

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО НАУЧНЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ ФЕДЕРАЛЬНОЕ
ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ТИХООКЕАНСКИЙ ИНСТИТУТ ГЕОГРАФИИ
ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО ОТДЕЛЕНИЯ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

На правах рукописи

Катрасов Сергей Валериевич

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАЙОНОВ РАЗМЕЩЕНИЯ И ОЦЕНКА ПРОДУКТИВНОСТИ
ПЛАНТАЦИЙ МАРИКУЛЬТУРЫ НА ОСНОВЕ РЕЗУЛЬТАТОВ
МОДЕЛИРОВАНИЯ

1.6.21 – геоэкология (науки о Земле)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени

кандидата географических наук

Научный руководитель:

кандидат технических наук

Бугаец Андрей Николаевич

Владивосток – 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	3
Глава 1. Современное состояние вопросов использования численного моделирования для оценки продуктивности марикультуры	9
1.1 История развития систем моделирования в гидробиологии.....	15
1.2 Применение ГИС для размещения и управления марифермами.	22
1.3 Интегрированные системы управления марифермами	29
1.4 Российский опыт оценки продуктивной емкости на Дальнем Востоке РФ	33
Глава 2. Объекты исследования	44
2.1 Физико-географическая характеристика района исследований	44
2.2 Геоморфология водосбора бухты Воевода.	58
2.3 Промысловые гидробионты, обитающие в бухте Воевода	64
Глава 3. Структура моделирующего комплекса	66
3.1. Гидрологическая модель формирования стока SWAT (Soil and Water Assessment Tool)	67
3.2 Программный комплекс DELFT3D.....	78
3.2.1 Delft3D-FLOW	79
3.2.2 D-Water Quality Delft3D (модуль качества воды)	88
3.3 Модель управления ресурсами аквакультуры на фермах FARM (Farm Aquaculture Resource Management)	91
Глава 4. Оценка продуктивности акватории бухты Воевода о. Русский при выращивании устрицы гигантской	95
4.1. Моделирование гидродинамического режима бухты Воевода	96
4.2. Определение оптимальных районов культивирования устрицы гигантской	104
4.3. Моделирование продукционных характеристик	106
4.4. Моделирование продуктивности устрицы гигантской	109
4.5. Оценка пространственной неоднородности продуктивности устрицы гигантской в б. Воевода	114
Заключение	121
Список литературы	123

Введение

Актуальность исследования связана с задачами планирования новых и оптимизации существующих марикультурных хозяйств, разработки информационных и моделирующих систем, внедрения в практику продукционной гидробиологии методов определения оптимальной численности культивируемых видов в природных сообществах и объёмов пространства, в которых аквакультуру возможно поддерживать в течение длительного периода без ущерба для окружающей среды. Обоснование наиболее эффективных форм развития аквакультуры является сложной и окончательно нерешенной задачей [McKindsey et al. 2006; Ferreira et al. 2008b; Гаврилова, 2012; Aguilar-Manjarrez et al., 2017]. Эффективность культивирования является результатом взаимодействия биотических (обеспеченность пищевых потребностей гидробионтов) и абиотических факторов (температура, солёность, скорость течения, содержание растворенного кислорода) в прибрежной экосистеме, учет влияния которых, как и их интегрального воздействия, остается сложной задачей, поскольку об эффекте взаимодействия и характере пространственно-временной изменчивости этих параметров обычно известно намного меньше, чем необходимо для обоснования и планировании марикультурной деятельности. Указанные проблемы в значительной степени могут быть решены путем проведения комплексных исследований с привлечением результатов гидродинамического и биогеохимического моделирования, позволяющих объективно учесть пространственную неоднородность условий культивирования гидробионтов и сделать мотивированный выбор районов донного выращивания и размещения установок с учетом эффективности производства и рисков, возникающих в результате воздействия неблагоприятных гидрометеорологических факторов, в том числе в условиях недостатка или отсутствия данных наблюдений. Данное исследование посвящено методическим и практическим подходам к решению обозначенных выше задач.

