озер, пелагиаль большинства водохранилищ при их большом водообмене осваивается в основном мелкими короткоцикловыми пелагическими видами. Во многих водохранилищах Европейской части РФ – это снеток и тюлька. В водохранилищах Африки и США – это мелкие сельдевые (*Clupeidae*: р. *Limnotrissa*, *Cynotrissa*, *Pelonulla* и *Dorosoma*), тип динамики численности которых приспособлен к большой и колеблющейся по годам величине смертности. Система их воспроизводства может компенсировать массовый вынос и гибель при миграции из водохранилища.

Высокий индекс мигрантности крупноразмерных пелагических видов рыб, гибель молоди при прохождении турбин и необратимый характер миграции ведут

к разрушению популяционной системы их воспроизводства в условиях водохранилищ с придонным стоком. Степень этого влияния в значительной мере определяется величиной водообмена. В большинстве случаев гидротехническое строительство не угрожает существованию жилых рыб, но и не способствует оптимальному формированию численности их поколений, т.е. рациональному использованию водохранилищ, поэтому восстановление миграционного кольца в данном случае диктуется интересами рыбного хозяйства и является лишь одним из возможных путей повышения рыбопродуктивности водохранилищ. Однако, исходя из особенностей миграций рыб, могут быть предложены и другие меры: 1) приближение системы стока воды из водохранилищ к озерному типу; 2) недопущение ската молоди за счет применения рыбозащитных устройств или проведения рыбозащитных мероприятий; 3) направленное формирование ихтиофауны путем выпуска в водоем на нагул в пелагиали молоди, подрощенной до 12–15 см, которая, как правило, уже не скатывается из водохранилищ; 4) улучшение условий существования молоди рыб в водохранилищах, в том числе увеличение обеспеченности необходимыми биотопами и пищей.

Все эти меры направлены на предотвращение миграции жилых рыб из водохранилища. Их применение определяется приоритетными рыбохозяйственными задачами при управлении рыбопродуктивностью на конкретных водоемах.

* * *

Таким образом, существует две стратегии охраны популяций рыб – стратегия охраны дальних мигрантов (проходных, полупроходных и реодромных) и стратегия охраны жилых рыб. В условиях зарегулирования и изъятия стока рек при реализации первой стратегии, необходимо обеспечить безопасный проход через плотину как нерестовых мигрантов, так и покатной молоди (рыбопропуск и рыбозащита). При реализации второй стратегии, по-видимому, в большинстве случаев, необходимо не допустить скат жилых рыб из водохранилища и их гибель в водозаборных сооружениях (рыбозащита). При наличии в водоеме, и дальних мигрантов, и жилых рыб приоритет, безоговорочно, должен быть отдан первой стратегии, так как без ее реализации популяции дальних мигрантов обречены на гибель.

* * *

Thus, there exist two strategies for protection of fish populations: first for distant migrants (anadromous, semi-anadromous, and rheo-dromouse fish species) and, second, for protection of resident fishes. The realization of the first strategy under conditions of river regulation and water intake depends on free passage of spawning migrants and young fish moving downstream through dams (fish passage and fish protection). The second strategy in most cases should prevent drift of resident fish from a water reservoir and their loss in water intakes (fish protection). If both distant migrants and resident fish species are present in the same reservoir, the priority should be given to the first strategy, as without its realization the population of distant migrants will be lost.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Цель данной работы заключалась в обобщении материалов по биогидравлическим основам обеспечения миграции рыб в условиях зарегулирования и изъятия стока. В соответствующих главах рассмотрены различные аспекты этой проблемы: реореакция рыб и управление поведением рыб в потоке воды; нерестовые и покатные миграции; использование различных рыбопропускных (РПС) и рыбозащитных (РЗУ) конструкций и опыт их создания и применения; стратегии охраны дальних мигрантов и жилых рыб.

Можно сказать, что в нашей стране за последние 50 лет разработаны биологические основы обеспечения миграций рыб. Создан ряд эффективных конструкций РПС и РЗУ. Особенно заметен прогресс в области создания РЗУ, которые в настоящее время способны защищать не только молодь рыб старших возрастных групп (30–150 мм), но и раннюю молодь (10–20 мм).

Безусловно, не все созданные конструкции РПС и РЗУ оказались эффективными. Кроме того, следует подчеркнуть, что отечественный опыт практического применения таких конструкций и менеджмента в области обеспечения миграций рыб является неудовлетворительным и нуждается в переосмыслении. Требуется не только продолжение биогидравлических исследований, совершенствование способов управления поведением рыб, модернизация построенных РПС и РЗУ, разработка новых и более надежных конструкций, но и коренное улучшение методов управления, организации финансирования работ по обеспечению миграций рыб в нашей стране.

Проблема обеспечения миграций рыб является частью более общей проблемы сохранения естественного воспроизводства во внутренних водоемах в условиях широкомасштабного антропогенного воздействия. В этой связи обратим внимание на ряд основных вопросов:

Во-первых, зарегулирование и изъятие стока не единственный стрессирующий фактор, действующий на рыб и водные экосистемы в настоящее время. Среди других факторов отметим браконьерство, нерациональный промысел (чрезмерный вылов), загрязнение, судоходство, обвалование рек и сокращение площади затопливаемой поймы, спрямление и канализацию рек, и деградацию малых рек. Эти факторы и, прежде всего, массовое широкомасштабное браконьерство привели к многократному уменьшению численности рыб в наших водоемах. При этом, несмотря на запрет промысла, на рынках и в магазинах многие годы процветает торговля осетровыми и черной икрой. Естественно, что общее снижение численности рыб не могло не привести к снижению числа рыб, пропускаемых через плотины, и к уменьшению общей эффективности работы РПС. Некоторые из сооружений

(Волгоградский и Саратовский рыбоподъемники) по этой причине были даже закрыты. Если не минимизировать влияние всех указанных выше стрессоров, то вся деятельность по обеспечению миграций и применению РПС и РЗУ будет бесполезной.

Во-вторых, применение РПС и РЗУ, лишь одна мера из большого и неразрывного комплекса мер, необходимых при зарегулировании стока рек. Этот комплекс включает в себя: обеспечение рыб нерестилищами, в том числе строительство искусственных нерестилищ, нерестовых каналов, нерестово-выростных хозяйств; обеспечение миграций молоди проходных рыб, выращенных на рыбоводных заводах, и их защиты от хищников; расчистку каналов-рыбоходов в протоках дельты рек; весенние рыбохозяйственные попуски; залитие пойменных водоемов и поддержание их уровненного режима; минимизацию влияния зимних попусков и импульсных потоков в нижнем бьефе; оптимизацию уровненного режима водохранилищ в период нереста и развития молоди; снижение объема изымаемого речного стока. Отметим, что по большинству указанных направлений последние 20 лет работы не ведутся или ведутся в недостаточном объеме. Это, безусловно, негативно отражается на обеспечении миграций.

Естественно, что для каждого конкретного водоема и популяций должны быть сформулированы ключевые задачи, на которых необходимо сосредоточить основные научные и практические усилия. Выявление таких «болевых точек» возможно лишь при проведении регулярных наблюдений – мониторинга. На этапе предварительных исследований круг вопросов, затрагиваемых таким мониторингом, должен быть широким, а по мере выявления он может быть значительно сужен.

В-третьих – это низкий уровень контроля и управления в области сохранения естественного воспроизводства рыб и обеспечения миграций.

За годы «перестройки», становления рыночных отношений, неоднократной реорганизации органов госуправления рыбными ресурсами и охраны природы изменились приоритеты государства. Внимание к сохранению ресурсов дикой природы и, в частности, к обеспечению миграций рыб резко снизилось. Так, исчезли государственные программы в области обеспечения миграций рыб; исчезли лаборатории и отделы, которые занимались исследованиями, применением и проектированием РПС и РЗУ; не ведется мониторинг за работой созданных сооружений; исчезла такая мощная организация, как Главрыбвод, отвечавшая за охрану рыбных запасов и контроль за обеспечением их миграций; исчез многотысячный штат инспекторов рыбоохраны, сдерживавших браконьерство и др. Система охраны и управления рыбными ресурсами внутренних водоемов, в том числе обеспечения их миграций разрушена и ее необходимо выстраивать заново.

Таким образом, прогресс в обеспечении миграций рыб в реках России в условиях зарегулирования и изъятия стока будет определяться решением всего комплекса задач по сохранению естественного воспроизводства рыб во внутренних водоемах и эффективностью государственного управления при охране рыбных ресурсов.

СПИСОК ВИДОВ РЫБ*

амур белый (*Stenopharyngodon idella*)

барабуля (*Mullus barbatus*)

белорыбица (*Stenodus leucichthys leucichthys*)

белуга (*Huso huso*)

берш (*Sander volgensis*)

бычок амурский (*Rhinogobius brunneus*)

вобла (*Rutilus rutilus caspicus*)

востробрюшка (*Hemiculter leucisculus*)

верховка (*Leucaspis delineatus*)

вырезуб (*Rutilus frisii frisii*)

вьюн (*Misgurnus fossilis*)

голавль (*Leuciscus cephalus*)

голец (*Barbatula barbatula*)

гольян (*Phoxinus phoxinus*)

горбуша (*Oncorhynchus gorbusha*),

горчак (*Rhodeus sericeus*)

густера (*Blicca bjoerkna*)

елец (*Leuciscus leuciscus*)

ерш (*Gymnocephalus cernuus*)

жерех (*Aspius aspius*)

камбала (*Pleuronectes platessa*)

карась (*Carassius carassius*)

карась серебряный (*Carassius auratus*)

каrp (*Cyprinus carpio*)

кета (*Oncorhynchus keta*),

кефаль (*Mugil cephalus*)

кижуч (*Oncorhynchus kisutch*)

*Пресноводные виды указываются по «Атласу пресноводных рыб России, 2002», морские – по «Аннотированному каталогу Рыбы морей России, 2014».

колюшки (*Gasterosteus, Pungitius*)
колюшковые (*Gasterosteidae*)
красноперка (*Scardinius erythrophthalmus*)
кумжа (*Salmo trutta*)
кунджа (*Salvelinus leucomaenis*)
кутум (*Rutilus frisii kutum*)

лещ (*Abramis brama*)
линь (*Tinca tinca*)
лосось атлантический (*Salmo salar*)
лосось курийский (*Salmo trutta caspicus*)

мальма (*Salvelinus malma*)
микижа (*Parasalmo (Oncorhynchus) mykiss*)
минога (*Lethenteron camtschaticum*)

налим (*Lota lota*)
нерка (*Oncorhynchus nerka*)
нельма (*Stenodus leucichthys nelma*)

окунь (*Perca fluviatilis*)
окунь солнечный (*Lepomis gibbosus*)
осетр русский (*Acipenser gueldenstaedtii*)

пелядь (*Coregonus peled*),
пескарь (*Gobio gobio*),
пиленгас. (*Liza haematocephalus*)
плотва (*Rutilus rutilus*)
подкаменщик обыкновенный (*Gottus gobio*)
подуст (*Chondrostoma nasus*)

рыбец (*Vimba vimba*)
ряпушка европейская (*Coregonus albula*)

сазан (*Cyprinus carpio*)
севрюга (*Acipenser stellatus*)
сельдь-черноспинка (*Alosa kessleri*)
сельдь черноморско-азовская проходная (*Alosa immaculata*),
сиг волховский (*Coregonus lavaretus baeri*)
синец (*Abramis ballerus*)
сима (*Oncorhynchus masou*)
снеток (*Osmerus eperlanus eperlanus*)
сом (*Silurus glanis*)

ставрида (*Trachurus trachurus*)
стерлядь (*Acipenser ruthenus*)
судак (*Sander lucioperca*)

толстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix*)
тюлька (*Clupeonella cultriventris*)

угорь (*Anguilla anguilla*)
уклея (*Alburnus alburnus*)
усач аральский (*Barbus brachycephalus*)

форель (*Salmo trutta*)

хариус европейский (*Thymallus thymallus*)
храмуля (*Varicorhinus capoeta*)

чавыча (*Oncorhynchus tshawytscha*)
чехонь (*Pelecus cultratus*)

шемая (*Chalcalburnus chalcoides*)
шип (*Acipenser nudiventris*)
щиповка (*Cobitis taenia*)
щука (*Esox lucius*)

язь (*Leuciscus idus*)

ОСНОВНЫЕ ОБОЗНАЧЕНИЯ

- C – концентрация молоди рыб перед РЗУ;
 $C_{\text{отн}}$ – относительная концентрация рыб;
 C_n – концентрации наносов;
 C_x – коэффициент сопротивления;
 L – общая длина тела рыбы;
 l – длина тела до конца чешуйчатого покрова хвостового стебля (у сельдевых до конца средних лучей хвостового плавника);
 K – интенсивность турбулентности;
 T – продолжительность плавания;
 T_v – продолжительность плавания при определенной скорости течения;
 $T_{\text{опт}}$ – оптимальная продолжительность привлечения в рыбопропускное сооружение;
 $T_{\text{ц}}$ – продолжительность цикла работы рыбопропускного сооружения;
 t – температура воды;
 V – скорость течения;
 V_p – скорость плавания рыб;
 $V_{\text{пор}}$ – пороговая скорость течения;
 V_k – критическая скорость течения для рыб;
 $V_{\text{кр}}$ – крейсерская скорость плавания;
 $V_{\text{бр}}$ – бросковая скорость;
 $V_{\text{мак}}$ – максимальная скорость;
 V_n – средняя скорость потока;
 V/l – относительная скорость (отнесенная к длине тела);
 $V_{\text{изб}}$ – избираемая скорость движения;
 $V_{\text{р.о.}}$ – относительная скорость (относительно неподвижных ориентиров);
 $V_{\text{р.а.}} = V_n + V_{\text{р.о.}}$ – абсолютная скорость;
 $V_{\text{пр}}$ – скорость привлекающего потока;
 $V_{\text{опт}}$ – оптимальная скорость привлечения в рыбопропускное сооружение;
 $V_{\text{реки}}$ – скорость течения в реке;
 dV/du – градиент скоростей течения по ширине потока;
 K_n – коэффициент неравномерности распределения скоростей течения;
 $P_{\text{ч}}$ – давление чувствительности;
 P_o – давление изменения положения тела в пространстве;
 P_n – пороговое давление;
 P_k – критическое давление;
 $K_{\text{эф}}$ – показатель эффективности рыбозащитного сооружения
 $N(n)$ – количество рыб.

ЛИТЕРАТУРА

- Аверкиев А.Г., Нусенбаум Л.М.* Современное состояние научно-технических основ проектирования водозаборных сооружений в связи с применением рыбозащитных устройств и задачи предстоящих исследований // Тр. корд. совещ. по гидротехнике. 1965. Вып. 24. С. 14–24.
- Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В.* Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий // М.: Наука. 1975. 279 с.
- Алявдина Л.А.* Биологическая характеристика волжского осетра в период размножения // Тр. Саратов. Отд-ния ВНИОРХа. 1956. Т. 4. С. 232–253.
- А.С. СССР №264231 (SU) «Водозабор».* МПК Е 02 В 8/08, Е 02 В 9/04. Химицкий К.Ф., Химицкий Ю.К., Опубл. 10.11.70. Б.И. №8.
- Асланова Н.Е.* Экспериментальное изучение поведение рыб в потоке // Докл. ВНИРО. 1952. Вып. 1. С. 13–18.
- Баканов А.И.* Обзор существующих подходов к районированию водохранилищ // Тр. Ин-та биологии внутр. вод. Рыбинск. 1990. Вып. 62, № 65. С. 3–16.
- Бакитанский Э.Л.* Скот молоди горбуши и кеты и причина его задержки в реках Кольского полуострова // Тр. ВНИРО. 1970. Т. 74. С. 129–143.
- Балык М.Г., Радаков Д.В.* Опыт подводных наблюдений за рыбами у плотины Волгоградского узла. В кн.: Морские подводные исследования. М.: Наука. 1969. С. 33–39.
- Баранюк Г.В., Тихомиров О.Б.* Наблюдения на водозаборном и водосбросном сооружениях Али-Байрамлинской ГРЭС (р. Кура) в связи с вопросами защиты рыб // Изв. Гос. НИОРХа. 1969. Т. 65. С. 299–317.
- Баранникова И.А.* Функциональные основы миграций рыб. Л.: Наука. 1975. 210 с.
- Барекян А.Ш.* Гидравлические расчеты рыбопропускных сооружений речных гидроузлов // Ереван. 1980. 124 с.
- Барекян А.Ш.* Пути дальнейшего повышения эффективности рыбопропуска на основе более полного учета гидравлических условий проектирования рыбопропускных сооружений // Межвузовский сборник «Гидравлика и инженерная гидрология». Калинин. 1981. С. 3–17.
- Барекян А.Ш., Карелин В.С., Лупандин А.И.* Гидравлические исследования рыбопропускного сооружения Кочетовского гидроузла // Рыбное хоз-во. 1972. № 9. С. 26–28.
- Барекян А.Ш., Коротовских А.И., Шульгин В.Д., Яковлев А.Е.* О возможности пропуска молоди рыб через осевые насосы // Тр. Гидропроекта. М. 1989. Вып. 139. С. 83–89.
- Барекян А.Ш., Лупандин А.И., Смирнов В.А.* Исследование криволинейных участков водотоков с целью использования их для рыбозащиты // Межвузовский сборник «Русловые процессы и гидравлика сооружений». Калинин. гос. университет. 1980. С. 38–56.
- Барекян А.Ш., Лупандин А.И.* Защита молоди рыб у водозаборов путем активного регулирования структуры потока. Депонирована в ЦБНТ Минводхоза Информационная карта № 44–81. 1981.

- Барекян А.Ш., Лупандин А.И.* Привлекающий поток в нижнем бьефе и расчет его параметров при произвольном расположении рыбопропускного сооружения в составе гидроузла // Сборник науч. тр. Гидропроекта. М.: Минэнерго. 1985. Вып. 99. С. 97–116.
- Барекян А.Ш., Лупандин А.И.* Рыбозащитное сооружение типа вертикального концентратора // Рыбное хозяйство. 1987. № 5, С. 37–40.
- Барекян А. Ш., Мосиевский А. А., Аксенов В. А.* Некоторые результаты натурных исследований РЗУ типа РКВС водоприемника Севанской ГЭС // Тез. всес. совещ. по защите рыб. Касп. НИИ рыб. хоз-ва, Ин-т эволюц. морфол. и экол. животных АН СССР. Астрахань. 1990. С. 25–27.
- Барекян А.Ш., Скоробогатов М.А.* Некоторые результаты гидравлических исследований рыбоподъемника Краснодарского гидроузла // Рыбное хозяйство. 1978. 6. С. 23–28.
- Барекян А.Ш., Скоробогатов М.А.* Исследование гидравлических условий работы механических рыбоподъемников средненапорных гидроузлов // Сб. науч. тр. Гидропроекта. 1982. Вып. 80. С. 86–90.
- Барекян А.Ш., Скоробогатов М.А.* Определение структуры потока в зоне привлечения рыб при произвольном распределении скоростей течения в створе входа в рыбоаккумуляторный лоток // Комплексное использование водных ресурсов и охрана окружающей среды. М.: Гидропроект. 1985. Вып. 99. С. 79–87.
- Барекян А.Ш., Скоробогатов М.А.* Гидравлические исследования входного оголовка лестничного рыбохода // В сб. Гидравлика и экология, Тверь. 1996. С. 56–62.
- Барекян А.Ш., Скоробогатов М.А.* Рыбопропускные сооружения с непрерывным привлечением рыб // «Известия вузов». Строительство. №№ 1, 2. Новосибирск. 1997. С. 12–19.
- Барекян А.Ш., Яковлев А.Е., Коротовских А.И. и др.* Рыбозащитные устройства для малых водозаборов. Тверь. 1998. 56 с.
- Беляев В.Н.* Материалы по Каспийско-Курунскому рыбному хозяйству в его отношении к планам ирригации в бассейне Куры // Тр. Азерб. науч. рыбохоз. ст. Баку. 1932. Вып. 3. Т. 3. 80 с.
- Беляев В.Н.* Материалы по Каспийско-Курунскому рыбному хозяйству и его отношении к планам ирригации в бассейне р. Куры // Тр. Азерб. науч. рыбохоз. ст., Баку. 1933. Вып. 3. Т. 3. С. 5–81.
- Беляев В.Н.* К вопросу о влиянии машинного орошения на р. Куре на скат молоди промысловых рыб // Тр. Азерб. науч. рыбохоз. ст. Баку. 1933. Т. 3 Вып. 3. С. 81–97.
- Беляева В.Н. Ходоревская Р.П.* Поведение осетровых на ранних этапах онтогенеза // Тр. ЦНИОРХа // Пищ. Пром-сть. 1972. Т. 4. С. 40–52.
- Берг Л.С.* Яровые и озимые расы у проходных рыб // «Очерки по общим вопросам ихтиологии», изд. АН СССР. М.-Л. 1953. С. 242–260.
- Биология, воспроизводство и состояние запасов анадромных и пресноводных рыб Кольского полуострова. Мурманск: Изд-во ПИНРО. 2005. 320 с.
- Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. // Сб. научных статей. М.: Наука. 1978. 224 с.
- Биотелеметрия рыб. Методическое руководство. // Институт эволюц. морфологии и экологии животных им. А. Н. Северцова, Институт биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина // М.: Гос. проект.-изыскат. и НИИ Гидропроект. 1993. 83 с.
- Бирзник О.А., Киннер З.М.* Рыбопропускные сооружения. М.: Пищевая промышленность. 1960. 53 с.

- Богданов В.Д., Богданова Е.Н. Экологические аспекты ската личинок сиговых рыб при длительном миграционном пути // Экология. 2012. № 4. С. 290–297.
- Бодрова Н.В., Краюхин Б.В. К вопросу о механизме влияния электрического тока на рыб // Физиологический журн. 1961. Вып. 7. Т. 47. С. 913–917.
- Борзенко М.П. Современное состояние и прогноз изменений запасов севрюги в Каспийском море при зарегулированном стоке // Тр. ВНИРО. 1964. Вып. 2. № 1, С. 259–287.
- Бугаев В.Ф. Азиатская нерка (пресноводный период жизни, структура локальных стад, динамика численности). М.: Колос. 1995. 464 с.
- Бугаев В.Ф., Вронский Б.Б., Заварина Л.О., Зорбиди Ж.Х., Остроумов А.Г., Тиллер И.В. Рыбы Камчатки. Под ред. В.Ф. Бугаева. Петропавловск-Камчатский: издательство КамчатНИРО. 2007. 459 с.
- Булычев Т.Н. Авторское свидетельство СССР (SU), № 211405, «Рыбозаградительное устройство», МПК E 02 B 8/08, 02 B 9/04 // Оpub. Б.И. № 7, 08.11.1968.
- Буякас В.И. Математическая модель взаимодействия хищника и стаи // ДАН СССР. 1981. Т. 261. № 1. С. 252–256.
- Буякас В.И., Дарков А.А., Радаков Д.В., Чекулаев Ю.В. Математическая модель взаимодействия хищника и стаи // Вопр. Ихтиологии. 1978. Вып. 5. С. 256–261.
- Валетов В.А. Лосось Ладожского озера (биология, воспроизводство). Петрозаводск. 1999. 67 с.
- Варнавский В.С. Некоторые показатели физиологического состояния при смолтификации кижуча (*Oncorhynchus kisutch* Walbaum) и нерки (*O. nerka* Walbaum) в естественных условиях и при подрачивании на геотермальных водах. Специальность – ихтиология. Автореферат дис. на соиск. уч. степ. к.б.н. М. 1984. 24 с.
- Васнецов В.В., Еремеева Е.Ф., Ланге Н.О., Дмитриева Е.Н., Брагинская Р.Я. Этапы развития промысловых полупроходных рыб Волги и Дона – лещ, сазан, вобла, тарани и судака // Тр. Ин-та морфол. АН СССР. 1957. Вып. 16. С. 8–76.
- Ващинников А.Е. Поведение и распределение ранней молоди рыб на участке естественного водотока, прилегающем к русловому водозаборному сооружению // Распределение и миграция рыб во внутренних водоемах. М.: изд-во ИЭМЭЖ. 1986. С. 91–105.
- Верзин Ю.Н., Гламазда В.В. Динамика попадания молоди рыб в генераловскую оросительную систему из Цимлянского водохранилища // Тр. Волгоград.отд-ния ГосНИОРХа. 1975. Вып. 9. С. 160–168.
- Веселов А.Е. Современное состояние и пути сохранения озерной кумжи (*Salma trutta*) в водоемах Карелии. Лососевидные рыбы Восточной Фенноскандии. Петрозаводск. 2006. С. 23–30.
- Веселов А.Е., Калужин С.М. Экология, поведение и распределение молоди атлантического лосося // Петрозаводск: Карелия. 2001. 160 с.
- Веселов А.Е., Шустов Ю.А. Сезонные особенности поведения и распределения молоди пресноводного лосося (*Salmo salar* L. *Morpha sebago Girard*) в реке Лижма (бассейн Онежского озера). Притоки Онежского озера. Петрозаводск. 1991. С. 149–158.
- Вещев П.В., Власенко А.Д. Основные факторы, влияющие на эффективность естественного воспроизводства осетровых рыб в низовьях Волги. // Международная научно-практическая конференция «Проблемы изучения, сохранения и восстановления водных биологических ресурсов в XXI веке». Астрахань, 16–18 окт. 2007 г. Астрахань. 2007. С. 28–30.

- Вдовин Ю. И., Анисимов А.В., Симакин В.И., Кордог М.Я., Волков В.Н. Лушкин И.А.* Фильтрующие рыбозащитные сооружения и устройства коммунальных промышленных водозаборов. Пенза. 2002. 197 с.
- Вдовин Ю.И., Куренчанин А.В., Боронина Л.В.* Рыбозащита на коммунальных и промышленных водозаборах // Международный симпозиум «Проблемы изучения и охраны биоразнообразия и природных ландшафтов Европы», Пенза, 28-29 мая, 2001: Сборник материалов. Пенза. 2001. С. 206–210.
- Викторов П.В.* Влияние турбин гидроэлектростанций на мигрирующих рыб // Бюл. техн. информ. 1938. № 1. С. 43–51.
- Винберг Г.Г.* Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск: Изд-во Белорусского ун-та. 1956. 253 с.
- Водопропускные и водозаборные сооружения // Сборник научных трудов. М.: изд. ВНИИ ВОДГЕО. 1988. 108 с.
- Волков И.М., Орусский В.А., Кобец В.Н., Шкура В. Н., Павлов Д.С.* О возможности использования мелких «модельных» рыб при выборе местоположения рыбопропускных устройств // Рыбное хоз-во. 1973. № 11. С. 22–25.
- Воловик Г.С., Воловик С.П., Косолапов А.Е.* Водные и биологические ресурсы Нижнего Дона: состояние и проблемы управления: монография // Новочеркасск: СевКавНИИРХ. 2009. 301 с.
- Воловик С.П., Ковтун И.Ф., Корнеев А.А., Шкура В.Н., Боровской В.П.* Опыт эксплуатации обводных нерестово-рыбодных каналов при низконапорных гидроузлах на Нижнем Дону / В сб. статей: Гидротехн. Рыбохоз. сооружения и русловая гидротехника. Новочеркасск. 1986. С. 10–20.
- Володин В.М.* О выносе рыб через плотину Рыбинской ГЭС // Бюлл. Инга биол. водохранилищ АН СССР. 1958. № 2. С. 56–67.
- Временные положения по проектированию рыбозащитных устройств водозаборных сооружений. Л.: ГосНИОРХ. 1967. 62 с.
- Выскребенцев Б.В., Савченко Н.В.* Экспериментальное изучение бросковых скоростей движения рыб // Рыбное хозяйство. 1970. № 6. С. 15–17.
- Гасанов Г. М.* Исследования рыбозащитных устройств, применяемых на водозаборных сооружениях Азербайджанской ССР // Рыбозащитные устройства на водозаборных сооружениях. // Сб. науч. Трудов ЮжНИИГиМ Новочеркасск. 1981. С. 59–83.
- Гасанов Г.М., Гасанова Ф.А.* Вихревая рыбозащитная камера, разновидность ее конструкции, условия применения и основы проектирования // в сб. «Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений» // М. 1978. С. 175–182.
- Гейнеман А.К.* Рыбоподъемы по Келлеру, Гергардту и др. С чертежами. Издание Императорского Российского Общества Рыбоводства и Рыболовства. СПб. 1907. 73 с.
- Гербильский Н.Л.* Пути развития внутривидовой биологической дифференциации, типы андромных мигрантов и вопрос о миграционном импульсе у осетровых // учен. Зап. ЛГУ. 1957. № 228. С. 11–32.
- Гербильский Н.Л.* Биологическое значение и функциональная детерминация миграционного поведения рыб / Биологическое значение и функциональная детерминация поведения животных. М.–Л.: Наука. 1965. С. 23–31.
- Гинзбург Я.И.* Предварительное сообщение о работе Куринских водокачках летом 1931 г. // Тр. азерб. науч. рыбохоз. ст. 1933. Т. 3. Вып. 3. С. 99.

- Гламазда В.В., Дронов В.Г., Орлов А.И., Глазунова В.А. Влияние Райгородской оросительно-обводнительной системы на состояние рыбных запасов Нижней Волги // Тр. Волгоград. отд-ния ГосНИОРХа. 1975. Т.9. С. 254–258.
- Глубоковский М.К., Павлов Д.С., Леман В.Н., Букварева Е.Н., Шевляков А.Е., Кучерявый А.В. Методические рекомендации по организации РХЗЗ на примере лососевых рыб Дальнего Востока России. / Лососевые рыбохозяйственные заповедные зоны на Дальнем Востоке России.. М.: Изд-во ВНИРО. 2010. Р. 98–122.
- Голованов В.К. Эколого-физиологические закономерности распределения и поведения пресноводных рыб в термоградиентных условиях // Автореф. дис. на соиск. уч. степ. док. биол. наук. М.: 2012. 46 с.
- Голованов В.К. Температурные критерии жизнедеятельности пресноводных рыб. М.: изд-во «Полиграф-Плюс». 2013. 300 с.
- Голованов В.К., Поддубный А.Г. Поведение осетровых в нижнем бьефе Кочетовского гидротузла // Информ. Бюллетю Ин-та биол. внутр. вод. 1976. № 29. С. 54–56.
- Головин В.Л. Обеспечение рыбозащиты при водосборе из водоемов и рек // Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных мелиоративных технологий: Сборник научных трудов, посвященный 50-летию юбилею Мещерского филиала Государственного научного учреждения Всероссийского научно-исследовательского института гидротехники и мелиорации им. А.Н. Костякова. Рязань. 2004. С. 554–557.
- Головков Г.Б., Кожин Н.И. Рыбоход на реке Туломе // Рыбное хозяйство. 1939. № 6. С. 45–54.
- Горин А.Н. Распределение ранней молоди рыб в Воткинском водохранилище / Покатная миграция рыб. М.: ИЭМЭЖ АН СССР. 1985. С. 155–171.
- Горин А.Н. Закономерности распределения молоди тюльки (*Chupionella cultriventris* Nordmann) Воткинского водохранилища // Автореф. дис. канд. биол. наук. М. 1991. 21 с.
- Городничий А.Е. Некоторые черты биологии молоди осетровых рыб реки Дона в условиях зарегулированного стока // Зоол. журнал. 1955. Вып. 6. С. 1326–1337.
- Горячев В.Д., Зимка М.С. Система моделирования потоков и динамики прохождения рыбы в рыбопропускных сооружениях // Программные продукты и системы. Вып. 98 (2). Тверь. 2012. С. 26–28.
- Горячев В.Д., Зимка М.С. Моделирование координированного поведения рыбы в рыбопропускных сооружениях // Труды Международной суперкомпьютерной конференции «Научный сервис в сети Интернет поиск новых решений» (18–21 сентября 2012 г., г. Новороссийск). М.: изд-во МГУ. 2012. С. 21–22.
- Гринвальд Д.И. Речная турбулентность. Л.: Гидрометеиздат. 1988. 150 с.
- Гринвальд Д.И. Турбулентность русловых потоков. Л.: Гидрометеиздат. 1989. 166 с.
- Гринвальд Д.И., Никора В.И. Речная турбулентность. Л.: Гидрометеиздат. 1988. 150 с.
- Гришин М.М. Гидротехнические сооружения. 1968. Т. 1–2. 765 с.
- Данилов-Данильян В.И. Водные ресурсы – стратегический фактор долгосрочного развития экономики России // Вестник Российской академии наук. 2009. Т. 79, № 9. С. 789–798.
- Данильченко П.Г. К экологии нерестовых миграций лосося // Докл. АН СССР. 1936, т.2, № 11. С. 77–80.
- Данюлите Г.П., Малюкина Г.А. Исследование физиологического механизма поля постоянного электрического тока на рыб / Поведение и рецепции рыб. М.: Наука. 1967. С. 56–61.

- Дарков А.А., Эрслер А.Л.* Испытания воздушно-пузырькового рыбозаградителя в природных условиях / Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М.: Наука. 1978. С. 159–166.
- Дегтярева Н.Г.* Покатная миграция и распределение молоди карповых, окуневых и сельдевых рыб в реке Волге ниже плотины Волгоградского гидроузла. Специальность – ихтиология. Автореферат дис. на соиск. уч. степ. к.б.н. М. 1991. 24 с.
- Дегтярева Н.Г., Жидовинов В.И., Фомичев О.А.* О распределении молоди рыб в Волге в зоне влияния проектируемого канала Волга-Чограй // Сб. науч. тр. Гидропроекта. М. 1987. Вып. 121. С. 136–142.
- Дегтярева Н.Г., Жидовинов В.И., Лебедева Е.К.* Сравнительный анализ количественного состава молоди рыб в реке Волге ниже Волгоградского гидроузла // Рыбоохранные сооружения энергетических объектов // Сб. науч. тр. Гидропроекта. М. 1991. Вып. 147. С. 11–32.
- Демченко М.Ф.* О количестве и видовом составе рыб, засасываемой водозабором Кременчугского нерестово-выростного хозяйства // Рыбн. хоз-во. К.: Урожай. 1973. Вып. 17. С. 101–105.
- Державин А.Н.* Материалы по ходу рыб в дельте р. Волги в 1910 г. // Труды Астрахан. ихтиол. лаб. 1913. Т. 2. Вып. 3.
- Державин А.Н.* Рыбное и сельское хозяйство Закавказья // Сб. материалов к познанию русского рыболовства. Петроград. 1915. Вып. XII. С. 38–62.
- Державин А.Н.* Севрюга (*Acipenser stellatus* Pallas), библиографический очерк // Известия Бакинской ихтиологической лаборатории. Т.1. Баку. 1922. С. 1–393.
- Докукин М.М., Краковский Б.С.* Методическое руководство по гидротранспортированию молоди рыб центробежными рыбоносами. М. 1975. 75 с.
- Долотов С.И.* Влияние гидростроительства на воспроизводство атлантического лосося р. Тулома // Рыбное хозяйство. 2007. № 6. С. 50–54.
- Дюзиков А.Т.* О целесообразности пропуска рыб в верхние бьефы волжских гидроузлов // Рыбное хоз-во. 1958. № 10. С.33–38.
- Дюзиков А.Т.* Состав стада и размножение осетра на Волге ниже Волжской ГЭС имени Ленина // Тр. сарат. отд-ния ГосНИОРХа. 1960. Т.6. С. 76–115.
- Евтюхова Б.К., Рилогова Н.И.* Влияние гидрометеорологических факторов на динамику нерестового хода лосося / Рыбное хозяйство: Исследование в бассейне Балтийского моря. 1968. № 2. С. 53–65.
- Жидовинов В.И.* Опыт эксплуатации рыбопропускного шлюза вододелителя в дельте Волги // Информ. листок Астрах. межотрасл. территориал. центра науч.-техн. информации и пропаганды, 1981, № 246.
- Жидовинов В.И.* К вопросу о продольном распределении молоди рыб в период покатной миграции в Волге // Сб. научн. тр. Всесоюзн. проект. НИИ Гидропроект, 1982, № 80. С. 94–102.
- Жидовинов В.И.* Особенности покатной миграции молоди карповых, окуневых и сельдевых рыб как основа экологических способов их защиты в дельте р. Волги. // Автореф. дис. канд. биол. наук. М.: ИЭМЭЖ, 1985. 25с.
- Жидовинов В.И., Дегтярева Н.Г., Тарандина Д.Г., Хаара Р.* Экологические особенности распределения молоди рыб в прибрежье // Охрана и воспроизводство рыбных запасов бассейна Каспийского моря // М., 1986, С. 90–96.
- Жидовинов В.И., Орлова Э.Л., Дегтярева Н.Г.* Некоторые особенности распределение покатной молоди рыб в дельте р. Волги. Комплексное использование водных ресурсов и охрана окружающей среды // Сб. науч. тр. Гидропроект. М.: 1985. Вып. 99. С. 147–149.

- Журавлева О.Л., Иванова Л.А. Интенсивность нерестовой миграции осетра различными банками дельты Волги // Международная конференция «Осетровые на рубеже 21 века», Астрахань, 11-15 сентября 2000: Тезисы докладов. Астрахань, 2000. С.51.
- Евтюхова Б.К., Рилогова Н.И. Влияние гидрометеорологических факторов на динамику нерестового хода лосося / Рыбное хозяйство: Исследование в бассейне Балтийского моря. 1968. № 2. С. 53–65.
- Зернов С.А. Общая гидробиология. М.: Изд-во АН СССР, 1949. 587 с.
- Зорбиди Ж.Х. Кижуч азиатских стад. Петропавловск-Камчатский: КамчатНИРО. 2010. 308 с.
- Зуссер С.Г. Ход рыбы в дельте Волги // Зоол. журн., 1939. Т.18. Вып. 2. С. 231–246.
- Иванов П.В., Небоженко С.А. Гидравлико-биологические исследования различных вариантов размещения рыбопропускных сооружений в пролетах водосливной плотины // Тезисы докладов 2-й областной конференции молодых ученых «Исследования рыбопропускных и рыбозащитных сооружений» Новочеркасск, 1984. С. 10–11.
- Иванов В.С., Ноженко А.И., Фильчаков Л.П., Бердинских В.А., Казаков С.В. Использование зонтичных рыбозащитных устройств для водозаборов с затопленными оголовками // Поведение рыб. Материалы докладов Международной конференции. 1-4 ноября 2005 г. Борок. Россия. М: АКВАРОС, 2005. С. 180–184.
- Иванов А.В. Совершенствование конструкций рыбозащитных устройств с применением потокформирующих элементов // Автор. дис. на соиск. уч. степ. канд. тех. наук. М.: 1999, 25 с.
- Иванов А.В., Лентяев А.Л. Изучении модификации рыбозащитного концентратора с вертикальной сепарацией с прямоугольными лотками-концентраторами. Сб. науч. Тр. Гидропроекта, 1987. М.: вып. 121. С. 125–130.
- Иванов А.В., Филиппов Г.Г. Перспективы использования водяных струй на водозаборах различного назначения. Поведение рыб. Материалы докладов Международной конференции. 1–4 ноября 2005 г., Борок. Россия. – М: АКВАРОС, 2005. С. 174–178.
- Извольский И.С., Эрслер А.Л. К вопросу об определении эффективности рыбозащитных устройств // Применение рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М., 1978. С. 49–56.
- Иоганзен Б.Г. Сельскохозяйственное рыбоводство Сибири // Изд. 3-е, доп. Новосибирск, 1972, 206 с.
- Иоганзен Б.Г., Гиндризер А.Н., Кривошеков Г.Н. Массовая нерестовая миграция сибирской плотвы *Rutilus rutilus lacustris* (Pall.) // Вопр. ихтиологии, 1966. Т.6. Вып. 1 (38).
- Исаев А.И., Карпова Е.И. Рыбное хозяйство водохранилищ. // М.: Агропромиздат, 1989, 256 с.
- Казаков Р.В., Веселов А.Е. Закономерности смолтификации атлантического лосося // Атлантический лосось. СПб.: Наука, 1998. С. 195–241.
- Калмыков В.А. Миграции, распределение, структура популяции и запасы стерляди (*Acipenser ruthenus* L.) Нижней Волги // Автореферат диссертации на соискание ученой степени к.б.н. // М., 2005, 162 с.
- Калмыков В.А., Рубан Г.И., Павлов Д.С. О популяционной структуре стерляди *Acipenser ruthenus* L. (Acipenseridae) из нижнего течения Волги. // Вопросы ихтиологии, М., 2009. Т. 49, № 3. С. 380–388.
- Караваев Г.А. Миграции воблы (*Rutilus caspicus* Jak.) в Северном Каспии (по результатам мечения) // Труды ВНИРО, 1939. Т.10. С. 38–80.
- Карпова Е.И., Малеванчик Б.С. О работе гидравлического рыбоподъемника Волгоградского гидроузла // Гидротех. стр-во. 1969. № 2. С. 8–12.
- Касумян А.О. Структура и функция слуховой системы рыб. Учебное пособие. М.: Изд-во МГУ. 2005. 109 с.

- Катунин Д.Н., Зайцев А.Н., Хрипунов И.А.* Современное состояние каналов-рыбоходов и мероприятия по повышению их рыбохозяйственной эффективности // Международная конференция «Современные проблемы Каспия», посвященная 105-летию КаспНИРХ, Астрахань, 24-25 декабря 2002. Астрахань. 2002. С. 136–141.
- Катунин Д.Н., Хрипунов И.А.* Водохозяйственные проблемы естественного воспроизводства рыб Волго-Каспия в условиях зарегулированного стока Волги и пути их решения // Водные ресурсы Волги: настоящее и будущее, проблемы управления: Материалы Всероссийской научно-практической конференции, Астрахань, 3-5 октября 2007. Астрахань. 2007. С. 127–139.
- Кесслер К.Ф.* Рыбы, водящиеся и встречающиеся в Арало-Каспийско-Понтийской ихтиологической области // Труды Арало-Каспийской экспедиции. 1877. Вып. IV. 360 с.
- Киннер З.М.* Гидростроительство и рыбопропускные сооружения // Рыбное хозяйство. 1959. № 6. С. 15–22.
- Киннер З.М., Милейко И.В.* Рыбопропускные сооружения Советского Союза. М. 1962. 71 с.
- Кириллов П.И.* Суточная динамика питания личинок плотвы в период их покатной миграции в реке Б. Коша // Вопросы морфологии и экологии животных. Тверь. 1997. С. 34–39.
- Кирилова Е.А., Кириллов П.И., Павлов Д.С.* Морфоэкологические показатели и питание ранней молоди кижуча *Oncorhynchus kisutch* в период покатной миграции // Известия РАН: Серия биологическая. 2012. № 5. С. 572–576.
- Кириллов А.А., Курганов А.М., Фильчагов Л.П.* Исследования зонтичных РЗП на затопленных водоприемниках // Исследование сетей и сооружений систем водоснабжения городов и поселков. Л.: ЛИСИ. 1986. С. 54–60.
- Киселев-Цецхладзе В.Н.* Исследования струереактивных рыбозаградителей // Автореф. дис. на соиск. уч. степени канд. техн. наук. Новочеркасск. 1974. 39 с.
- Киселев-Цецхладзе В.Н., Муравенко Г.С., Санадзе Н.В.* Классификация рыбозащитных устройств / Гидротехнические сооружения в мелиоративном строительстве. М. 1979. Вып. 12. С. 136–149.
- Киселев-Цецхладзе В.Н., Цыплаков В.Н.* Новая конструкция рыбозащитного устройства / Гидротехнические сооружения в мелиоративном строительстве. Новочеркасск. 1977. Вып. 10. С. 45–51.
- Клеуш В.О., Ким Л.В.* Наблюдения за попаданием рыб в водозабор Красноярской ГРЭС-2. Проблемы использования и охраны природных ресурсов Красноярского края: Красноярск. Вып. 9. 2007. С. 75–77.
- Клыков А.А.* Материалы по биологии сельди черноспинки // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1940. № 5. С. 717–739.
- Коблицкая А.Ф.* Сезонные миграции молоди рыб в низовьях дельты Волги в период, предшествующий зарегулированию стока // Тр. Астрахан. заповедника. 1958. Вып. 4. С. 209–235.
- Коваленко Ю.И.* Некоторые предварительные результаты исследований по выбору оптимального режима работы рыбопропускного шлюза Федоровского гидроузла на р. Кубань // Тез. докл. обл. конф. молодых ученых «Исследования рыбопропускных и рыбозащитных сооружений». Новочеркасск. 1984. С. 13–14.
- Коваль Н.В.* Динамика выноса молоди рыб в Ингулецкую оросительную систему / Применение рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М. 1978. С. 193–198.
- Коваль Н.В., Дячук И.Е., Волненко Ю.А.* О заносе рыбы в системы водоподготовки (на примере Деснянского водопровода) // Гидробиологический журнал. 1979. Т. 15. № 4. С. 58–62.