Целью исследования является разработка методов определения мест оптимального размещения донных и садковых плантаций марикультуры, долгосрочного прогноза продуктивности гидробионтов, оптимизации и устойчивого функционирования существующих марикультурных хозяйств в условиях недостатка или отсутствия данных наблюдений за параметрами среды культивирования на основе комплекса численных моделей, описывающих условия формирования стока на прилегающем к акватории водосборе, продуцирования и перераспределения первичной продукции по акватории в результате воздействия гидродинамических факторов.

Основными задачами исследования являются:

- анализ проблем и перспектив развития методов определения и оценки продуктивности районов культивирования марикультуры;
- расчет гидродинамического режима объекта исследования и построение пространственного распределения обеспеченных значений горизонтальных скоростей течений и солености, с учетом влияния берегового стока;
- на основе данных гидродинамического и биогеохимического моделирования выполнить расчет пространственного распределения обеспеченных значений продуктивности гидробионтов при садковом и донном выращивании;
- выполнить районирование акватории объекта исследования по условиям культивирования гидробионтов и дать общие рекомендации по практическому использованию полученных картосхем;

Объектом исследования является бухта Воевода (о. Русский, залив Петра Великого, Японское море) – один из наиболее перспективных районов для марикультурной деятельности, расположенный на юге Приморского края.

Предметом исследования является пространственная изменчивость доминирующих факторов, определяющих эксплуатационную емкость вмещающих экосистем и устойчивость функционирования плантаций двустворчатых моллюсков.

Область исследования соответствует паспорту специальности ВАК, шифр 1.6.21 – Геоэкология (Науки о Земле) по пунктам: 1.6. Глобальные и региональные экологические кризисы – комплексные изменения окружающей среды, приводящие к резкому ухудшению условий жизни и хозяйственной деятельности. Геоэкологические последствия природных и техногенных катастроф; 1.14. Моделирование геоэкологических процессов; и 1.16. Геоэкологические аспекты устойчивого развития регионов.

В ходе исследования определены последствия катастрофических паводков для объектов аквакультуры в районе исследования и риски культивирования, выраженные в виде обеспеченных значений продуктивности моллюсков в зависимости от изменчивости условий выращивания. Проведено моделирование гидрологических и биогеохимических характеристик вод, и динамики продуктивности гидробионтов в районе исследования. Построены карты обеспеченных значений продуктивности гидробионтов и распределения гидрологических и биогеохимических характеристик вод в районе исследования. Даны общие рекомендации по использованию представленных картосхем при планировании марикультурной деятельности.

В качестве методической основы использованы четыре модели: формирования стока (SWAT 2012); гидродинамики (Delft3D-Flow); биогеохимии (DELWAQ) и управления системой аквакультурных ресурсов (FARM), региональные рекомендации по выращиванию гидробионтов (Кучерявенко, Жук, 2011, Гаврилова, 2011), методы физического и биогеохимического моделирования, статистического и пространственного анализа.

Научная новизна заключается в применении набора численных моделей для разработки региональной методики районирования прибрежных акваторий и оценки продуктивности марикультурных хозяйств с учетом факторов риска, связанных с экстремальным воздействием гидрометеорологических условий.

Практическая значимость проведенных исследований. В представленной работе с помощью интеграции широко применяемых в мировой практике

численных моделей, продемонстрирован пример технического решения, направленного на обеспечение устойчивого развития и поддержки принятия решений в области управления ресурсами аквакультуры. Представленные картосхемы благоприятных районов разведения и обеспеченных значений модельной продуктивности гидробионтов могут быть использованы при планировании размещения садковых и придонных плантаций с учетом гидродинамического режима бухты, особенностей производства и обеспеченности первичной продукцией, оптимальных с точки зрения допустимых, для каждого отдельного производителя, рисков. Результат диссертационной работы – «Метод определения районов размещения плантаций марикультуры на основе результатов гидродинамического моделирования» представлен в информационном сборнике «Важнейшие научные результаты, полученные в 2019–2020 годах в ходе выполнения программы фундаментальных научных исследований государственных академий наук на 2013–2020 годы, готовые к практическому применению» (Российская академия наук, Москва, 2022, <http://www.ras.ru/news/shownews.aspx?id=276bc40f-6196-4bff-9b2d-605aeea1d783#content>, дата обращения 30.12.2022).