- Коваль Н.В., Шевченко П.Г., Колесников В.Н.* Экология молоди рыб в зонах влияния водозаборных систем / Ред. Гидробиол. Ж. НАН Украины. Киев. 1994. 207 с.
- Козлов В.И., Козлова Ф.Ш.* К вопросу о необходимости применения электрических и механических заградителей для рыб на водозаборных сооружениях оросительных систем Кубани / Биологические основы управления поведением рыб в связи с применением рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М. 1971.
- Колесникова Т.В.* Характеристики водовоздушных завес, используемых в качестве рыбозащитных мероприятий / Водозаборы для промышленного строительства с рыбозащитными устройствами. И. 1985. С. 35–41.
- Колесникова Т.В.* Гидравлика пневмобарьерных комплексов бесплотинных водозаборных насосных станций на равнинных реках (монография). Мин. Общего и среднего образ. Северо-осетинского ГУ. Владикавказ. 1998. 193 с.
- Колесникова Т.В., Мотинов А.М., Пахоруков А.М.* Рыбозащитное пневматическое устройство на водозаборе // Водоснабжение и санитарная техника. 1985. № 10. С. 4–6.
- Колтачков Ю.М., Крапивина В.И.* Использование суточных и сезонных закономерностей ската рыб для их защиты на водозаборах крупных энергетических объектов. Актуальные проблемы теории и практики рыбозащиты: Сборник научных статей. Государственный комитет Российской Федерации по рыболовству. Астрахань. 2002. С. 27–32.
- Конвенция по сохранению биоразнообразия. Международное соглашение, принятое в Рио-де-Жанейро, 5 июня 1992 года. http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/biodiv.shtml
- Конобеева В.К.* Влияние течений на распределение молоди рыб в водохранилищах // Вопросы ихтиологии. 1983а. Т. 23. Вып. 1. С. 108–114.
- Конобеева В.К., Поддубный А.Г.* К прогнозированию распределения ранней молоди рыб в водоеме // Вопросы ихтиологии. 1982, Т. 22. № 4. С. 619–625.
- Конобеева В.К., Салтанкин В.П., Изюмов Ю.Г.* Эколого-функциональный подход к разработке методики оценки влияния гидротехнических сооружений на численность популяций рыб в водохранилищах // Энергетическое строительство. 1993. № 4. С. 21–29.
- Конобеева В.К.* Концептуальная и математическая модель оценки влияния гидротехнических сооружений на воспроизводство популяций рыб // Экология. 1996. № 5. С. 366–370.
- Коротовских А.И., Смирнов В.А., Аксенов В.А., Скоробогатов М.А., Ващинников А.Е. Илюшин К.В.* Результаты исследований эффективности рыбозащитного устройства Смоленской ГРЭС. Поведение рыб // Материалы докладов IV Всероссийской конференции с международным участием, 19–21 октября 2010 г., Борок. М: АКВАРОС. 2010. С. 147–152.
- Костин В.В., Лупандин А.И., Павлов Д.С.* Динамика распределения молоди рыб по экологическим зонам Ивановского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37. Вып. 5. С. 689–695.
- Костюрин Н. Н.* Видовой состав и условия попадания молоди рыб в водозаборные сооружения дельты Волги // Экология молоди и проблемы воспроизводства каспийских рыб: Сборник научных трудов. М.: Изд-во ВНИРО. 2001. С. 145–149.
- Красная книга Российской Федерации. Животные. 2001. М.: АСТ Астрель. 860 с.
- Краковский Б.С., Докукин М.М.* Центробежные насосы (исследования, модернизация, эксплуатация). М.: Пищевая промышленность. 1974. 116 с.
- Краснопеева Л.А., Муравенко Г.С., Синеок В.Е.* Взаимодействие молоди рыб с элементами трубопроводной арматуры рыбоотводных трактов / Гидротехнические сооружения в мелиоративном строительстве. М. 1979. Вып. 12. С. 192–196.

- Кудерский Л.А.* Современное состояние рыбного хозяйства водохранилищ / Биологические ресурсы водохранилищ. М. 1984. С. 266–277.
- Кузицин К.В., Павлов Д.С., Савваитова К.А., Груздева М. А., Пустовит О.П.* 2001. Покатная миграция молоди проходной камчатской микижи *Parasalmo mykiss* в реках Западной Камчатки // Вопросы ихтиологии. Т. 41. № 2. С. 220–231.
- Кузнецова В.М.* Закономерности распределения молоди промысловых рыб в районах водозаборных сооружений на Чардарьинском водохранилище // Распределение и экологические способы защиты молоди рыб. М.: ИЭМЭЖ АН СССР. 1980. С. 77–89.
- Кумин Д.И.* Турбулентность и гашение энергии при сопряжении бьефов // Известия ВНИИГ. 1956. Т. 55. С. 47–55.
- Курагина Г.Н., Павлов Д.С., Пахоруков Мочек А.Д.* Модельные испытания воздушно-пневматического способа защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения / Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М. 1978. С. 152–158.
- Кутанин Д.Н., Зайцев А.Н., Хрипунов И.А.* Современное состояние каналов-рыбоходов и мероприятия по повышению их рыбохозяйственной эффективности // Международная конференция «Современные проблемы Каспия», посвященная 105-летию КаспНИРХ, Астрахань, 24–25 дек., 2002. Астрахань. 2002. С. 136–141.
- Лазарев С.И., Шмидт А.А.* Результаты исследований по определению оптимальных гидравлических условий в рыбопропускных сооружениях принудительного действия // Тезисы докладов 2-й областной конференции молодых ученых «Исследования рыбопропускных и рыбозащитных сооружений». Новочеркасск. 1984. С. 15–18.
- Лапкин В.В.* Годовая цикличность жизнедеятельности рыб умеренных широт с позиции термодинамики // Вопр. ихтиологии. 1979. Т. 19. Вып. № 5. С. 782–792.
- Лапкин В.В., Голованов В.К., Свицкий А. М., Соколов В.А.* Термоадаптационные характеристики леща *Abramis brama* (L.) Рыбинского водохранилища / Структура локальной популяции у пресноводных рыб. Рыбинск. 1990. С.37–85.
- Лебедев Н.В., Логвиненко Б.М., Фадеев Е.В., Нефедов Г.Н., Зильберминц Л.А.* О двигательных реакциях хамсы в ответ на акустические колебания // Доклады высшей школы, серия биологические науки, 1965. № 2.
- Лексуткин А.Ф., Соколов И.М.* О реакции рыб на завесу из пузырьков воздуха // Сб. НТИ ВНИРО. 1963. № 6. С. 38–53.
- Леман В.Н., Лошкарева А.А.* Справочное пособие по природоохранным и мелиоративным мероприятиям при производстве строительных и иных работ в бассейнах лососевых нерестовых рек Камчатки. Проект ПРООН ГЭС. М.: Товарищество научных издания КМК. 2009. 192 с.
- Летичевский М.А.* Наблюдения за поведением рыб в нижнем бьефе Куйбышевской плотины // Рыбное хоз-во. 1957. № 9. С.65–67.
- Лупандин А.И.* Роль гидравлической неоднородности среды в поведении и распределении пресноводных рыб // Поведение рыб: Материалы докладов Междунар. Конф. Борок, Россия, 2005. М.: АКВАРОС. 2005. С. 291–298.
- Лупандин А.И., Скоробогатов М.А., Филиппов Г.Г.* Рыбоход на Падунском пороге на р. Печа // Гидротехническое строительство. 2005. № 8. С. 41–45.
- Лятхер В.М.* Турбулентность в гидросооружениях. М.: Энергия. 1968. 408 с.
- Малинин Л.К.* Скорости миграций рыб // Рыбное хозяйство. 1973. № 8. С. 16–17.
- Малинин Л.К., Малеванчик Б.С., Кияшко В.И., Базаров М.И.* Изучение миграционного поведения семги в районе Нижнее-Тулумской ГЭС в связи с возможной реконструкцией рыбохода // Сб. науч. тр. Гидропроекта. 1989. № 139. С.70–83.

- Малинин Л.К., Поддубный А.Г., Свирский А.Ш.* Телеметрические исследования поведения рыб // *Материалы Всесоюз. совещания «Формирование и регулирование кормовой базы искусственных водоемов».* М. 1979, 43 с.
- Малеванчик Б.С., Глейзер С.И.* Биолого-технические основы инженерно-экологического способа защиты рыб // *Рыб. хоз-во.* 1978. № 3. С. 32–36.
- Малеванчик Б.С., Никоноров И.В.* Рыбопропускные и рыбозащитные сооружения // М.: Легкая и пищевая промышленность. 1984. 256 с.
- Малеванчик Б.С., Скоробогатов М.А., Буданов К.Н.* Конструкция рыбохода на р. Печа // *Сб. науч. тр. Гидропроекта.* 1991. Вып. 147. С. 72–79.
- Мантейфель Б.П.* Изучение поведения и ориентации рыб в СССР / *Биологические основы управления поведением рыб/.* М. 1970. С. 12–35.
- Марти Ю. Ю.* Миграции морских рыб. М.: Пищевая промышленность. 1980. 248 с.
- Мартинсен Ю.В.* Движение рыб в реке // *Рыбное хозяйство.* 1937. № 2. С. 27–30.
- Мартинсен Ю.В.* Влияние течений на поведение рыб // *Рыбное хозяйство.* 1940. № 12. С. 23–27.
- Мартинов В.Т.* Атлантический лосось (*Salmo salar* L.) на севере России. Екатеринбург: УрО РАН. 2007. 414 с.
- Мильштейн В.В., Рожков В.В.* Использование ультразвука в качестве рыбозаградителя // *НТИ ВНИРО.* 1964. С. 9–10.
- Митрофанов И.П., Нездолий В.К.* Влияние зарегулирования стока реки на миграции рыб // *Материалы конф. проф.-препод. состава.* Алма-Ата: КазГУ. 1974. С. 89–190.
- Михеев П.А.* Рыбозащитные сооружения и устройства. М.: Рома. 2000. 405с.
- Михеев П.А., Шкура В.Н., Слюсарев В.М.* Гидравлический расчет привлекающего потока рыбопропускного сооружения // *Сб. науч. тр. ВПИ и НИИ Гидропроект.* 1982. № 80. С. 105–107.
- Мишелович Г.М.* Изучение поведения рыб в однородном и неоднородном электрических полях униполярного тока в связи с устройством электрических заграждений / *Биол. основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений.* М. 1978. С. 166–175.
- Мишелович Г.М.* Техничко-биологическое обоснование экологически безопасных параметров электромагнитного поля для промысла и защиты рыб // *Проблемы экологической безопасности промысла рыб на внутренних водоемах.* Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Спб. 2004. Вып. 330. С. 43–60.
- Мишелович Г.М., Ващинников А.Е.* Эффективность задержания разновозрастной молодежи рыб униполярным электрозаградителем в ковше насосной станции // *Мат-лы конф. «Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования вводных систем».* Саратов. 2001. С. 109–112.
- Мейснер В. И.* Промысловая ихтиология. М.: Снабтехиздат. 1933. 190 с.
- Методические указания по работе контрольно-наблюдательных пунктов Главрыбвода на водозаборных сооружениях. Утверждены Главрыбводом 25 марта 1970 г. М. 1970. 23 с.
- Мокряк Г.С.* Наблюдения над пропуском рыбы в Цимлянском рыбоподъемнике // *Научно-технич. бюл. ВНИОРХ.* 1958. № 6–7. С. 13–18.
- Мочек А.Д.* Этологическая организация прибрежных сообществ морских рыб. М.: Наука. 1987. 270 с.
- Мочек А.Д., Павлов Д.С., Капустин С.Н.* Особенности распределения рыб в реке (подводные наблюдения) // *Вопросы ихтиологии.* 1981. Т. 21. Вып. 1. С. 177–178.

- Муравенко Г.С.* Применение методов планирования экспериментов при изучении взаимодействия рыб с элементами рыбозащитных устройств / Гидротехнические сооружения в мелиоративном строительстве. М. 1979. Вып. 12. С. 149–167.
- Мусиенко Б.А., Подласов Н.В., Фильчаков Л.П.* Водозаборы оросительных систем. Киев. Будівельник. 1982. 116 с.
- Национальная стратегия сохранения биоразнообразия России. Принята на Национальном Форуме по сохранению живой природы России (Москва, июнь 2001). РАН, Мин-во природ. ресурсов РФ. М. 2001. 75 с.
- Нездолий В.К., Кириллов П.И.* Покатная миграция и распределение ранней молоди карповых рыб в реках Держе и Шоше // Вопросы морфологии и экологии животных. Тверь: Твер. гос. ун-т. 1997. С. 12–34.
- Нездолий В.К., Сазонов Ю.Г.* Воздействие резких перепадов гидростатического давления на молодь некоторых видов рыб // Мат. конференции профессорско-преподавательского состава. Алма-Ата: КазГУ. 1974. Вып. 7. С. 28–34.
- Нездолий В.К., Сазонов Ю.Г., Дубровский А.С.* Отрицательное влияние попусков Капчагайской ГЭС на рыбные запасы р. Или // Рыбное хоз-во. 1975. № 11. С. 78–86.
- Нестеров В.Д.* Поведение молоди атлантического лосося *Salmo salar* L. в период покатной миграции // Автореф. дис. канд. биол. наук. М. 1985. 24 с.
- Никольский Г.В.* Экология рыб. М.: Высшая школа. 1961. 336 с.
- Никольский Г.В.* Экология рыб. М.: Высшая школа. 1963. 366 с.
- Никоноров И.В., Малеванчик Б.С.* Инженерно-экологические рыбо-защитные сооружения // Рыбное хоз-во. 1987. № 2.
- Никоноров И.В., Мельникова М.Б.* К вопросам о технических и биологических основах рыбозащитных мероприятий на водозаборных сооружениях // Рыбное хоз-во. 1974. № 2. С. 14–17.
- Никоноров И.В.* Главрыбводу 50 лет // Рыбное хоз-тво. 1984. № 4. С. 8–14.
- Нусенбаум Л.М.* О поведении рыб в приплотинных участках в связи с устройством рыбозащитных и рыбопропускных сооружений // Тр. совещ. Ихтиологической комиссии. М. 1961. Вып. 10. С. 235–238.
- Нусенбаум Л.М.* Поведение рыб при нарушении путей их миграций. / Биологическое значение и функциональные детерминации миграционного поведения животных. Л.: Наука. 1965.
- Нусенбаум Л.М.* Научные основы применения рыбопропускных и рыбозащитных сооружений и связанные с ними задачи исследования рыб // Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М. 1967. С. 25–42.
- Нусенбаум Л.М.* Временные положения по проектированию рыбозащитных устройств водозаборных сооружений. Л.: ГосНИОРХ. 1967. 62 с.
- Нусенбаум Л.М.* К методике опытов с рыбами на моделях гидроузлов, в связи с проектированием рыбопропускных сооружений // Материалы симпозиума: «Биологические основы управления поведением рыб в связи с применением рыбопропускных и рыбозащитных сооружений». М.: Минводхоз СССР. 1978. С. 191–208.
- Нусенбаум Л.М., Кулиш А.П.* О суточном ритме ската молоди рыб в связи с ее попаданием в водозаборные сооружения // Научн.-техн. бюлл. ГосНИОРХ, 1960, № 11. С. 64–67.
- Нусенбаум Л.М., Лапицкая Л.Н.* Первые результаты работы рыбоподъемника на Волжской ГЭС им. XXII съезда КПСС // Рыбное хоз-во. 1961. № 11. С. 13–18.
- Образовский А.С.* Плоская водовоздушная завеса, установленная у отверстий водоприемников систем водоснабжения для защиты рыб // Научно-техн. реф. сб. «Стр-во и архитектура». Сер. 20: Проектирование водоснабжения и канализации. 1979а. С. 7–13.

- Образовский А.С.* Гидравлика рыбозащиты на затопленных водохранилищах систем водоснабжения // Научно-техн. реф. сб. «Стр-во и архитектура». Сер. 20: Проектирование водоснабжения и канализации. 1979б. С. 1–6.
- Образовский А.С., Ереснов Н.В., Ереснов В.Н., Казанский М.А.* Водозаборные сооружения для водоснабжения из поверхностных источников / Под ред. Михайлова К.А. и Образовского А.С. М.: Стройиздат. 1976. 368 с.
- Одум Ю.* Основы экологии. М.: Мир. 1975. 740 с.
- Ожеро З., Фули Д.Н.* Атлас «Тихоокеанские лососи». Первая картографическая оценка состояния лососей в Северной Пацифике. Владивосток. 2009. 166 с.
- Озинковская С.П., Бондаренко Т.В., Головкин Г.Н.* Результаты наблюдения за попаданием рыбы в водозабор ТЭЦ-5 / Рыбное хозяйство. Респ. межвед. темат. науч. о-во. 1974. Вып. 19. С. 101–104.
- Островский В.И., Подорожнюк Е.В.* Пространственно-временная изменчивость динамики нерестового хода кеты (*Oncorhynchus keta*) в реках Хабаровского края // Известия ТИНРО (Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр). 2011. Т. 165. С. 44–55.
- Отчет «Тасис». Река Тулома. Мурманск. 2000. 168 с.
- Павлов Д.С.* Особенности оптомоторных реакций рыб / Питание хищных рыб и их взаимоотношение с кормовыми организмами // М. 1965. С. 179–195.
- Павлов Д.С.* Для защиты рыб // Рыбоводство и рыболовство. 1966. № 4. С. 11.
- Павлов Д.С.* Оптомоторная реакция, ориентация рыб в потоке воды и некоторые вопросы устройства рыбопропускных и рыбозащитных сооружений / Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М. 1967. С. 51–64.
- Павлов Д.С.* Отношение молоди рыб к потоку воды и ориентация в нем // Зоол. журн. 1966а. Т. 45. Вып. 5. С. 891–896.
- Павлов Д.С.* Особенности миграций молоди полупроходных рыб // Вопр. ихтиол. 1966б. Т. 6. Вып. 3. С. 548–539.
- Павлов Д.С.* Для защиты рыб // Рыбоводство и рыболовство. 1966в. № 4. С. 11.
- Павлов Д.С.* Оптомоторная реакция и особенности ориентации рыб в потоке воды. М.: Наука. 1970. 148 с.
- Павлов Д.С.* Биологические основы управления поведением рыб в потоке воды. М.: Наука. 1979. 319 с.
- Павлов Д.С.* Миграция рыб во внутренних водоемах и их связь с течением // Общая биология. 1986. Т. 47. Вып. 2. С. 173–181.
- Павлов Д.С.* Подходы к охране редких и исчезающих рыб // Вопр. ихтиологии. 1992. Т. 32. Вып. 5. С. 3–19.
- Павлов Д.С.* Подходы к охране редких и исчезающих рыб. Конвенция генетических ресурсов. Пущинский научный центр, комиссия «криоконсервации геномов» научного совета по проблемам биологической физики, Институт теоретической и экспериментальной биофизики, Институт эволюционной морфологии и экологии им. А.Н. Северцова. Пущино. 1993. 25 с.
- Павлов Д.С., Алиев Д.С. и др.* Биология рыб Сарыязынского водохранилища. М.: Гидропроект. 1994. 150 с.
- Павлов Д.С., Барекян А.Ш., Ритинский И.И.* Анализ распределения покатной молоди карповых рыб на повороте открытого потока в связи с их защитой от попадания в водозаборные сооружения / Распределение и экологические способы защиты молоди рыб. М. 1980.

- Павлов Д.С., Барекян А.Ш., Рипинский И.И., Островский М.П., Большой А.М. Экологический способ защиты рыб на повороте струй открытого потока. М.: Наука. 1982. 112 с.
- Павлов Д.С., Барекян А. Ш., Скоробогатов М.А. Гидравлические потоки, формирующие трассы движения рыб // Доклады АН СССР. 1983. Т. 270. № 6. С. 1513–1516.
- Павлов Д.С., Волков И.М., Кобец В.Н., Шкура В.Н. Влияние глубины потока на поведение модельных рыб // Рыбное хозяйство. М. 1974. № 3. С. 23–28.
- Павлов Д.С., Горин А.М., Пьянов А.И. Покатная миграция рыб / Под ред. Д. С. Павлова. М.: ИЭМЭЖ АН СССР. 1985. С. 5–22
- Павлов Д.С., Костин В.В., Звездин А.О. Особенности движения рыб с отрицательным типом реореакции // Вопр. ихтиологии. 2011. Т. 51. № 4. С. 526–533.
- Павлов Д.С., Катунин Д.Н., Алехина Р.П., Власенко А.Д., Дубинина В.Г., Сидорова М.А. Требования рыбного хозяйства к объему весенних попусков воды в дельту Волги // Рыб. хоз-во. М. 1989. № 9. С. 29–32.
- Павлов Д.С., Кириллова Е.А., Кириллов П.И. Покатная миграция молоди лососевых рыб в р. Утхолок и ее притоках (Северо-Западная Камчатка). Сообщение 1. Покатная миграция молоди первого года жизни // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). 2010. Т. 163. С. 3–44.
- Павлов Д.С., Кириллова Е.А., Кириллов П.И. Покатная миграция молоди лососевых рыб в р. Утхолок и ее притоках (Северо-Западная Камчатка). Сообщение 2. Покатная миграция молоди второго и последующих лет жизни // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). 2011. Т. 164. С. 27–73.
- Павлов Д.С., Коган А.В., Нездолий В.К. и др. Покатная миграция рыб из Верхневолжского водохранилища. Распределение и экологические способы защиты молоди рыб. М.: ВАСХНИЛ. 1980. С. 5–29.
- Павлов Д.С., Костин В.В., Нездолий В.К. и др. Покатные миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом. М.: ИЭМЭЖАН СССР. 1985. 136 с.
- Павлов Д.С., Костин В.В., Островский М.П. Влияние расположения зоны изъятия стока на покатную миграцию рыб (на примере Шексинского водохранилища и Лозско-Азатского озера). М.: ИЭМЭЖ АН СССР. 1991а. 142 с.
- Павлов Д.С., Кобец В.Н. Биогидравлические исследования на молоди рыб // Труды НИМИ, 1975. Т. XI. С. 78–84.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И. Влияние освещенности на отношение личинок плотвы (*Rutilus rutilus*) к потокам с различной турбулентностью // Доклады РАН. 1998. Т. 358. № 5. С. 710–712.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Дегтярева Н.Г., Дедов А.М. Роль турбулентности в формировании распределения покатной молоди рыб (ранних личинок) на широких и узких участках водотока // Доклады РАН. 1995. Т. 341. № 6. С. 842–845.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Калужин С.М. Миграционное поведение атлантического лосося реки Тулома в условиях зарегулированного стока // В коллективной монографии: Биология, воспроизводство и состояние запасов анадромных пресноводных рыб Кольского полуострова. Мурманск: Изд-во ПИНРО. 2005. С. 150–165.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Каукоранта М. Последствия у лососевых рыб после прохождения турбинных трактов ГЭС // Тез. межд. конф. «Атлантический лосось (биология, охрана и воспроизводство)». Петрозаводск, 4–8 сент. 2000 г. СПб. 2000. С. 42–43.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Каукоранта М. Восстановление естественного воспроизводства семги в верховьях реки Тулома // Тез. межд. конф. «Атлантический лосось (биология, охрана и воспроизводство)». Петрозаводск, 4–8 сент. 2000 г. СПб. 2000. С. 41–42.

- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. и др. Временная стабилизация характеристик покатной миграции рыб из водохранилищ // Сб. науч. тр. Гидропроекта. 1991. Вып. 147. С. 43–51.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. Покатная миграция рыб из Усть-Хантайского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 1994. Т. 34. № 3. С. 359–365.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. Покатные миграции рыб через плотины ГЭС // М.: Наука. 1999. 256 с.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. Механизмы покатной миграции молоди речных рыб. М.: Наука. 2007. 213 с.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Скоробогатов М.А. Влияние степени турбулентности потока на критическую скорость течения для пескаря (*Gobio gobio*) // Доклады Академии наук. 1994. Т. 336. № 1. С. 138–141.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Скоробогатов М.А., Барекян А.Ш. Характеристики локомоции плотвы при броске в турбулентном потоке и в стоячей воде // М.: Доклады Академии наук. 1999. Т. 367 (2). С. 282–286.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Скоробогатов М.А., Захарченко А.В. Реакция молоди верховки *Leucaspis delineates* и уклей *Alburnus alburnus* на изменение гидростатического давления в потоке воды // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35. № 4. С. 519–524.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Скоробогатов М.А., Захарченко А.В. Реакция молоди верховки *Leucaspis delineates* на изменение гидростатического давления в потоке при различной температуре // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37. № 1. С. 133–137.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Тарадина Д.Г. Связь вертикального распределения молоди рыб при покатной миграции с их плавучестью и турбулентностью потока // Вопросы ихтиологии. 1997. Т. 37. Вып. 4. С. 532–538.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Тарадина Д.Г., Хаара Р. Суточная динамика плавучести молоди карповых и окуневых рыб в связи с их покатной миграцией в дельте реки Волги // Вопр. ихтиологии. 1996. Т. 36. № 6. С. 847–850.
- Павлов Д.С., Маслова Е. А. Покатная миграция и питание молоди кижуча *Oncorhynchus kisutch* в северной части ареала на Камчатке // Изв. РАН. Сер. Биол. 2006. № 3 С. 314–326.
- Павлов Д.С., Михеев В.Н., Василев М.В. и др. Питание, распределение и миграция молоди рыб из водохранилища «Александр Стамболийски» (НРБ). М.: Наука. 1988, 120 с.
- Павлов Д.С., Мочек А.Д. Распределение рыб в речных системах как динамическое явление // Успехи современной биологии. 2009. Т. 129. № 6. С. 528–537.
- Павлов Д.С., Мочек А.Д., Борисенко Э.С., Дегтев А.И., Дегтев Е.А. Распределение рыб в пойменно-русловом комплексе Нижнего Иртыша // Биология внутренних вод. 2011. № 2. С. 71–79.
- Павлов Д.С., Нездолий В.К. О травмировании молоди рыб при скате через низконапорные плотины // Инфор. бюллет. Ин-та биологии внутренних вод. 1981. № 50. С. 29–32.
- Павлов Д.С., Нездолий В.К., Бродский Д.А., Островский М.П., Курагина Г.Н., Барекян А.Ш., Ритинский И.И. Влияние гидравлического режима излучины реки на горизонтальное распределение покатной молоди. М.: Рыбное хозяйство. 1977. № 12. С. 28–30.
- Павлов Д.С., Нездолий В.К., Уртеага А.К., Санчес О.Р. Покатная миграция молоди рыб в реках Перуанской Амазонии // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35, № 6. С. 753–767.
- Павлов Д.С., Нездолий В.К., Ходоревская Р.П., Островский М.П., Попова И.К. Покатная миграция молоди рыб в р. Волга и р. Или. М.: Наука. 1981. 320 с.
- Павлов Д.С., Немова Н.Н., Кириллова Е.А., Кириллов П.И., Нефедова З.А., Мурзина С.А. Содержание липидов у сеголетков нерки *Oncorhynchus nerka* в период нагульной миграции (р. Озерная, западная Камчатка) // Доклады Академии наук. 2012. Т.445. № 1. С. 114–117.

- Павлов Д.С., Ольховская Г.И., Стрельцова Н.В., Чистяков А.А., Болдырев А.М., Старостин В.Н. Продолжительность плавания некоторых рыб при разных скоростях // Доклады Академии наук СССР. 1984. Т. 278. № 5. С. 1277–1280.
- Павлов Д.С., Островский М.П., Барекян А.Ш., Рипинский И.И. Защита рыб при отборе воды на участке поворота открытого потока // Рыбное хозяйство. 1979. № 11. С. 33–36.
- Павлов Д.С., Пахоруков А.М. Биологические основы защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения. М.: Пищевая пром-ть. 1973. 208 с.
- Павлов Д.С., Пахоруков А.М. Анализ работы Нижне-Тулумского рыбохода. // Биологические основы применения рыбопропускных и рыбозащитных сооружений. 1978. С. 182–190.
- Павлов Д.С., Пахоруков А.М. Биологические основы защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения. М.: Лег. и пищ. пром-ть. 2-е изд. перераб. 1983. 264 с.
- Павлов Д.С., Рубан Г.И., Соколов Л.И. Типы нерестовых миграций осетрообразных рыб (*Acipenseriformes*) мировой фауны // Межд. конф. «Осетровые на рубеже 21 века». Астрахань, 11–15 сент. 2000 г. Астрахань: Изд-во КаспНИРХ. 2000. С. 24–26.
- Павлов Д.С., Сабуренков Е.Н. Скорости и особенности движения рыб / Основные особенности поведения и ориентации рыб. М.: Наука. 1974. С. 155–187.
- Павлов Д.С., Савваитова К.А. К проблеме соотношения анадромии и резидентности у лососевых рыб (*Salmonidae*). // Вопр. ихтиологии. 2008. Т. 48. № 6. С. 810–824.
- Павлов Д.С., Савваитова К.А., Кузицин К.В. К проблеме эпигенетических вариаций жизненной стратегии у вида Красной книги – камчатской микижи. / Доклады Академии наук. 1999. Т. 367. № 5. С. 709–713.
- Павлов Д.С., Савваитова К.А., Кузицин К.В. и др. Тихоокеанские благородные лососи и форели Азии. М.: Научный мир. 2001. 200 с.
- Павлов Д.С., Савваитова К.А., Кузицин К.В. и др. Стратегия сохранения камчатской микижи. М.: Изд. ИПЭЭ РАН. 2007. 32 с.
- Павлов Д.С., Савваитова К.А., Соколов Л.И., Алексеев С.С. Редкие и исчезающие животные, рыбы / Ред. Академик В.Е.Соколов. М.: Высшая школа. 1994. 333 с.
- Павлов Д.С., Садковский Р.В., Костин В.В., Лунандин А.И. Влияние фото-, термо- и барогradientов на поведение и вертикальное распределение молоди карповых рыб // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37. № 1. С. 72–77.
- Павлов Д.С., Скоробогатов М.А. Поведение плотвы в потоках с различной температурой // Доклады Академии наук. 1994. Т. 338. № 1. С. 138–142.
- Павлов Д.С., Скоробогатов М.А., Лунандин А.И., Скоробогатов А.М. Особенности поведения плотвы *Rutilus Rutilus* L в условиях градиента интенсивности турбулентности по глубине потока // Доклады академии наук. 2000. Т. 370. № 2. С. 281–285.
- Павлов Д.С., Скоробогатов М.А., Штаф Л.Г. Влияние степени турбулентности потока на величину критической скорости течения для рыб // Доклады АН СССР. 1982. Т. 267, № 4. С. 1019–1021.
- Павлов Д.С., Скоробогатов М.А., Штаф Л.Г. Пороговые скорости реореакции плотвы в потоках с различной степенью турбулентности // Доклады Академии наук. 1983. Т. 268. № 2. С. 510–512.
- Павлов А.В., Сливка А.П. Миграции осетровых (*Acipenseridae*) в Волге зимой // Вопр. ихтиол. 1972. Т. 12. № 3. С. 584–588.
- Павлов Д.С., Тюрюков С.Н. Роль гидродинамических стимулов в поведении и ориентации рыб вблизи препятствий // Вопр. ихтиологии. 1988. Т. 28. Вып. 3. С. 303–314.

- Павлов Д.С., Тюрюков С.Н.* О применении гидродинамических стимулов для защиты молоди рыб от попадания в водозаборные сооружения. / Экспериментальные и полевые исследования поведения и распределения рыб. М.: ИМЭЖ АН СССР. 1989. С. 219–241.
- Павлов Д.С., Тюрюков С.Н.* Роль органов боковой линии и равновесия в поведении и ориентации ельца (*Leuciscus leuciscus*) в возмущенном потоке воды. // Вопр. ихтиологии. 1993. Т. 33. № 1. С. 71–77.
- Павлов Д.С., Тюрюков С.Н.* Гидродинамический механизм ориентации рыб в потоке // Рыбоводство. 1986. № 1. С. 32–33.
- Павлов Д.С., Тюрюков С.Н.* Использование проницаемых заграждений для защиты ранней молоди рыб от попадания в водозаборные сооружения // Сборник научных трудов Гидропроекта. 1991. Вып.147. С. 92–95.
- Павлов Д.С., Фомин В.К.* Экспериментальное изучение попадания молоди рыб в водозаборные сооружения / Распределение и экологические способы защиты молоди рыб. М.: ИЭМЭЖ. 1980. С. 157–173.
- Павлов Д.С., Штаф Л.Г.* Распределение покатной молоди рыб в реоградиентном потоке // Доклады АН СССР. 1981.Т. 260. № 2. С. 509–512.
- Павлов Д.С., Пахоруков А.М., Курагина Р.Н., Нездолый В.К., Некрасова Н.И., Бродский Д.А., Эрслер А.Л.* Некоторые закономерности покатных миграций молоди рыб в реках Волга и Кубань // Вопр. ихтиологии. 1977. Т. 17. Вып. 3 (104), С. 415–428.
- Пахоруков А.М.* Управление движением молоди рыб- покатных мигрантов для защиты на водозабоах // Автореф. канд. дис. М. 1980. 24 с.
- Пахоруков А.М., Курагина Г.Н.* Биологические исследования некоторых рыбозащитных устройств с рыбоотводом / Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М. 1978. С. 98–112.
- Пахоруков А.М., Черноусов А.Н., Джакупов С.Д.* Экологическая защита молоди рыб на Гурьевском водозаборе на р.Урал / Водозаборы для промышленного строительства с рыбозащитными устройствами. М. 1985. С. 26–34.
- Пахоруков А.М., Черноусов А.Н.* Поведение молоди рыб перед преградами – объемными керамзитобетонными фильтрами // Бюл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. Биол. 1989. Т. 94б. Вып. 1. С 13–24.
- Пашкин Л.М.* Эффективность естественного размножения осетровых в Волге (ниже Волгоградского гидроузла) // Экология молоди и проблемы воспроизводства каспийских рыб. Сб. науч. тр. М.: ВНИРО. 2001. С. 213 – 224.
- Петкевич А.Н.* Биология и воспроизводство осетра в средней и верней Оби в связи с гидростроительством // Тр. Томского ун-та. Томск. 1952. Т. 119. С. 39–64.
- Петрашкевич В.В.* Рыбозащитные сооружения водозаборов. М.: ПО «Совинтервод». 1992. 149 с.
- Петрашкевич В.В.* Рыбозащитные сооружения мелиоративных водозаборов. М.: Палеолит. 2007. 247 с.
- Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М.: Наука. 1967. 154 с.
- Поддубный А.Г.* Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука. 1971. 309 с.
- Поддубный А.Г.* Использование результатов экологического районирования водоема в практики народного хозяйства // Тр. Ин-та биологии внутр. вод. Вып. 62. Экологическое районирование пресноводных водоемов. Рыбинск. 1990. С. 145–164.

- Поддубный А. Г., Голованов В.К., Лапкин В.В.* Поведение рыб в термоградиентных условиях в зависимости от сезона года // Биол. внутр. вод: Информ. бюл. 1976. № 30. С. 41–43.
- Поддубный А.Г., Гордеев Н.А., Пермитин И.Е.* Направление движения нагульных скоплений рыб и его связь с элементами среды // Тр. ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1968. Вып. 16(19). С. 202–249.
- Поддубный А.Г., Малинин Л.К.* Миграции рыб во внутренних водоемах. М.: Агропромиздат. 1988. 223 с.
- Поддубный А.Г., Малинин Л.К., Гайдук В.В., Сметанин М.М.* Закономерности прохождения мигрирующими производителями типичных участков реки, нижнего бьефа плотин и водохранилищ / Биологические основы применения рыбозащитных и рыбопропускных сооружений. М.: Наука. 1978. С. 209–217.
- Поддубный А.Г., Малинин Л.К., Герцев В.И., Корсаков В.А.* Об одной модели прогноза поведения осетров // Биология внутренних вод АН СССР. М. 1984. С.34–36.
- Поддубный А.Г., Малинин Л.К., Свирский А.М.* Особенности поведения севрюги в условиях вынужденного задержания под плотиной Федоровского гидроузла на р. Кубань // Вопр. ихтиологии. 1974. Т. 14. Вып. 5. С. 894–902.
- Поддубный А.Г., Спектор Ю.* Исследование миграционного поведения осетров в зоне плотин биотелеметрическим методом. / Вопросы бионики. Киев: Наукова думка. 1967. С. 491–496.
- Поддубный А.Г., Юданов К.И., Малинин Л.К. и др.* Плотность рыбного населения открытых плесов водохранилищ Волги и Дона / Биологические ресурсы гидросферы и их использование. Теория формирования численности и рационального использования стад промысловых рыб. М.: Наука. 1985. С. 129–137.
- Попова И.К., Легкий Б.П.* Покатные миграции молоди плотвы и гольяна, влияние на нее абиотических и биотических факторов среды и особенностей поведения каждого вида // Поведение и распределение рыб. М.: Наука. 1984. С. 48–74.
- Пособие по проектированию рыбопропускных и рыбозащитных сооружений к СНиП 2.06.07-87. М.: Стройиздат. 1988. 124 с.
- Постоев В.С., Патякин В.И., Угрюмов Б.И.* Защита от гибели гидробионтов в проточных каналах гидромашин. С.-Петербург. Гос. Лесотехн. Акад. СПб.: [б. и.]. 1999. 116 с.: ил. Библиогр.: С. 113–116. ISBN 5-230-10570-4: 20 р.
- Постоев В.С., Патякин В.И., Мануковский А.Ю.* Аэрационная защита экологических систем водоемов от разрушительного воздействия гидромашин. СПб. 2003. 176 с.
- Правдин И.Ф.* Осенний ход миноги (*Caspiomyzon wagneri* Kessler) из Каспийского моря в реку Волгу // Труды ихтиол. лаб. Управ. Касп.-волж. рыб. и т. промышл. Астрахань. 1913. Т. 2. С. 19–40.
- Прасолов. П.П.* 1992. Изучение покатной миграции личинок сиговых рыб в бассейне реки Войкар (Нижняя Обь). Экология. № 2. С. 49–56.
- Протасов В. Р.* Биоакустика рыб. М.: Наука. 1965. 194с.
- Протасов В.Р.* Поведение рыб. Механизмы ориентации и их использование в рыболовстве. М.: Пищевая пром-сть. 1978. 296 с.
- Пустовит Н.С., Пустовит О.П.* Некоторые гематологические показатели молоди камчатской микижи *Parasalmo mykiss* // Вопр. ихтиологии. 2005. Т. 45. Вып. 5. С. 680–688.
- Радаков Д.В.* Скорости движения рыб / Скорости движения и некоторые особенности зрения рыб. М.: Наука, 1964. С. 1–28.
- Рипинский И.И.* Рыбозащитные устройства для водозаборных сооружений. М.: ПО «Со-вентервод». 1991. 206 с.

- Родькина О.В., Мишукова Т.Ф.* Эффективность работы Туломского рыбохода и его значение в воспроизводстве семги // Рыб. х-во. 2004. № 1. С. 114–115.
- Романов Ю.В.* Нерестовые миграции сельди // Зоол. журн. 1949. Т. 28. Вып. 3. С. 253–256.
- Ряпалова Н.И.* О закономерностях миграций речной миноги в реки Латвийской ССР // Тр. молод. учен. ВНИРО. 1964.
- Ряховская Г.Н.* Принципы подхода к решению проблемы рыбозащиты на водозаборах гидроэлектростанций. Сооружения рыбопропускных и рыбозащитных комплексов // Сб. науч. тр. Новочеркасск: НИМИ. 1987. С. 102–109.
- Сабуренков Е.Н., Сбикин Ю.Н., Павлов Д.С.* О скоростях движения рыб // Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М. 1967. С. 124–136.
- Салиенко С. Н., Михайлов Н.Н., Блохин И.С. и др.* Исследование эффективности защиты рыб жалюзийными РЗУ // Охрана и возобновление гидрофлоры и ихтиофауны. Тр. АВН. Вып. 6. Новочеркасск. 2007. С. 46–53.
- Сатаров В.В.* Динамика ската и пространственное распределение в открытом потоке мальков сеголеток жереха. // Сооружения рыбопропускных и рыбозащитных комплексов. Сб. тр. Новочеркасск. 1987. С. 195–201.
- Сбикин Ю.Н.* Возрастные изменения роли зрения в питании некоторых рыб // Вопр. ихтиологии. 1974. Т. 14. Вып. 1. С. 54–60.
- Сбикин Ю.Н.* Возрастные изменения зрения рыб в связи с особенностями их поведения. М.: Наука. 1980. 85 с.
- Свод правил СП 101,13330.* 2012. Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения. Актуализированная редакция СНиП 2.06.07-87. М.; 2012. 69 с.
- Сегаль Г.Я.* Пособие по проектированию, строительству и эксплуатации рыбозащитных сооружений с применением порозласта к СНиП 2.06.07-87. Елгава. 1989. 22 с.
- Сегаль Г. Я.* Технические указания по проектированию, строительству и эксплуатации рыбозащитных устройств (РЗУ) на водозаборах Латвии. Рига. 1992. 74 с.
- Семко Р.С.* Камчатская горбуша // Изв. ТИНРО, 1939. Т. 16. 112 с.
- Симоненко А.И.* К вопросу определения показателя эффективности струереактивного рыбозаградителя // Материалы симпозиума «Биологические основы управления поведением рыб в связи с применением рыбозащитных и рыбопропускных сооружений». М.: изд. Минводхоза СССР. 1971.
- Синеок В.Е.* Влияние перепада гидростатического давления в рыбоотводящих трактах рыбозащитных устройств на выживаемость молоди леща / Гидротехнические сооружения в мелиоративном строительстве. Новочеркасск. 1977. С. 82–94.
- Скоробогатова М.А.* Блок питания рыбопропускного сооружения для низконапорных гидроузлов // Гидротехническое строительство. 1997. № 4. С. 33–35.
- Скоробогатов М.А.* Гидравлические режимы в рыбопропускном сооружении при непрерывном присоединении расхода вдоль лотка // Гидротехническое строительство, 1997. № 3. С. 50–53.
- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С.* Экспериментальные исследования влияния наносов на поведение плотвы *Rutilus Rutilus* (L.) в потоке воды // Вопр. ихтиологии. 1994. Т. 34. Вып. 6. С. 850–854.
- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С., Барекян А. Ш.* Изучение связи плавательной способности плотвы *Rutilus rutilus* (L) с давлением и углом наклона потока // Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27. Вып. 2. С. 313–320.

- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С., Барекян А.Ш., Штаф Л.Г. Подход к выбору местоположения проектируемых рыбопропускных сооружений // Доклады АН СССР. 1982. Т. 272. № 1. С. 250–253.
- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С., Лупандин А.И.. Влияние скорости течения и интенсивности турбулентности на распределение плотвы *Rutilus rutilus* в потоке воды // Вопр. ихтиологии. 1996. Т. 36. № 5. С. 687–692.
- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С., Лупандин А.И., Захарченко А.В. Реакция молоди верховки (*Leucaspis delineatus* Heckel) и уклей (*Alburnus alburnus* L.) на изменение гидростатического давления в потоке воды // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35, № 4. С. 519–524.
- Скоробогатов М.А., Лупандин А.И., Павлов Д.С., Захарченко А.В. Реакция молоди верховки *Leucaspis delineatus* на изменение гидростатического давления в потоке при различной температуре // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37. № 1. С. 133–137.
- Скоробогатов М.А., Павлов Д.С., Лупандин А.И., Скоробогатов А.М. Особенности поведения плотвы (*Rutilus rutilus* (L.) в условиях градиента интенсивности турбулентности по глубине потока // Доклады Академии наук. 2000. Т. 370. № 2. С. 281–285.
- Скоробогатов М.А., Яковлев А.Е., Коротовских А.И., Шульгин В.Д. Защита рыб от попадания в водозаборные сооружения Ириклинской ГРЭС // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция. Ярославль. 2002. С. 65–70.
- Сливка А.П. Вертикальное распределение осетровых в русле р. Волги // Тезисы отчетной сессии ЦНИОРХ. Астрахань: Волга. 1972. С. 155–157.
- Сливка А.П. Миграции осетровых в дельте и нижнем течении р.Волги // Автореф. канд. дисс. М. 1974. 25 с.
- Сметанин М.М. Вероятностное описание миграционного поведения рыб // Тезисы докладов 2-го Всероссийского совещания «Поведение рыб». Борок. 1996. С. 93.
- Сметанин М.М., Терещенко В.Г. Анализ статистической структуры изменения плотности пространственного распределения пресноводных рыб // Тезисы докладов 2-го Всероссийского совещания «Поведение рыб, Борок. 1996. С. 94.
- СНиП 2.06.07-87 «Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения». М.: Стройиздат. 1987. 35 с.
- Страхов В.А. Электрический рыбозаградитель типа ЭРЗУ-1, его устройство, выбор и расчет параметров // Тр. Координационных совещаний по гидротехнике. 1965. Вып. XXIV. С. 67–80.
- Страхов В.А., Нусенбаум Л.М. Производственная проверка и внедрение электрических заградителей для рыб // Рыбное хоз-во. 1959. № 5. С. 35–42.
- Стрельцова Н.В., Шелестова Н.А., Мирхаликов К.В. Оценка эффективности работы рыбозащитных устройств водозаборов Воронежской ТЭЦ // Охрана и возобновление гидрорфлоры ихтиофауне. Тр. ВРН. Новочеркасск. 1997. Вып. 1. С. 34–38.
- Стрельцова Н.Б., Шкура В.Н. О плавательной способности рыб и привлекающих скоростях в рыбопропускных сооружениях // Рыбозащитные сооружения и устройства. Новочеркасск. 1989. С. 5–15.
- Сукало Г.М., Шкура В.Н. Об использовании донных порогов в качестве рыбонаправляющих устройств // Тр. Гидропроекта. 1982. № 80. С. 70–72.
- Суханова Е.Р., Вольскис Р., Мороз В.Н., Эрм В. Речной период / Биология и промысловые значения рыбцов Европы. Вильнюс: Минтис. 1970.
- Танасийчук Н.Т. Нерестовые миграции волжской многотычинковой сельди // Труды Касп. бассейн. фил. 1948. Т. 10. Вып. 1. С. 3.

- Танасийчук В.С. Миграции мальков воблы и леща через култучную зону и авандельту Волги // Труды КаспНИРО. 1950. Т. 11. С. 167–200.
- Тарадина Д.Г. Роль плавучести рыб и турбулентности потока в формировании вертикального распределения покатной молоди в реках // Автореферат дис. на соиск. уч. степ. к.б.н. М. 1999. 22 с.
- Тарадина Д.Г., Лунандин А.И., Харакка Р.К. К вопросу о плавучести покатной молодости при решении проблемы рыбозащиты. Каспий настоящее и будущее // Тез. докл. Международной конференции. Астрахань. 1995. С. 209–210.
- Терещенко К.К. Вобла. Ее рост и подвижность // Труды Астрахан. ихтиол. лаб. 1927. Т. 3. Вып. 2 С. 127–132.
- Терещенко К.К. Лещ (*Abramis brama* L.) Каспийско-Волжского района, его промысел и биология // Тр. Астрахан. ихтиол. лаб. 1917. Т. 4, вып. 2. С. 14–20.
- Теплякова А.Г., Федяй В.В., Глейзер С.И. и др. Влияние гидростатического давления на состояние молоди пресноводных рыб // Рыбное хоз-во. 1979. № 7. С. 36–37.
- Тимм В.Я., Тимм Т.Э. О терминологии озерной бенталии // Гидробиол. журнал. 1986. Т. 22. № 6. С. 40–45.
- Тихий М.В. Пропуск рыб через турбины Волховской и Свирской гидроустановок // Изв. ВНИОРХ. 1939. Т.21. С.212.
- Тихий М.В. Механические заградители на каналах Веселовского водохранилища / Механические заградители для молоди рыб. М.6 изд. журнала «Рыбное хозяйство» 1959. С. 12–23.
- Тихий М.В., Харчев Г.К. Рыбоходы // Гидротехническое строительство. 1935. № 6.
- Тихий М.В., Викторов П.В. Запасы рыб и гидростроительство. М.: Пищепромиздат. 1940. 200 с.
- Трусов В.З. Поведение осетра и севрюги в нижнем бьефе плотины Волжской ГЭС им.ХП съезда КПСС // Труды центрального научно-исследовательского института осетрового хозяйства. 1970. Вып. 2. С. 167–179.
- Тюрюков С.Н. Приоритетность стимулов, вызывающих реореакцию у ельцов (*Leuciscus leuciscus* L.) // Сенсор. системы. 1995. 9. № 2–3. С. 61–67.
- Тюрюков С.Н. Пороги реакций молоди плотвы (*Rutilus rutilus* L.) и ельца (*Leuciscus leuciscus* L.) на пульсационные ускорения потока воды // Сенсор. системы. 1996. Т. 10. № 3. С. 110–117.
- Уманец И.К., Быков А.А. Оптимизация рыбопропуска в условиях неравномерного распределения расхода на водосливном фронте // Тезисы докладов областной конференции молодых ученых «Исследования рыбопропускных и рыбозащитных сооружений». Новочеркасск. 1982. С.41–43.
- Федяй В.В. Провести исследования для разработки технического задания на проектирование рыбозащитного устройства для Севанской и Даугавпиллской ГЭС: Отчет № 81088482. Калининград: Калининградский Государственный Университет. 1981. 84 с.
- Фильчагов Л.П. Научные основы выбора средств защиты рыбы на крупных водозаборах ирригационных систем // Автореферат дис. на соиск. уч. степ. к.б.н. 1980. 26 с.
- Фильчагов Л.П., Большов А.М. Рыбозащитные устройства зонтичного типа / Распределение и экологические способы защиты молоди рыб. М. 1980. С. 174–190.
- Фильчагов Л.П., Дуляк В.Д., Мусиенко Б.А., Смиян Б.Б. Проектирование и строительство оросительных систем и их экологическая надежность. Киев: Будівельник. 1983. 72 с.
- Фильчагов Л.П. Охрана рыбы при интенсификации водопотребления. Киев: Урожай. 1990. 168 с.

- Фомичев О.А.* Битопное распределение молоди рыб в прибрежной зоне водотоков дельты Волги в период покатной миграции. // Каспийский плавучий университет. Научный бюллетень. Астрахань: Изд-во КаспНИРХ. 2000. № 1. С. 157–158.
- Французов Н.И.* Нерестовые миграции осетра в р. Волге // Труды Волгоградского отд-ния ГосНИОРХ. 1966. Т.11. С. 133–135.
- Хамидов И.* Засасывание насосными станциями молоди промысловых рыб Кайракумского водохранилища / Зоологический сборник. Ч. 1. Душанбе. 1975. С. 246–250.
- Харчев Г.К.* Рыбопропускные сооружения. Л.: Изд-во строительной литературы. 1940. 212 с.
- Химицкий К.Ф., Химицкий Ю.К.* Авторское свидетельство СССР (SU) № 264231, «Водозабор»; Е 02 В 8/08 // Опул. Б.И. № 8, 10.11.1970.
- Химицкий К.Ф.* Состояние рыбозащиты в береговых водозаборах с плоскими и ленточными сетками // Водоснабжение и санитарная техника. 1971. № 10. С. 19–23.
- Хмелевский А., Нусенбаум Л.М.* О действии неоднородных электрических полей однофазного и многофазного токов на поведение рыб в связи с применением электрорыбозаградителей / Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М. 1967. С. 109–123.
- Ходоревская Р.П., Павлов Д.С., Сливка А.П., Штаф Л.Г.* Плавательная способность осетровых в период нерестовой миграции и их горизонтальное распределение в русле реки. // Тез. отчетной Сессии ЦНИРХ. Астрахань. 1974. 157–159.
- Ходоревская Р.П., Рубан Г.И., Павлов Д.С.* Поведение, миграции, распределение и запасы осетровых рыб Волго-Каспийского бассейна. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2007. 242 с.
- Цветков В.И.* Гидростатическое и атмосферное давление как фактор среды низших водных позвоночных // Итоги науки. Зоология. М. ВИНТИ. 1969. С. 15–31.
- Цветков В.И.* О роли органов чувств при адаптации к смене гидростатического давления у девятииглой колюшки // Вопросы ихтиологии. 1973. Т. 13. Вып.2 (79). С. 344–349.
- Цветков В.И.* Реакция рыб на изменение давления и некоторые особенности их гидростатики / Основные особенности поведения и ориентации рыб. М.: Наука. 1974. С. 188–221.
- Цветков В.И., Павлов Д.С., Нездоль В.К.* Летальные перепады давлений для молоди некоторых пресноводных рыб // Вопросы ихтиологии, Т.12. Вып. 2(73). 1972. С. 344–356.
- Цыпляев А.С.* Рыбозащитные сетчатые установки с рыбоотводом. М.: Пищевая промышленность. 1973. 160 с.
- Чикова В.М.* Видовой и возрастной состав рыб в нижнем бьефе Волжской ГЭС имени В.И. Ленина // Труды Института биологии внутренних вод АН СССР. 1968. Вып. 16. № 19. С. 135–140.
- Чистяков А.А.* Конструкции рыбоходов. Новочеркасск: ООО НПО «Темп». 2006. 532 с.
- Чугунов Н.Л.* Биология молоди промысловых рыб Волго-Каспийского района // Труды Астрахан. научн. рыбохоз. ст. 1928. Т. 6. Вып. 4. 280 с.
- Шимановская Л.Н., Лесникова Т.В., Танасийчук Л.И. и др.* Рыбохозяйственное использование озер, рек и водохранилищ СССР / Рыбное хозяйство внутренних водоемов и перспективы его развития. Сборник научных трудов. Л.: Промрыбвод. 1983. Вып. 193. С. 3–92.
- Шкура В.Н.* Рыбопропускные сооружения низконапорных гидроузлов. Новочеркасск. 1979. 99 с.
- Шкура В.Н.* Рыбопропускные сооружения. В 2-х ч. Новочеркасск: Новочеркасская государственная мелиоративная академия. М.: изд-тво «Рома». 1998. 728 с.
- Шкура В.Н.* Рыбопропускные сооружения. М.: изд-тво «Рома». 1999. В 2-х ч. Ч.1. 380 с. Ч. 2. 349 с.

- Шкура В.Н., Иванов П.В.* Определение количества и размеров рыбопропускных сооружений речных гидроузлов. Экспресс-информация. ЦБН ТИ Минводхоз СССР. 1982. Сер. 1. Вып. 8. С.16–20.
- Шкура В.Н., Кобец В.Н и др.* О возможности использования мелких «модельных» рыб при выборе местоположения рыбопропускных устройств // Рыбное хоз-во., 1973. №11. С. 22–25.
- Шкура В.Н., Сукало Г.М.* Об использовании донных порогов в качестве рыбонаправляющих устройств // Труды Гидропроекта. 1982. № 80. С. 70–72.
- Шкура В.Н., Уманец И.К., Родионов Г.Н.* О работе рыбопропускного шлюза Кочетовского гидроузла на р. Дон // Рыбное хозяйство. 1977. № 7. С. 40–42.
- Шкура Вл. Н., Михальчук А.В.* Результаты натурных исследований рыбоходно-нерестового канала на р. Западный Маныч // Материалы Всерос. науч.-практ. конф. «Современное состояние проблемы рыбозащиты и рыбопропуска, их роль в сохранении водных биологических ресурсов» 17–21 мая, 2010 г., Новочеркасск. Новочеркасск: Лик. 2010. С. 61–66.
- Шмидт М.Ю.* Миграция рыб. М.- Л.: Биомедгиз. 1936, 327 с.
- Шмидт П.Ю.* Миграции рыб. 2-е доп. изд. М.: Изд-во АН СССР. 1947. 362 с.
- Шпольский А.* Лабораторный опыт использования нагнетаемого в воду воздуха в качестве преграды на пути рыб // Рыбное хоз-во. 1959. С. 32–33.
- Шпольский А.* Лабораторный опыт использования нагнетаемого в воду воздуха в качестве преграды на пути рыб // Рыбное хоз-во. 1938. С. 32–33.
- Шубина Т.Н.* Пути и скорости движения севрюги (*Acipenser stellatus* Pallas) в нижнем течении Волги во время нерестовой и посленерестовой миграции. // Вопр. ихтиологии. 1971. Т. 2. № 1 (66). С. 113–124.
- Шубина Т.Н.* Ареалы, численность, биологические свойства основных представителей семейств осетровых в Каспийском бассейне // Биологические ресурсы Каспийского моря. Астрахань: Типогр. Волга. 1974. С. 139–141.
- Шулейкин В.В.* Физика моря. М.: Изд-во АН СССР. 1953. 989 с.
- Шунтов В.П., Темных О.С.* Тихоокеанские лососи в морских и океанических системах. Владивосток: ТИПРО-центр. 2008. Т. 1. 481 с.
- Щетинина Л.А.* Наблюдения на Веселовском канале / Механические заградители для молды рыб. М. 1959. С. 4–12.
- Эрслер А.Л.* Инженерно-биологическое обоснование и разработка эффективных конструкции рыбозащитных устройств для водозаборов малой производительности // Автореферат дис. на соиск. уч. степ. канд. техн. наук. Новочеркасск. 1999. 36 с.
- Эрслер А.Л., Сегаль Г.Я.* Оценка эффективности некоторых рыбозащитных устройств (РЗУ). Термопласты в мелиоративном и водохозяйственном строительстве. Елгава. 1987. С. 145–152.
- Яковлев А.Е., Барекян А.Ш.* Методологические аспекты проблемы защиты рыб на водозаборах // Гидравлика и экология. 1997. С. 140–150.
- Яковлев А.Е., Коротовских А.И.* Примеры конструктивно-компоновочных решений по многоступенчатой защите на крупных водозаборах // Гидравлика и экология. Тверь. 1997. С. 77–81.

REFERENCES

- Aass P.* The winter migration of char, *Salvelinus alpinus* L., in the hydroelectric reservoirs Tunhovdfjord Norway // Rept Inst. Freshwater Res. Crottningholm. 1970. N 50, P.5–44.
- Abernethy C.S., Amidan B.G., Cada G.F.* Laboratory studies of the effects of pressure and dissolved gas supersaturation on turbine-passed fish. // Hydropower R&D in partner with the environment. United States Department of Energy/ DOE/ID-10853. 2001. 61 p.
- Alexander R.M.* The densities of Cyprinidae // J. Exp. Biol. 1959. Vol. 36. N 2. P. 123–134.
- Alexander R. McN.* Physical aspects of swim-bladder function.// Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society. London. 1966. Vol. 41. N 1. P. 141–176.
- Allan F.G.* Fish conservation system (Рыбозаградительное устройство, патент США, № 3062013), 1959.
- Amaral S. Taft N. Winchell F.C., Plizga A., Paolini E., Sullivan C.W.* Fish diversion effectiveness of a modular inclined screen system. In “Innovations in Fish Passage Technology” (Odeh M., Ed.) American Fisheries Society. Bethesda. Maryland. 1999. P. 61–78.
- Anadromouse salmonid passage facility design. // NMFS (National Marine Fisheries Service). Northwest Region, Portland, Oregon. 2008. 135 p.
- Arnold G.P.* Reotropism in fishes // Biol. Rev. Cambr. Phil. Soc. 1974. Vol. 49(4). P. 515–576.
- Arnold G.P.* Methods of tracking, deflecting and counting fish in North America // Fisheries research Techn. Rep. Lowestoft: MAFF Direct. Fish. Res. 1978. N 44. 25 p.
- Bainbridge R.* The speed and stamina in three fish. // J. Exp. Biol. 1960. Vol. 37. P. 129–153.
- Baker R.R.* The evolution ecology of animal migration. // Hodder and Stoughton, London Sydney Auckland Toronto. 1978. 1012 p.
- Banks J.W.* A Review of the literature on upstream migration of adult Salmonid // J. Fish Biol. 1:85–136. 1969.
- Barton B.A., Shreck C.G., Sigismondi L.A.* Multiple acute disturbances evoke cumulative physiological stress responses in juvenile chinook salmon // Trans. Amer. Fish. Soc. 1986. Vol. 115. P. 245–251.
- Barus V. et al.* Downstream fish migration from two Czechoslovakian reservoirs in winter conditions. Folia Zool. 1984. Vol. 33(2). P. 167–81
- Bates D.W., Vinsonhaler R.* The use of louvers as a means of guiding fish at the Trasy, California pumping plant // Mimeo Rept. Region. I.U.S. Fish and Wildlife Serv. 1954. 21 p.
- Bates D.W., Vinsonhaler R.* The use of louvers for guiding fish // Trans. Am. Fish. Soc. 1957. Vol. 86. P. 38–57.
- Bates D.W.* Diversion and collection of juvenile fish with travelling screens. U.S. Dept. Interior, U.S. Fish and Wildlife Serv. Bureau of Comm. Fisheries, Fishery Leaflet 633, Washington, D.C. 1970. P. 1–6.
- Bates D.W., VanDerwalker J.G.* Travelling screens for collection of juvenile salmon. Models I and II. Preliminary designs of travelling screens to collect juvenile fish. Special scientific report // Fisheries. 1970. N 608. P. 1–15.

- Bates D.W., Murphey E.W., Beam M.G.* Travelling screen for removal of debris from rivers // NOAA Technical report NMFS SS RF. 1971. N 645. 6 p.
- Bates D.W., Murphey E.W., Prentens J.* Design and operation of a cantilevered Travelling fish model V. Preliminary designs of travelling screens to collect juvenile fish. Special scientific report // Fisheries. 1971. N 608.
- Baumgarthner L.J., Boys C.A., Stuart I.G., Zampatti B.P.* Evaluating migratory fish behaviour and fishway performance: testing a combined assessment methodology. Australian Journal of Zoology. 2010. 58(3). P. 154–164.
- Beach M.H.* Fish pass design – criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fishes in rivers. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Fish. Res. Tech. Rep., 1984. MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft (78). 46 p.
- Beamish F.W.H.* Swimming endurance of some northwest Atlantic fishes. // J. Fish. Res. Board. Can. 1966. Vol. 23. N 1. P. 109–139
- Beamish F.W.* Swimming capacity. In “Fish Physiology”. (Eds.: Hoar. W.S. and Randall. D.J.). Academic Press. London. 1978. Vol. 7. Locomotion. P. 101–187.
- Beamish F.W.H.* Swimming endurance of some northwest Atlantic fishes // J. Fish. Res. Board. Can. 1966. Vol. 23. P. 341–347.
- Bell M.C.* Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. U.S. Army Corps. of Engineers. Portland, Oregon, 1973. Contract N. 57-68-C-0086. 425 p.
- Bell M.C.* Updated compendium on the success of passage of small fish through turbines. – U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division. Portland, Oregon, 1981. 294 p.
- Bell M.C.* Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria, Fisheries Engineering Research Program. – U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division. Portland, Oregon, 1986. 290 p.
- Bell M.C.* Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria.– US Army Corps of Engineers, North Pacific Division, Portland, Oregon: 1990a. 35 p.
- Bell M.C.* Revised compendium on the success of passage of small fish through turbines. – U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division. Portland Oregon. 1990b. 83 p.
- Bell M.C., Bruya K.J.* Updated compendium on the success of passage of small fish through turbines. Foster Dam mortality studies. – U.S. Army Corps, of Engineers, North Pacific Division. Portland, Oregon. 1981. 204 p.
- Bemish W.E., Kynard B.* Sturgeon rivers: an introduction to acipenserid biogeography and life history. Envir. Biol. Fishes. 1997. N 48. P.167–183.
- Benson M.H.* Coexistence of fish and dams, by Howard A. Preston, Louis E. Rydell: Discussion // J. Power Div. Proc. Amer. Soc. Civil Eng. 1954. Vol. 84. N 2.
- Bentley W.W., Raymond H.L.* Passage of juvenile fish through orifices in gate wells of turbine intakes at McNary dam // Trans. Amer. Fish. Soc. 1969. Vol. 98. P. 723–727.
- Berg R.* Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries // Vie Milieu. 1986. Vol. 36. P. 307–310.
- Biological and hydraulic bases of fish free passage in regulated rivers // International workshop // IPEE RAS – KUBANBIORESURSY // 2013, September 16–21, Moscow-Krasnodar, Russia.
- Bishai H.M.* The effect of gas content of water on larval and young fish // Ztschr. wiss. Zool. Bd. 1960. 163. P. 37–64.
- Blaxter J.H.S., Dickson W.* Observation of the swimming speeds of fish // I. Cons. intern. explor. mer, 1959. Vol. 24. N 3. P. 472–479.
- Blaxter J.H.S., Parrish B., Meadows.* The reaction of herring to moving obstacles // I.C.E.S. C.M. Comp. Fishing Committee. 1960. N 16.
- Blaxter J.H.S.* Swimming speeds of fish // FAO Fish. Repts. 1967. Vol. 2. P. 69–100.

- Bohl E.* Duel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish // *Oecologia*. 1980. Vol. 44. P. 368–375.
- Brett J.R.* The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon // *J. Fish. Res. Board Can.* 1964. Vol. 21. N 5. P. 1183–1226.
- Brett J.R.* The swimming energetics of salmon // *Sci. Amer.* 1965. Vol. 213. N 2. P. 80–85.
- Brett, J. R.* Metabolic demand for oxygen in fish, particularly salmonids, and a comparison with other vertebrates. *Respiration Physiology*. 1972. 14. P. 151–170.
- Brett J.R., Alderdice D.F.* Research on guiding young salmon at two British Columbia field stations // *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 1958. N 117. Ottawa. P. 75.
- Brett J.R., Hollands M., Alderdice D.F.* The effect of temperature on the cruising speed of young sockeye and coho salmon // *J. Fish. Res. Board. Can.* 1958. Vol.15. № 4. P. 587–605.
- Brett J.R., Mackinnon D.* Preliminary experiments using lights and bubbles to deflect migrating young spring salmon // *J.Fish Res. Bd. Canada*.1953. Vol. 10. N 8. P. 548–559.
- Burner C.J., Moore H.* Attempts to guide small fish with underwater sound // *U.S. Fish Wildlife Service, Spec. Sci. Rep. Fish.* 1953. 111. 38 p.
- Burns J.W.* Fish screens // *Inland Fish. Manag. Sacramento. Calif. Dept Fish and Game.* 1966. P. 156–161.
- Bunt C.M.* Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*. 2001. 8. P. 95–105.
- Cada G.F., Suffern J.S., Kumar K.D. et al.* Investigations of entrainment mortality among larval and juvenile fishes using a power plant simulator // *Issues associated with impact assessment: Proc. of the Fifth National workshop on entrainment and impingement / Ed. L.D. Jensen. Sparks (Md.).* 1980. P. 111–122.
- Cada G.F.* A review of studies relating to the effects of propeller-type turbine passage on fish early life stages // *N. Amer. J. Fish. Manag.* 1990. Vol. 10. P. 418–426.
- Cada G.F., Coutant C.C., Whitney R.R.* Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines // *U.S. Dep. of Energy Idaho Operations Office. Idaho Falls (Idaho).* 1997. 85 p.
- Cada G.* The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries*. 2001. 26. P. 14–23.
- Calderwood W.L.* Passage of smolts through turbines: effect of high pressures // *Ibid.* 1945. N 115. P. 214–221.
- Calles O., Greenberg L.* Connectivity is a two-way street – The need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *Rivers Research and Applications*. 2009. Vol. 25. P. 1268–1286.
- Castro-Santos Theodore, Haro Alex.* Biomechanics and fisheries conservation // *Fish Biomechanics: 2005. Vol. 23. Series Title: Fish physiology, Elsevier, Review Article* P. 469–523.
- Castro-Santos T., Haro A.* Fish guidance and passage at barriers. In *Fish Locomotion: An Ecological Perspective*, Domenici P. Kapoor BG (eds). Science Publishers: Enfield, NH. 2010. P. 62–89.
- Cleave James D., Horrall Ross M.* Ultrasonic tracking of homing cutthroat trout (*Salmo clarki*) in Yellowstone Lake // *J. Fish. Res. Board Can.* 1970. Vol. 27, N 4, P. 715–730.
- Clay C.H.* Design of fishways and other fish facilities // *Dept. of Fisheries of Canada, Ottawa* 1961. Canada. 301 p.
- Clay C.H.* Design of fishways and other fish facilities // 2nd edition. Boca Raton, (Florida): Lewis, USA, CRC Press Publisher. 1995. 248 p.
- Clothier W.* Millions of dollars may be earned if researchers discover: What shakes a salmon // *Boeing Mag.* 1966. Vol. 36. N 5. P. 8–9.

- Collins Gerald B., Elling Carl H.* Fishway research at the Fisheries Engineering Research Laboratory // Bur. of Comm. Fisheries, 1960. Circular 98. 24 p.
- Collins N.J.* Potential fish mortality associated with large hydroelectric turbines // *Canad. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1984. N 1256. P. 551–563.
- Coutant C.C., Whitney R.R.* Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: A review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2000. N 129. P. 351–380.
- Coutant C.C.* Integrated, multi-sensory, behavioral guidance systems for diversions // *American Fisheries Society Symposium* 26: 000-000, 2001 // ©2001 by the American Fisheries Society, P. 105–113.
- Cramer F.K., Oligher R.C.* Passing fish through hydraulic turbines // *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1964. Vol. 93, P. 243–259.
- Dadswell M.J., Rulifson R.A., Daborn G.R.* Potential impact of large-scale tidal power developments in the Upper Bay of Fundy on fisheries resources of the Northwest Atlantic // *Fisheries*. 1986. Vol. 11. N 4. P. 26–35.
- Dadswell M.J., Rulifson R.A.* Macro tidal estuaries: A region of collision between migratory marine animals and tidal power development // *Biol. J. Linnean Soc.* 1994. Vol. 51. N 12. P. 93–113.
- Daily J.W.* Lessons from a career in hydraulics // *J. Hydraulic Eng.* 1986. Vol. 2. N 9.
- Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution // *FAO Fish. Techn. Pap.* 2001. Vol. 419. 169 p.
- Dane B.G.* Culvert guidelines: recommendations for the design and installation of culvert in British Columbia to avoid conflict with anadromous fish // *Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.* 1978. N 811. 57 p.
- Davies J.K.* A review of information relating to fish passage through turbines: implications to tidal power schemes // *J. Fish Biol.* 1988. Vol. 33. P. 111–126.
- Denil G.* Les échelles à poissons et leur application aux barrages de Meuse et d'Ourthe, *Annales des Travaux Publics de Belgique*. 1909.
- Densen W.L.T., Hadderingh R.H.* Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum Power Station on 0+ fish in the Bergumermeer // *Hydrobiologia* 1982. Vol. 95. P. 351–368.
- Dijkgraaf S.* Untersuchungen über, die Funktion der Seitenorgane an Fischen // *Z. vergl. Physiol.* 1933. Bd. 20. H. 1–2. S. 162–214.
- Dijkgraaf S.* The functioning and significance of the lateral line organs // *Biol. Revs Cambridge Phil. Soc.* 1962. Vol. 38. N 1. P. 51–105.
- Ebel W. J.* Review of effects of environmental degradation on the freshwater stages of anadromous fish. P. 62–79. In: *Alabaster J. (Ed) Habitat Modification and Freshwater Fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1985. 320p.
- Eichwald E.* Alte Geographie des Kaspischen Meeres, des Kaukasus und des südlichen Russlands, nach Griechischen, Romischen und anderen Quellen // *Berlin: F. H. Morin.* 1938. Sp. 0612–0613.
- Elliot J.M.* Some aspects of thermal stress on freshwater teleost. In: *Stress and Fish* (ed. A.D. Pickering). Academic Press. London. 1981. P. 209–245.
- Enders Eva C., Boisclair Daniel, Roy Andre G.* The effect of turbulence on the cost of swimming for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) // *Can. J. Fish. And Aquat. Sci.* 2003. 60. N 9. P. 1149–1160.
- Evans, H.M., Damant G.C.C.* Observations on the physiology of the swimbladder in cyprinoid fishes. // *Brit. J. Exp. Biol.* 1928. N 6. P. 42–55.
- Evans H.M., Damant G.C.C.* Observation on the physiology of the swim bladder in Cyprinoid fishes // *Brit. J. Exper. Biol.* 1929. Vol. 6. N 1. P. 42–45.

- Fage K., Fontaine V.* Migration. – In: *Traite de Zoologie (1850–1884)*, Paris. 1958. Vol. 13. P. 36–49.
- FAO, Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution // Fisheries technical paper / Edited by Gerd *Marmulla*. N 419. 2001. 166 p.
- Feather M.G., Knable A.E.* Effects of depressurization upon bass // *N. Amer. J. Fish. Magan.* 1983. Vol.3. P. 86–90.
- Fish Passes – Design, dimensions and monitoring Rome. 2002. 118 p.
- Fishways: biological basis, design criteria and monitoring // *Bull. Fr. Peche Piscic.* 2002. 364 suppl. 205 p.
- Flick W.A.* Effectiveness of three types of barrier panels in preventing upstream migration of fish. *Progr. Fish-Cult.* 1968. Vol. 30. № 2. P. 100–103.
- Friez G., Tesch F.W.* Aufenthalt der Fische in Bereich von Slauwehren // *Schweiz. J. Hydrol. Bd.* 1965. 2. N 2. S. 257–272.
- From sea to source. International guidance for the restoration of fish migration highways. Ed. Peter Gough. Netherlands. Regional Water Authority Hunze en Aa's Postbus 195. 2012. 300 p.
- Gauley J.E., Anas R.E., Schlotter-Beck L.* Downstream movement of salmonids at Bonneville Dam. – *Spec. Sci. Rept. – Fish.*, Washington, 1958. N 236.
- Giorgi A.E., Swan G.A., Zaugg, W.S., Coley T., Barila T.Y.* Susceptibility of Chinook salmon smolts to bypass systems at hydroelectric dams // *N. Am. J. Fish. Manage.* 1988. Vol. 8. P. 25–29.
- Graham J.M.* Some effect of temperature and oxygen pressure on the metabolism and activity of spackled trout, *Salvelinus fontinalis* // *Can. J. Res. Board.* 1949. Vol. 27. P. 270–288.
- Gray J.* Pseudo-rheo-tropism in fishes // *J. Exp. Biol.*, 1937. Vol. 14. P. 95–103.
- Greg S. Armstrong, Miran W. Aprahamian, G. Adrian Fewings, Peter J. Gough, Nigel A. Reader; Paul V. Varallo.* Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance Notes On The Legislation, Selection and Approval Of Fish Passes In England And Wales // Bristol BS32 4UD, 2010. 369 p.
- Gross Mart R.* Evolution of diadromy in fishes. *American Fisheries Society Symposium*: 14–25, 1987.
- Grossman Edwin I.* Displacement and home range movements of muskellunge determined by ultrasonic tracking // *Environ. Biol. Fishes.* 1977. Vol.1 N 2. P. 148–158.
- Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, AG-FAH. 2011. 87S.
- Haddingh R.H.* Mortality of young fish in the cooling water system of Bergum power station // *Verh. Int. theor. Und angew. Limnol* // 1978. Vol. 20. N 3. P. 1827–1832.
- Hamilton W.S.* Preventing cavitation damage to hydraulic structures. 1 // *International Water Power and Dam Construction (Sutton)*. 1983a. Vol. 35. Nov. P. 40–43.
- Hamilton W.S.* Preventing cavitation damage to hydraulic structures. 2 // *Ibid.* 1983b. Dec. P. 48–53.
- Hamilton W.S.* Preventing cavitation damage to hydraulic structures. 3 // *Ibid.* 1984. Jan. 42–45.
- Haynes J.M., Gerber G.P.* Movements and temperatures, of radiotagged salmonides in lake Ontario and comparisons with other large aquatic systems // *J. Freshwater Ecol.* N 2. 1989. P. 197–204.
- Harden Jones F.R.* Fish migrations. London: Arnold, 1968. 325 c.
- Harvey H.H.* Pressure in the early life history of sockeye salmon: Ph.D. Thesis // Univ. of British Columbia, Vancouver (B.C.).1963. 267 p.
- Harden Jones F.R.* Fish migrations. London: Arnold. 1968. 325 p.
- Hasler A.D.* Underwater guideposts. Homing of salmon. Madison etc.: Univ. Wisconsin Press, 1966. 155 p.

- Hasler A.D., Wisby W.J.* Discrimination of stream odors by fishes and its relation to parent stream behavior // *American naturalist*. 1951. 85 p.
- Henly E.* The influence of the gas content of sea water on fish and fish larvae // *Rapp. Cons, explor.mer.* 1952. Vol. 131. N 3. P. 24–27.
- Hoar W.S.* The physiology of smolting // *Fish physiology*. N.Y.: Acad. Press, 1988. Vol. 11, pt B., P. 275–343.
- Holmes H., Morton P.* Bonneville's first gear // *Par. Fish.* 1939. Vol. 4.
- Horky P., Slavik O., Bartos O., Kolarova J., Randak T.* Behavioural pattern in cyprinid fish below a weir as detected by radio telemetry // *J. Appl. Ichthyol.* 2007. N 6. Vol.23. P. 679–683.
- Howland H.C., Howland B.* The reaction of blinded gold-fish to rotation in centrifuge // *J. Exptl. Biol.* 1962. Vol. 39. P. 491–502.
- Hydraulic design of energy dissipaters for culverts and channels // *Design For Fish Passage at Roadway – Stream Crossings: Synthesis Report.* – Publication No. FHWA-HIF-07-033 June 2007. – 2007 (National Park Service U.S. Department of the Interior).
- Jahn Laurence A.* Open water movements of the cutthroat trout (*Salmo Chorhi*) in Yellowstone Lake after displacement from spawning streams // *J. Fish. Res. Board Can.*, 1966. Vol. 23. N 10. P. 1475–1485.
- ICOLD, 1998. ICOLD World Register of Dams, Computer Database, Paris, International Commission on Large Dams.
- Jones F.R.H.* The swim-bladder and the vertical movement of the teleost fishes. I. Physical factors // *J. Exp. Biol.*, 1951. Vol.28. N 4. P.533–566.
- Kamula Riitta.* Flow over weirs with application to the fish passage facilities. Department of Process and Environmental Engineering. University of Oulu, P.O.Box 4300, FIN 90014 University of Oulu, Finland 2001 Oulu, Finland (manuscript received 2 May 2001). Also available in printed format. ISSN 0355-3213. URL: <http://herkules.Oulu.fi/issn03553213/isbn9514259777.pdf> (2005, 14 February).
- Karppinen P., Makinen T.S., Erkinaro J., Kostin V.V., Sadkovskij R.V., Lupandin A.I., Kaukoranta M.* Migratory and route-seeking behavior of ascending Atlantic salmon in the regulated River Tuloma // *Hydrobiologia*. 2002. 483, N 1. P. 23–30.
- Katopodis, C.* Introduction to fishway design. Working Document, Freshwater Institute, Fisheries and Oceans Canada, Winnipeg, Man. 1992. 67 p.
- Katopodis, C.* Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. IAHR J. Hydraulic Research. 2005. 43(5): 451-467.
- Kenneth Sulak J., Edwards R., Hill G. and Randall M.* Why do sturgeon jump? Insights from acoustic investigations of the Gulf sturgeon in the Suwannee River, Florida. 4th international symposium on sturgeon, 8–13, July 2001, Oshkos, Wisconsin // *Extended abstracts, Poster Papers* // Oshkos, Wisconsin, 2001. P. 95–96.
- Kerr J.E.* Studies on fish preservation at the Contra Costa steam plant of the Pacific Gas and Electric Co., Calif. *Fish and Game Fish Bull.* 1953. N 92. P. 66.
- Kupfer G.A., Gordon W.G.* An evolution of the air bubble curtain as a barrier to alewives // *Com. Fish. Rev.* 1966. V. 28. N 9. P. 1–9.
- Larinier M.* Dam and Fish Migration // *World Commission on Dams. Environmental Issues, Dam and Fish Migration, Final Draft, June-30, 2000.* 30 p.
- Larinier M.* Upstream and downstream fish passage experience in France. In M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss eds. *Fish migration and fish bypasses* // London, Fishing News Books, Blackwell Science. 1998. P. 127–145.
- Larinier M.* Fish passage through culverts, rock weirs and estuarine obstructions // *B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic.*, 2002. N 364. P.119–134.

- Larinier M.* Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstruction to upstream migration. // Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. 364 suppl. P. 28–39.
- Larinier M.* Location of fishways. // Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. 364 suppl. P.39–54.
- Larinier M.* Baffle fishways. // B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. N 364. P. 83–101.
- Larinier M.* Fishways – general considerations // B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. N 364 suppl. P. 21–27.
- Larinier M., Marmulla G.* Fish Passes: types, Principles and Geographical Distribution – An Overview. P. 183–206 In: Welcomm R.L & T.Petr (Eds) Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Vol. 2. Publisher: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Regional Office for Asia and Pacific; Mekong River Commission (MRC), Fisheries Programme (FP). 2004.
- Larinier M., Travade F.* Downstream migration: problems and facilities. // Bull. Fr. Peche Piscic, 2002. 364 suppl. P. 181–205.
- Larinier M., Travade F., Porcher J.P.* Fishways: biological basis, design criteria and monitoring // B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. N 364 suppl. 208 p.
- Long C.W.* Diel movement and vertical distribution of juvenile anadromous fish in turbine intakes // Fish. Bull. 1968. Vol. 66. P. 599–609.
- Lorz H.W., Northcote T.G.* Factors affecting stream location, timing and intensity of entry by spawning Kokanee (*Oncorhynchus nerka*) into an inlet of Nicola Lake, British Columbia // J. Fish. Res. Board Can. 1965. Vol. 22, P. 665–687.
- Lucas K.S.* The mortality of fish passing through hydraulic turbines as related to cavitation and performance characteristics, pressure change, negative pressure, and other factors // Cavitation and hydraulic machinery: Proc. of IAHR (International Association for Hydraulic Research) symp / Ed. F. Numachi. Sendai, 1962. P. 307–335.
- Lundqvist H., Rivinoja P., Leonardsson K., McKinnell S.* Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulate driver and its effect on the population // Hydrobiologia. 2008. 602. N 1. P. 111–127.
- Lupandin A.I., Pavlov D.S., Scorobogatov M.A., Zakharchenko A.V.* Mechanism of body position alterations associated with pressure effects // Journal of Ichthyology. 2005. Vol. 45. Suppl. 2. P. S214–S222.
- Lyon E.P.* On rheotropism. I. Rheo-tropism in fishes // Amer. J. Physiol., 1904. Vol. 12. N 2. P. 149–161.
- Lyon E.P.* Rheo-tropism in fishes // Biol. Bull. 1905. Vol. 8. P 39–63.
- Marmulla G.*(ed.). Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution // FAO Fisheries technical paper N 419. 2001. 166 p.
- Marmulla G., Welcomme (eds).* Fish passes. Design, dimensions and monitoring. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Deutscher Verband fur Wasserwirtschaft und Kulturvau (DVWK). Roma, Italy. 2002. 118 p.
- Marquette W. M., Long C. W.* Laboratory studies of screen for diverting juvenile salmon and trout from turbine intakes // Nrans. Amer. Fish. Soc. 1971. N 3. P. 439–447.
- Marsh V.C., Corham F.P.* The gas disease in fishes // Rep. US. Fish. Commun. for 1904. 1905. P. 343–376.
- Marshall N.B.* The life of fishes. L. Weidenfeld and Nicolson. 1965. 402 p.
- Martinell H.* Alsspärr vid Granö Kraftverk I Mörrumsån // Svensk Fiskeri Tidskrift. N 1/2. 1965. P. 1–6.
- Massey J.B.* Summary report on juvenile downstream migrant fish passage and protection studies at Willamette Falls, Oregon: Final Rep. Columbia River Fish. Dev. Program, Project 912.4-SCR-1, Control No 14-17-0001-456. Portland (Ore): Oregon Game Comm. 1967. 234 p.

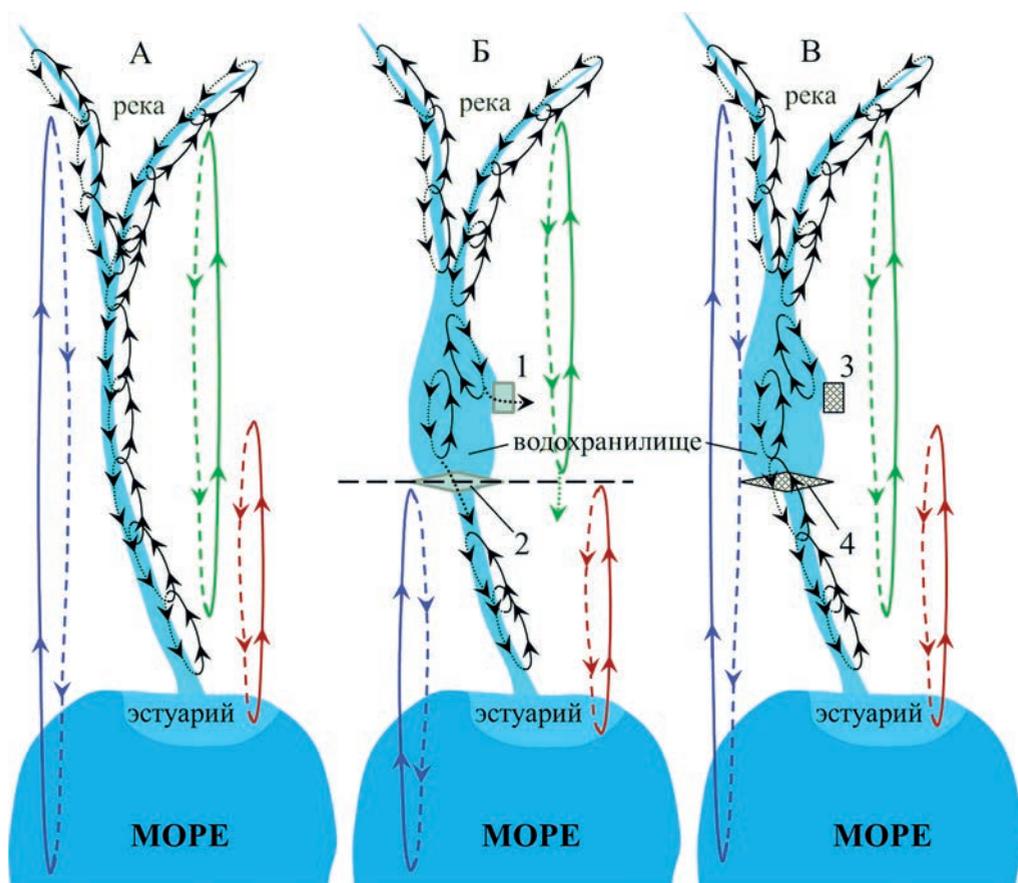
- Matthews G.M., Swan G.A., Smith J.R.* Improved bypass and collection system for protection of juvenile salmon and steelhead trout at Granite Dam // *Mar. Fish. Rev.* 1977. Vol. 39. N 7. P. 10–14.
- Mathur G., Heisey D.P., Euston E.T. et al.* Turbine passage survival estimation for Chinook salmon smolts (*Oncorhynchus tshawytscha*) at a large dam on the Columbia River // *Canad. J. Fish. Aquatic Sci.* 1996. Vol. 53. P. 542–549.
- McCleave James D., Horrall Ross M.* Ultrasonic tracking of homing cutthroat trout (*Salmo clarki*) in Yellowstone Lake // *J. Fish. Res. Board Can.* 1970. Vol. 27. N 4. P. 715–730.
- McCormick S.D., Hansen L.P., Quinn T.P., Saunders R.L.* Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1998. 55. Suppl.1.P. 77–92.
- McCutcheon F.H.* Pressure sensitivity, reflexes and buoyancy responses in teleosts // *Animal behavior.* 1966. Vol.14. N 2–3. P.204–217.
- McDowall, R.M.* The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analyses. *Reviews in Fish Biology & Fisheries.*1997. N 7. P. 443–462.
- McDowall, R.V.* Different kinds of diadromy: Different kinds of conservation problems // *ICES Journal of Marine Science.* 1999. N 56. P. 410–13.
- McKeown B.A.* Fish migration. Croom Helm London. Sydney. Timber press. Portland, Oregon. 1984. 190 p.
- McMillan F.O.* Electric fish screen // *Bull. Of the Bureau of Fish.* 1928. Vol. XLIV. P. 97–128.
- Meek A.* The migration of fishes. London. 1916. 477 p.
- Mesa M.G.* Effects of multiple acute stressors on the predator avoidance ability and physiology of juvenile chinook salmon // *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1994. Vol. 123. P. 786–793
- Metcalfe N.B., Huntingford F.A., Thorpe J.E.* Social effects on appetite and development in Atlantic salmon // *World Aquaculture Workshops.* 1992. N 2. P. 29–40.
- Monten J.F.* Fish and turbines: Fish injuries during passage through power station turbines // Stockholm: Vattenfall. 1985. 111 p.
- Moon P.F.* Engineering for fish // *Milit. Eng.* 1969. Vol. 61. N 399. P. 9–14
- Moore J.* Parasites and the behavior of animals. Oxford: (Oxford Univ. press). 2002. 295 p.
- Muir J.F.* Passage of young fish through turbines // *J. Power Div. Proc. Amer. Soc. Civil Eng.* 1959. Vol. 85. N1. P. 23–46.
- Myers G.S.* Usage of anadromous, catadromous and allied for Migratory Fishess // *Copeia.* 1949. N. 2. P. 89–97.
- Norman J.R.* A history of fish. London. 1931. 463 p.
- Northcote T.G.* Migratory strategies and production in freshwater fisher // *Ecol. Freshwater Fish Prod.* Oxford. 1978. P. 326–359.
- Northcote T.G.* Mechanisms of fish migration in rivers // “Mech. Migrat. Fishes. Proc. NATO Adv. Res. Inst., Acquafredda di Maratea, Dec. 13-17 1982”. New York; London. 1984. P. 317–355.
- Northcote T.G.* Migratory behavior of fish and its significance to movement through fish passage facilities. In *Fish Migration and Fish Bypasses / Eds. M. Jungwirth, S. Schmuto & Weiss.* Blackwell Science. Oxford 1998. P. 3–18.
- Pavlov D.S.* Downstream migrations of young fishes and stock replenishment in reservoirs and lakes // *Proc. V Congr. europ. Ichthyol., Stockholm* 1985. 1987. P. 325–328.
- Pavlov D.S.* Structures assisting the migration of non-salmonid fish, USSR // *FAO Fish. Techn. Pap.* 1989. Vol. 308. N 308. P. 1–97.
- Pavlov D.S.* The downstream migration of young fishes in river (Mechanisms and distribution) // *Folio zool.* 1994. Vol. 43. N 3. P. 193–208
- Pavlov D.S., Barus V., Nezdolij V.K. et al.* Downstream fish migration from Mostiste and Vestonice reservoirs // *Praha: Academia.* 1987. 63 p.

- Pavlov D.S., Borisenko E.S., Pashin V.M. Investigations of Spawning Migration and Assessment of Abundance of the Kamchatka Steelhead (*Parasalmo mykiss*) from the Utholok River by Means of Didson Dual-Frequency Identification Sonar // J. of Ichthyology. 2009. Vol. 49. N 11. P. 1042–1064.
- Pavlov D.S., Kostin V.V., Lupandin A.I. Development of downstream migration in roach larvae (*Rutilus rutilus* L.): The role of locomotor activity // Russ. J. Aquatic Ecol. 1997. Vol. 7. N 1. P. 75–82.
- Pavlov D.S., Kostin V. V., Lupandin A.I. The role of locomotor activity of roach (*Rutilus rutilus* L.) larvae in formation of downstream migration // Russian Journal of Aquatic Ecology. 1997. N 6(1–2). P. 85–91.
- Pavlov D.S., Kuzishchin K.V., Kirillov P.I. et al. Downstream migration of juveniles of Kamchatka mykiss *Parasalmo mykiss* from tributaries of the Utholok and Kol Rivers (Western Kamchatka) // J. of Ichthyology. 2005. Vol. 45. Suppl. 2. P. S185–S198.
- Pavlov D.S., Lupandin A.I., Kostin V.V., Nechaev I.V., Kirillov P.I., and Sadkovskii R.V. Downstream migration and behavior of juvenile roach *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) from two phenotypic groups // J. of Ichthyology. 2001. Vol. 41. Suppl. 2. P. S133–S179.
- Pavlov D.S., Lupandin A.I., Kostin V.V., Raukaranta M. et al. Migration of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) under the regulated flow of the Tuloma River (Kola Peninsula) // J. of Ichthyology. 2001. Vol. 41. Suppl. 2. P. 180–224.
- Pavlov D.S., Lupandin A.I., Skorobogatov M.A. The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish // J. of Ichthyology. 2000. Vol. 40. Suppl. 2. S. 232–261.
- Pavlov D.S., Lupandin A.I., Kostin V.V., Kirillov P.I., Sadkovskii R.V. Adaptational ability of Salmonids, Cyprinids, and Percids to changes in hydrostatic pressure / J. of Ichthyology. 2003. Vol. 43. Suppl. 2. P. S237–S242.
- Pavlov D.S., Mikheev V.N., Lupandin A.I., Skorobogatov M.A. Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies // Hydrobiologia. 2008. N 609. P. 125–138.
- Pavlov D.S., Mochev A.D., Borisenko E.S., Degtev A.I., Sharikov R.R., Degtev E.A. Biological Significance of the Gornoslinkinskaya Riverbed Depression in the Irtysh // J. of Ichthyology. 2006. Vol. 46. N 2. P. 125–133
- Pavlov D.S., Ruban G. I., Sokolov L.I. On the types of spawning migrations in sturgeon fish (Acipenseriformes) of the world fauna // J. of Ichthyology. 2002. Vol. 41. Suppl. 2. P. 225–236.
- Pavlov D.S., Sadkovskii R.V., Kostin V.V., Lupandin A.I. Experimental study of young fish distribution and behaviour under combined influence of baro-, photo- and thermo-gradients // J. Fish Biol. 2000. 57. P. 69–81.
- Pavlov D.S., Tjurjukov S.N. Reactions of dace to linear accelerations // J. Fish Biol. 1995. 46. N 5. P. 768–774.
- Pavlov D.S., Vilenkin B.Ya. Present state of environment, biota and fisheries of the Volga River / Proceedings of the international symposium «Large River Symposium» (LARS). Ottawa. 1989. P. 504–514.
- Peňáz M. Early development of the *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758) // Acta Sc. Nat. 1975. Brno 9 (11). P. 1–35.
- Popper A.N., Balletto J., Strait K., Winchell F., Wells A.W., Vaskis M. Preliminary evidence for the use of sound to decrease losses of aquatic organisms at a power plant cooling water intake // Bioacoustics. 2002. Vol. 12. P. 306–308
- Porcher J.P. Fishways for eels // B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic. 2002. N 364 suppl. P. 102–118.

- Powers P.D., Orsborn J.F., Bumstead T.W., Klinger Kingsley S., Mih W.C.* Fishways—an assessment of their development and design. Bonneville Power Administration, US Department of Energy. Portland, OR. 1985 N DOE/BP-36523-4
- Taguchi Masashige, Lia James C.* Rainbow trout consume less oxygen in turbulence: the energetic of swimming behaviors at different speeds // *The Journal of Experimental Biology*. 2012. N 214. P. 1428–1436.
- Quin T.P.* The behavior and ecology of pacific salmon trout // Ottawa: Univ. of Wash. Press, 2005. 232 p.
- Ruthener F.* Grundris der Limnologie. 1962. 212 s.
- Scott J., Paykel E., Morriss R. et al.* Cognitive-behavioural therapy for severe and recurrent bipolar disorders. Randomised controlled trial // *British Journal of Psychiatry*. 2006. Vol. 188. P. 313–320.
- Shapovalov L., Taft A.C.* The life histories of the steelhead rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*) with special reference to Waddell Creek, California, and recommendations regarding their management // *Fish. Bull. Calif. Dep. Fish. Game.*, 1954. N 98. P. 375.
- Schiemenz T.* Ersatz des instinktmässigen Wanderns der Fische in Fischtreppen durch das reflektorische Wandern als Grundlage zum Bali von Fischtreppen, sowie die Orientierung und das Verhalten der Fische in Fischtreppen // *Z. Fischerei*. Bd. VI. H. 1–7. 1957. S. 64–84.
- Scheuring L.* Die Wanderung der Fische. I. *Ergedn. Biol.*, 1928 (8) Bd. 3. S. 405–691.
- Scheuring L.* Die Wanderung der Fische. II. I, 1930. Bd. VI. S. 4–304.
- Schoeneman D.E., Pressey R.T., Junge C.O. Jr.* Mortalities of downstream migrant salmon at McNary dam // *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1961. Vol. 90. P. 58–72.
- Scruton D.A., Pennell C.J., Robertson M.J., Clark K.D., Eddy W., Mc Kinley R.S.* Telemetry studies of the passage route and entrainment of downstream migrating wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts at two hydroelectric installation on the Exploits River, Newfoundland and, Canada. *Aquatic Telemetry Rome*. 2005. P. 91–102.
- Smith J.R., Farr W.E.* Bypass and collection system for protection of juvenile salmon and trout at Little Goose Dam // *Mar. Fish. Rev.* 1975. Vol. 37. N 2. P. 31–35.
- Spedicato M.T., Lembo G., Marmulla G. (eds.)*. *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proceedings of the Fifth conference on fish telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9–13 June 2003. Rome. FAO/COISPA. 2005. 295p.
- Spindler J.C.* Loss of game fish in relation to physical characteristics of irrigation – canal intakes // *The journal of Wildlife Management*, 1955. Vol. 19, N 3. P. 375–382.
- Stanley E.N., Doyle M.W.* Trading off: the ecological effects of dam removal // *Front. Ecol. Environ.* 2003. Vol. 1. N 1. P. 15–22.
- Stier D.J., Kynard B.* Use of radio telemetry to determine the mortality of Atlantic salmon smolts passed through a 17MW Kaplan turbine at a low head hydroelectric dam // *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1986. Vol. 115. P. 771–775.
- Taguchi Masashige and Lia James C.* Rainbow trout consume less oxygen in turbulence: the energetics of swimming behaviors at different speeds // *Journal of Experimental Biology*, 2011. N 214. P. 428–1436.
- Taylor E.B., McPhail J.D.* Variation in Burst and Prolonged swimming performance among British Columbia populations of Coho Salmon // *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 1985. Vol. 42. P. 2020–2033.
- Taylor E.B., McPhail J.D.* Prolonged and burst swimming in anadromous and fresh water three spine stickleback, *Gasterosteus aculeatus* // *Canadian Journal of Zoology Revue Canadienne de Zoologie*. 1986. N 64. P. 416–420.

- Technical evaluation of the utility of intake approach velocity as an indicator of potential adverse environmental impact under clean water act section 316(b), EPRI, Palo Alto, CA, 2000/1000731.
- Thompson L.C., Cocherell S.A., Chun S.N., Cech J.J., Klimley A.P.* Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse // *Environ. Bio. Fish.* 2011. Vol. 90. N 3. P. 253–261.
- Thompson A.M., O'Connor R.R., Timko M.A., Sullivan L.S. et al.* Evaluation of downstream juvenile steelhead survival and predator-prey interactions using JSATS through the Priest Rapids reservoir in 2011. // 2012, Public Utility District N 2 of Grant County, Washington.
- Thorpe J.E.* Downstream movements of juvenile salmonids: a forward speculative view // *Mechanism of Migration in Fishes.* N.Y. and L.: Plenum Press. 1982. P. 387–395.
- Thorpe J.E.* Smolting versus residency developmental conflicts in salmonids // *Amer. Fish. Soc. Symp.* 1987. N 1. P. 244–252.
- Thorpe J.E.* Salmon migration. *Sci. Prog. Oxf.* 1988. 72. P. 345–370.
- Thorpe J.E.* Development variation in salmonid populations // *J. Fish Biol.* 1989. Vol. 35, supp. A. P. 295–303.
- Thorpe J.E., Ross L.G., Struthers G., Watts W.* Tracking Atlantic salmon smolts, *Salmo solar L.*, through Loch Voil, Scotland. // *Journal of Fish Biology.* 1981. N 19. P. 519–537.
- Travade F., Dartiguelongue J., Larinier M.* Devalaison et franchissement des turbines et ouvrages energetiques: lexperience EDF/Hoyille Blanche. 1987. N 1/2. P. 125–134.
- Travade F., Larinier M.* Fish locks and fish lifts. // *B.F.P.P.: Bull. Fr. Peche Piscic.*, 2002. N 364. P. 102–118.
- Trefethen Parker S.* Effect of impoundments on migratory fish, fish-passage research, reviews of progress, 1961–1966, U.S. Bur. of Comm. Fish. Circular 254.3-5, Seattle, WA, October, 1968. 24 p.
- Trefethen Parker S.* Effect of impoundments on migratory fish. Fish-passage research, reviews of progress // U.S. Bur. of Comm. Fish. Circular 254 3–5, Seattle, WA, October. 1968. P. 1961–1966.
- Trefethen Parker.* Man's impact on the Columbia River // *River ecology and man.* Inc. N.Y.; Acad. Press, 1972. P. 77–98.
- Tsukamoto Katsumi, Kajihara Takeshi, Nishiwaki Masaharu.* Swimming ability of fish. –“NIPPON SUISAN GAKKAISHI Bull. Jap. Soc. Sci. Fish”. 1975. Vol. 41, N 2. P. 167–174.
- Tsunesumi Naoto.* Development of a new fishway for various fish species and cost reduction. SO JARQ: Jap. Agr. Res. Quart. 2002. 36. N 4. P. 201–209.
- Turnpenny A.W.H.* Swimming performance of juvenile sprat, *Sprattus sprattus L.*, and herring, *Clupea harengus L.*, at different salinities // *J. Fish Biol.* 1983. N 23. P. 321–325.
- Turnpenny A.W.H., Davis M.H., Fleming J.M., Davies J.K.* Experimental studies relating to the passage of fish and shrimps through tidal power turbines / *Marine and Freshwater Biol. Unit, National Power.* South Hampton: Fawley. 1992.
- Turnpenny A.W.H., Clough S.C.* Physiological abilities of migration fish. Free Passage for Aquatic Fauna in River and other Water Bodies. / *International DWA Symposium on Water Resources Management.* 3–7 April. 2006. P. 12–23.
- Van Derwalker J.G.* Response of salmonids to low-frequency sound. – In the “Marine bioacoustics” ed. W. Tavolga. 1967. Vol. 2. P. 45–54. Disc. P. 55–58.
- Veselov A.E., Kazakov R.V., Sysoyeva M.I., Bahmet I.N.* Ontogeny of rheotactic and optomotor responses of juvenile Atlantic salmon // *Aquaculture.* 1998. N 168. P. 17–26.
- Vibert R.* General report of the Working Party on the application of electricity to Inland fishery biology and management // *Fish. Electricity, London, Fish. Newa.* 1967. P. 3–51.

- Warner G.H.* Report on the air-jet fish-deflection tests // *Progressive Fish. Cult.* 1956. Vol.18. N 1. P. 39–41.
- Webb P.W.* Hydrodynamics and energetic of fish propulsion // *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 1975. N 190. 159 P. ill
- Webb P.W.* Swimming. In “The Physiology of Fish” (Evans, D.H., Ed.) Second ed., CRC Press Boca Raton. 1998. P. 3–24.
- Wedemeyer G.A.* Physiology of Fish in Intensive Culture Systems // Springer. 1996. 232 p.
- Welcomme R. L.* River fisheries. // *FAO Fisheries technical paper.* 1985. N 262. 330 p.
- Williams J.G., Armstrong G., Katapodis C., Larinier M., Travade F.* Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions // *River Research and Applications.* 2011. Wiley Online Library DOI: 10.1002/rra.1551.
- Wohlschlag D.E.* Metabolic requirement for the swimming activity of three antarctic fishes. *Science.* 1962. Vol. 137. № 3535. P. 1050–1051.
- Woodhead A.D.* The migrations of fish. // *World Fish.* 1963. Vol. 2. 12. N 4. P. 36–38
- Young P., Cech J.J., Thompson L.C.* Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: A brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs // *Reviews in Fish Biology and Fisheries.* 2011. Vol. 21 (4). P. 713–731.
- Zitek., Muhlbauer M., Schmutz S.* Management and ecological note/ A low cost, flood-resistant weir to monitor fish migration in small- and medium-sized rivers // *Fisheries Management and Ecology.* 2009. Vol. 16. P. 413–419.
- Zhou Y.* The swimming behaviour of fish in towed gears; a reexamination of the principles // *Work. Pap., Dept. Agric. Fish. Scotl.* 1982. N 4. P. 1–55.



Трассы миграций рыб: (— — —) — проходных, (— — —) — полупроходных, (— — —) — реодромных, (— — —) — туводных; (→) — нерестовые миграции, (→) — покатные миграции, (.....) — попадание и гибель рыб в водозаборах и ГЭС. Сооружения: 1 — водозабор, 2 — плотина, 3 — водозабор с рыбозащитным сооружением, 4 — плотина с рыбозащитным и рыбопропускным сооружениями

Рис. 1.1. Схемы миграционных колец в естественных условиях и при антропогенных изменениях стока

А – естественные условия, Б – зарегулированная река с водозаборами без рыбозащитных и рыбопропускных сооружений, В – зарегулированная река с водозаборами при наличии рыбозащитных и рыбопропускных сооружений

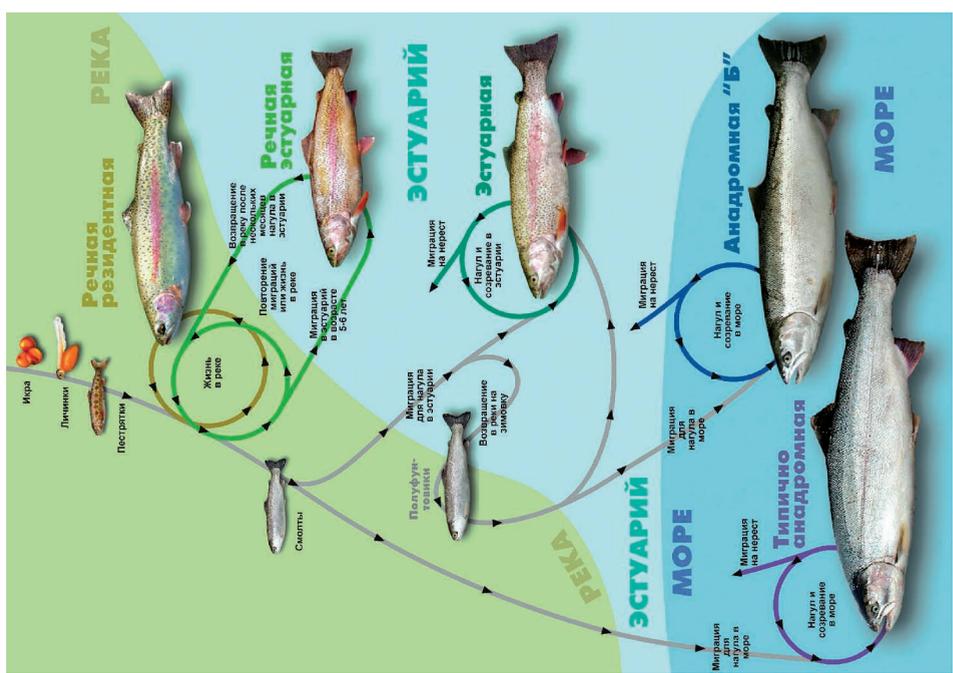


Рис. 1.3. Миграционные (жизненные) стратегии микижи *Parasalmo mykiss* (по Павлов и др., 2007)

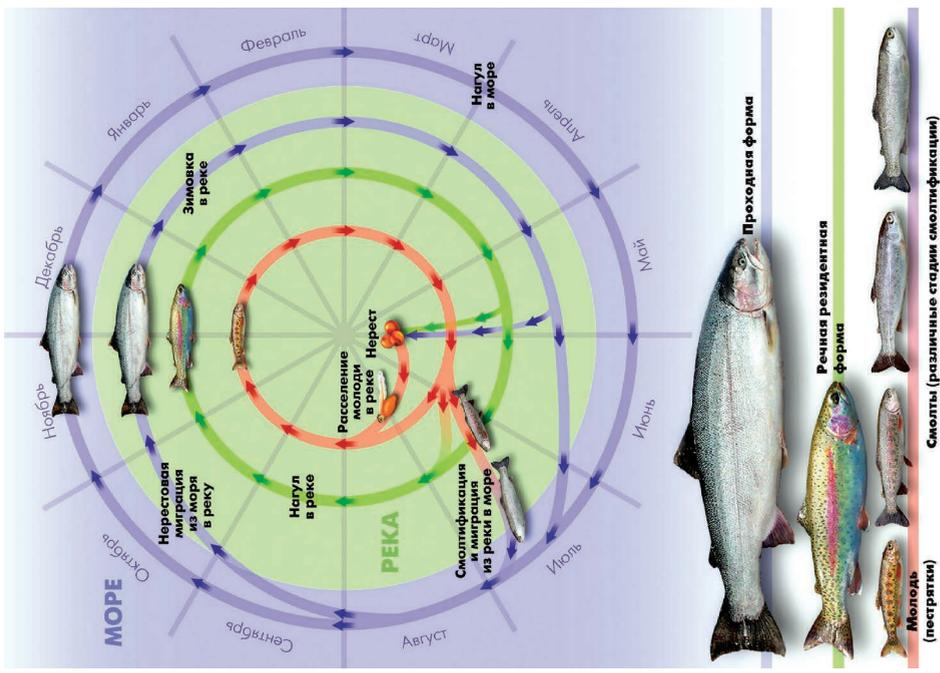


Рис. 1.2. Схема жизненного цикла микижи *Parasalmo mykiss* (по Павлов и др., 2007)

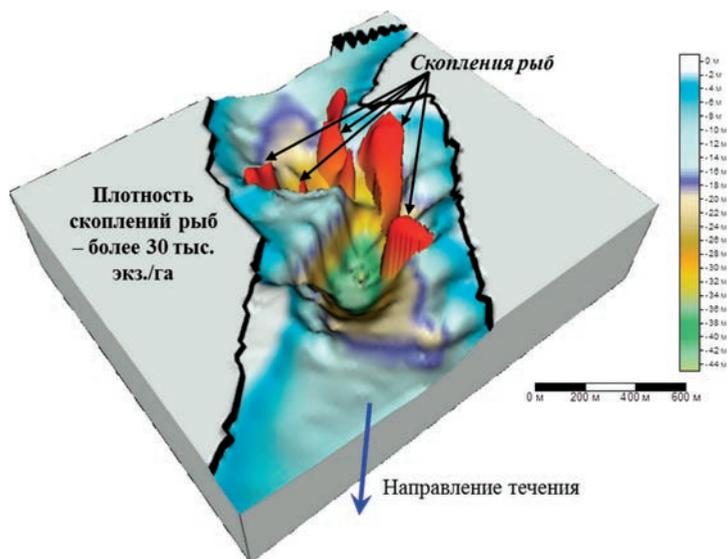


Рис. 3.1. Распределение рыб на акватории Горнослинkinской русловой ямы р. Иртыш, по данным гидроакустических съемок, проведенных в июле 2005 г. (по Pavlov et al., 2006)

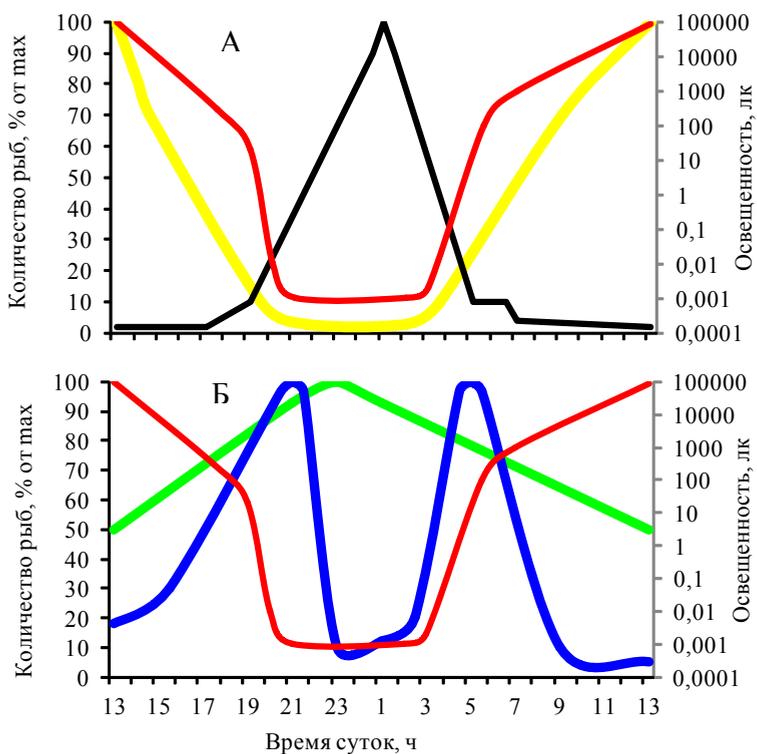


Рис. 3.9. Типы суточной динамики нерестовых миграций рыб (по Павлов, 1979)
 А: (—) — дневной, (—) — ночной; Б: (—) — круглосуточный, (—) — сумеречный; (—) — освещенность

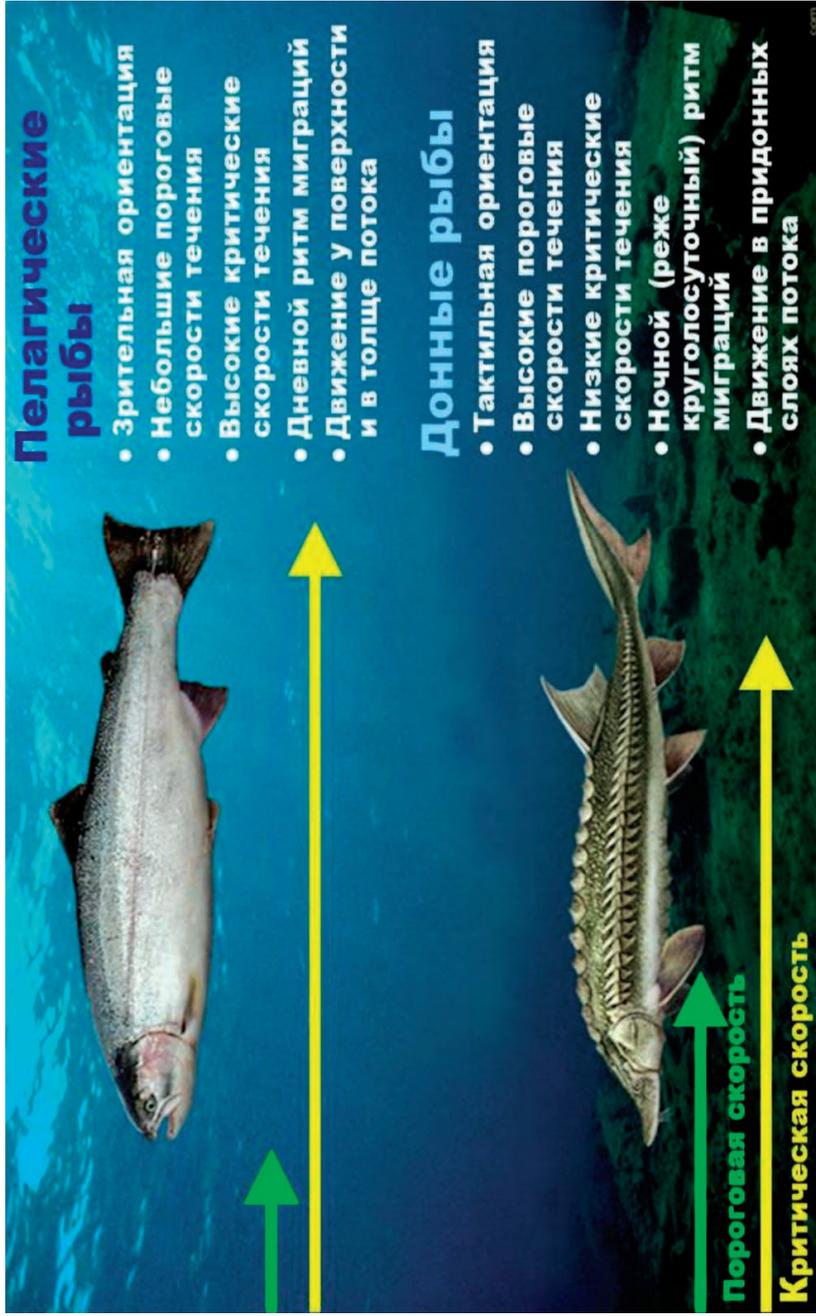


Рис. 3.15. Стереотипы миграционного поведения пелагических и донных рыб

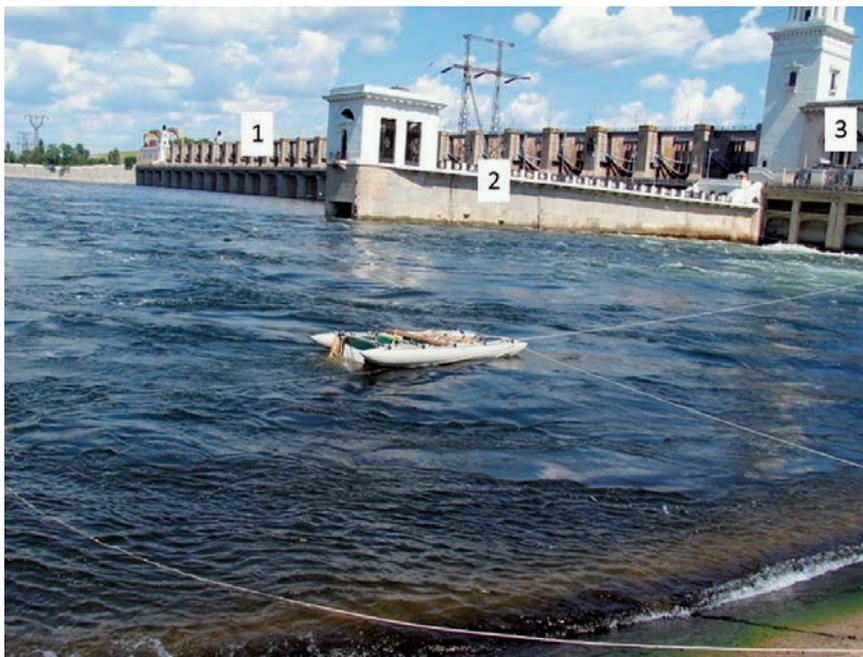


Рис. 5.12. Цимлянский гидроузел с рыбоподъемником (фотография В.В. Костина)
 1 – водосливная плотина, 2 – рыбопропускное сооружение (рыбонакопительный лоток), 3 – здание ГЭС



Рис. 5.15. Тиховский гидроузел с рыбопропускными сооружениями
 1 – судоходные шлюзы, 2 – рыбопропускные шлюзы;  – направление течения



Рис. 5.17. Федоровский гидроузел с рыбопропускным шлюзом
 1 – судоходный шлюз, 2 – рыбопропускной шлюз, 3 – водосливная плотина, 4 – рыбоход Солдатов;
 ➡ – направление течения



Рис. 5.23. Краснодарский гидроузел с механическим рыбоподъемником
 1 – пролеты водосливной плотины, 2 – механический рыбоподъемник, 3 – электрорыбозаградитель;
 ➡ – направление течения



Рис. 5.38. Фрагмент лестничного рыбохода Нижне-Тулومского гидроузла (фотография Г.Г. Филиппова)



Рис. 5.40. Падунский порог на р. Печа
1 — порог, 2 — входной оголовок нового рыбохода (за деревьями), 3 — выходной оголовок нового рыбохода, 4 — остатки старого рыбохода



Рис. 5.43. Новый лестничный рыбоход на р. Печа



Рис. 5.44. Лестничный рыбоход Аушигерского гидроузла на р. Черек. Общий вид (фотография Г.Г. Филиппова)

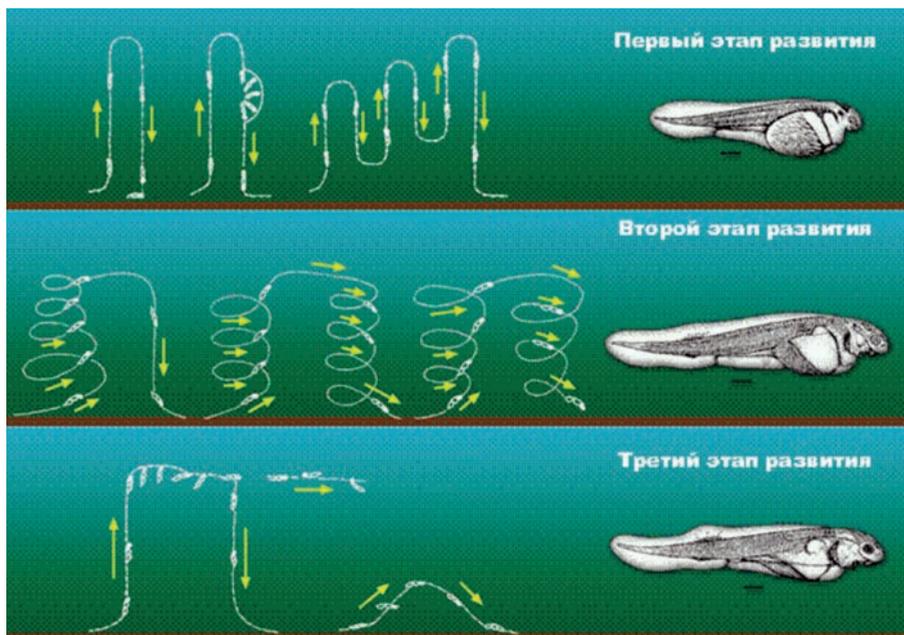


Рис. 6.5. Траектории «свечек» предличинок осетровых рыб (по Павлов и др., 1981)

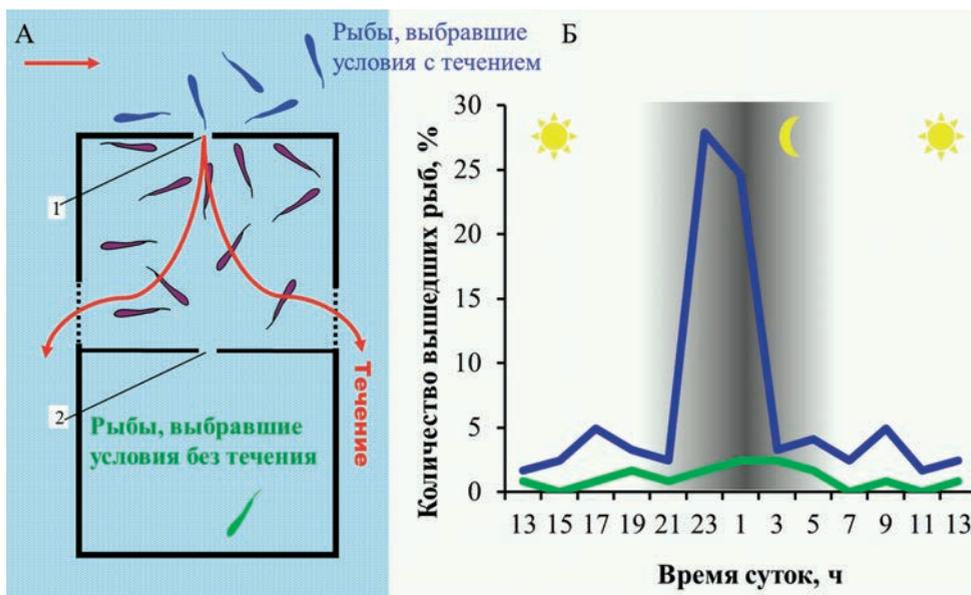


Рис.6.8. Выход рыб из экспериментальных камер в щелевые отверстия с течением (1) и без него (2) (по Павлов, Лупандин, Костин, 2007)

А – схема экспериментальной установки, Б – суточная динамика выхода рыб; (---) – выход рыб в щелевые отверстия против течения, (---) – выход рыб в щелевые отверстия без течения. Затемнение фона – сумеречно-ночной период; 100% – число экспериментальных рыб

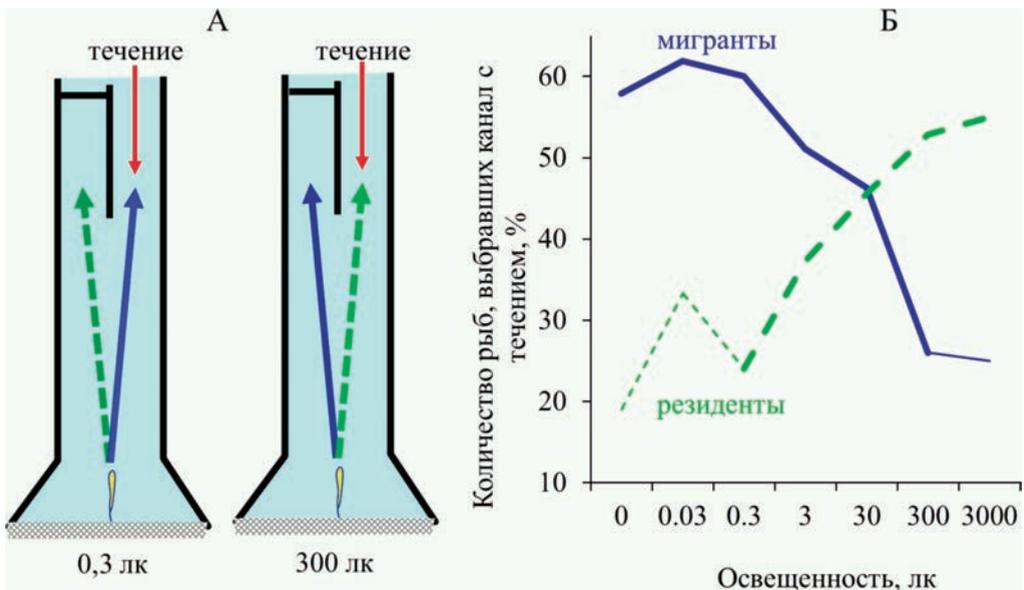


Рис. 6.9. Реопреферendum личинок плотвы из фенотипических групп – мигранты и резиденты (по Павлов, Лупандин, Костин, 2007)
 А – схема экспериментальной установки (зеленая стрелка – резиденты, синяя стрелка – мигранты),
 Б – реопреферendum плотвы при разной освещенности. Тонкими линиями обозначены точки, где выбор рыб статистически не отличается от случайного

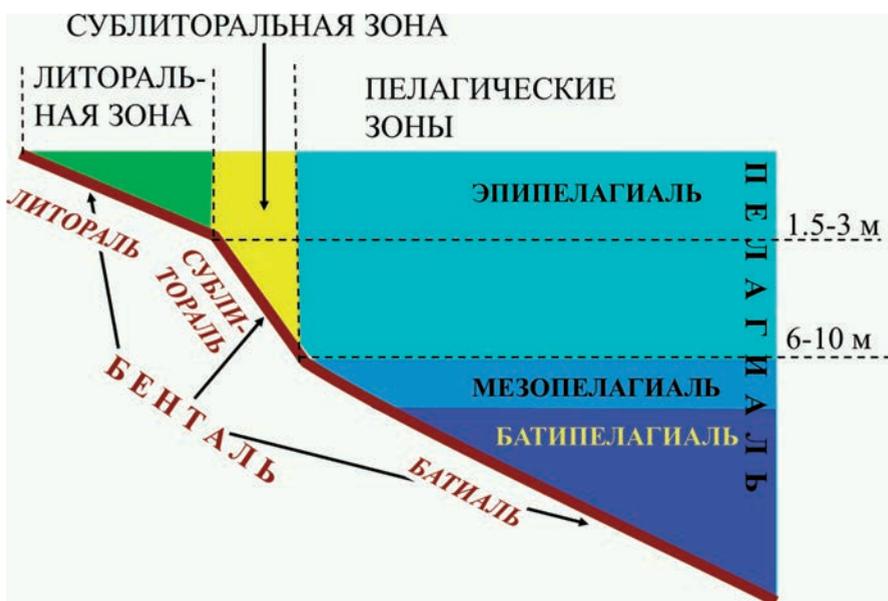


Рис. 6.16. Схема экологических зон в водоемах с замедленным водообменном (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

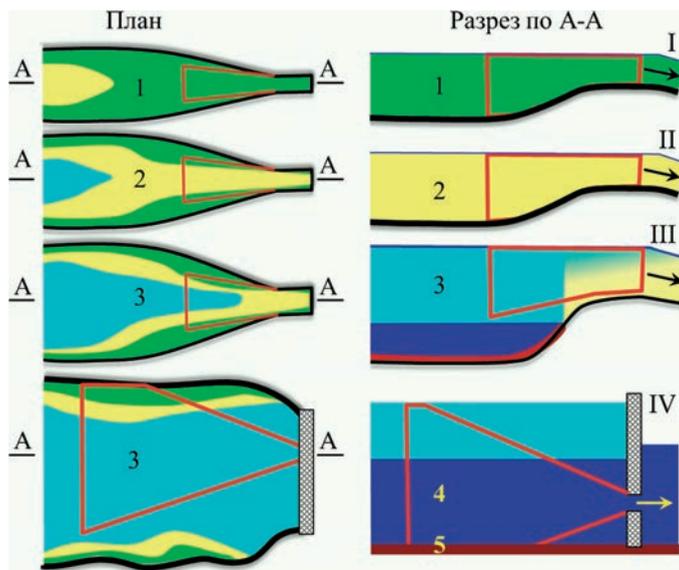


Рис. 6.17. Схема изъятия стока при разных типах (I–IV) экологической зональности изъятия стока (ЭЗИС) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)
 Экологические зоны: 1 – литоральная, 2 – сублиторальная, 3 – эпипелагиаль, 4 – батипелагиаль, 5 – батияль; (–) – границы района изъятия стока; \longrightarrow – направление течения.
 Цвета экологических зон даны как на рис. 6.16

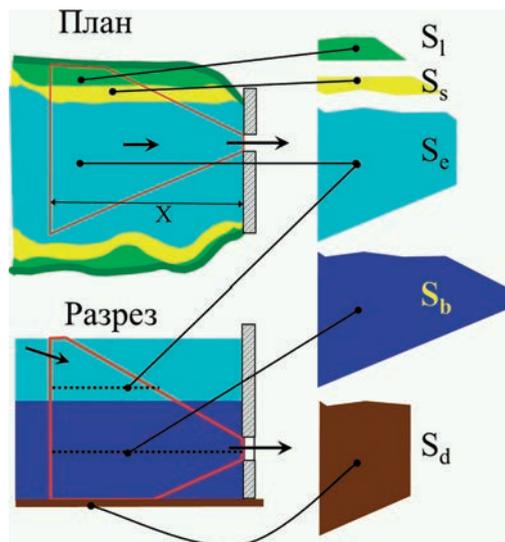


Рис. 6.18. Схема воздействия стокового течения на экологические зоны водоема (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)
 Площадь воздействия стокового течения на: S_1 – литоральную зону, S_s – сублиторальную зону, S_c – эпипелагиаль, S_b – батипелагиаль, S_d – батияль; (---) – граница зоны влияния водозабора, X – длина района изъятия стока; (•••) – плоскость измерения площади; \longrightarrow – направление течения. Цвета экологических зон даны как на рис. 6.16

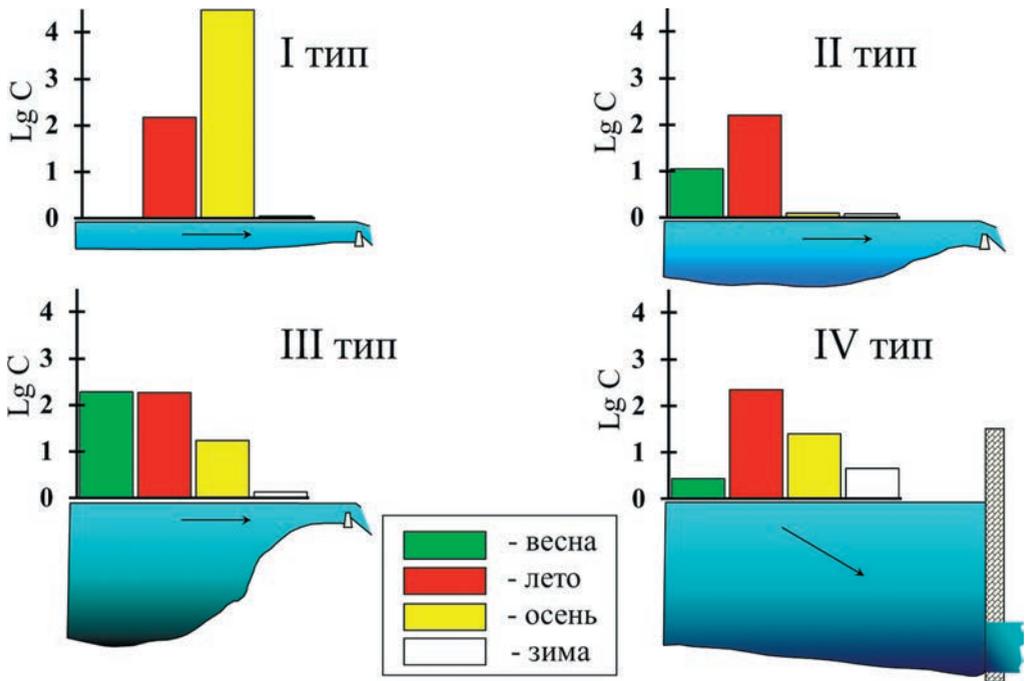


Рис. 6.24. Схемы вертикальных разрезов приллотинных участков верхнего бьефа при разных типах (I–IV) ЭЗИС и сезонная динамика концентрации (C) покатников из водоемов (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)

→ – направление течения

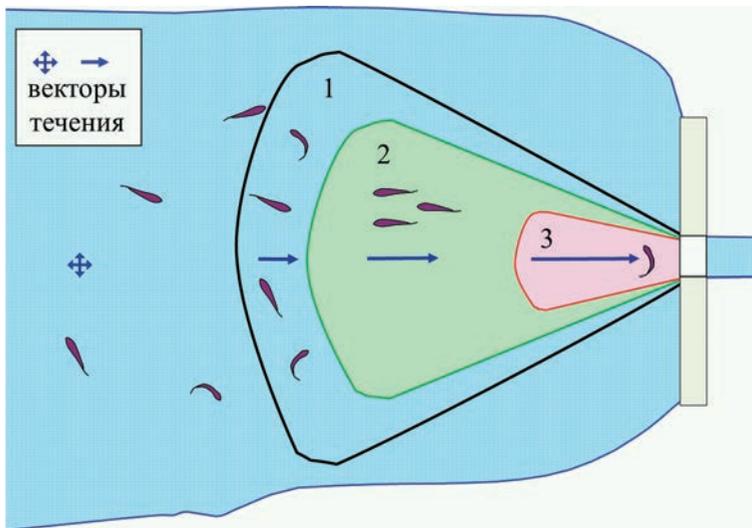


Рис. 6.25. Схема расположения зоны влияния водозабора (1), зоны реагирования (2) и зоны критических скоростей течения (3) (по Павлов, Лупандин, Костин, 1999)



Рис. 7.23. Жалюзийное рыбозащитное устройство водозабора Дорогобужской ГРЭС
1 – жалюзийные решетки, 2 – струеобразующие насадки

Научное издание

Дмитрий Сергеевич ПАВЛОВ
Михаил Александрович СКОРОБОГАТОВ

МИГРАЦИИ РЫБ В ЗАРЕГУЛИРОВАННЫХ РЕКАХ

М.: Товарищество научных изданий КМК. 2014. 413 с.

Компьютерная верстка: Св. Найденко

Подписано в печать 14.11.2014. Формат 70x100/16
Гарнитура Таймс. Бумага офсетная № 1. Печать офсетная.
Уч.-изд. л. 35. Тираж 300 экз. Заказ 655.

Отпечатано в ООО “Галлея-принт”