Основные положения и выводы диссертационного исследования могут быть использованы при реализации национальной программы долгосрочного развития Дальнего Востока (до 2030 г.), в которой одним из перспективных направлений для южных районов ДФО определена марикультура, а также региональных программ повышения эффективности, проводимой в стране государственной политики в области устойчивого природопользования.

Защищаемые положения:

Типовая структура моделей и методов статистической и пространственной постобработки результатов позволяет разрабатывать вероятностные долгосрочные прогнозы продуктивности водных объектов и пространственно-временную вариабельность основных параметров, которые определяют планирование марикультурной деятельности с учетом рисков воздействия неблагоприятных гидрометеорологических факторов.

Метод районирования прибрежных акваторий на основе результатов гидродинамического моделирования с учетом распределенного и руслового притока пресных вод к акватории с выделением линий равной обеспеченности значений скоростей и солености, входящих в диапазон благоприятных условий культивирования, является основой выделения зон культивирования марикультуры.

Карты пространственного распределения обеспеченных значений продукционных характеристик и продуктивности плантаций позволяют выполнять долгосрочное планирование марикультурной деятельности на основе вероятностной оценки повторяемости событий, при которых будут превышены допустимые критерии выживаемости для гидробионтов по физико-химическим и биологическим параметрам.

Обоснованность и достоверность результатов работы. Полученные результаты согласуются с основными достижениями мировой науки и региональными данными в области исследований. Моделирование процессов формирования стока и гидродинамического режима выполнено с помощью широко известных численных моделей с открытым кодом на основе данных сети гидрометеорологического мониторинга Росгидромета и результатов исследований институтов ДВО РАН. При расчете продуктивности плантаций использованы региональные рекомендации по культивированию гидробионтов.

Личный вклад автора. Все результаты работы, включая моделирование процессов формирования стока на водосборе, гидродинамических, биогеохимических и продукционных процессов на акватории района исследования, статистический анализ результатов моделирования и построение карт пространственного распределения обеспеченных значений были выполнены лично автором или при его непосредственном участии.

Апробация работы и использование результатов. Исходные материалы получены в рамках работы автора по теме Государственного задания Тихоокеанского института географии ДВО РАН - FWMW-2024-0003. Основные

положения диссертации доложены в ходе трех научных конференций: 1) «Геосистемы северо-восточной Азии: природа, население хозяйство территорий», Владивосток, 23-24.04.2021; 2) «XVI научное совещание географов Сибири и Дальнего востока», Владивосток, 28.09–01.10. 2021; 3) «Геосистемы северо-восточной Азии: географические факторы динамики и развития их структур», Владивосток, 21-22.04.2022.

Публикации. По теме исследования опубликовано 7 работ, отражающих основные положения исследования, в том числе 4 статьи в журналах, рекомендованных ВАК Минобрнауки России и индексируемых международной системой цитирования Web of Science.

Структура и объем работы диссертации. Диссертационная работа состоит из введения, четырех глав, заключения, списка использованной литературы. Работа содержит 122 страницы основного текста, 2 таблицы, 26 рисунков. Список использованной литературы включает 286 наименований.

Благодарности. Автор выражает благодарность научному руководителю, всем соавторам, принявшим участие в проведении исследования и публикациях, сотрудникам лаборатории гидрологии и климатологии за конструктивные советы при подготовке диссертации, а также коллективу Приморского УГМС, предоставившему данные гидрометеорологического мониторинга.

Глава 1 Современное состояние вопроса моделирования и оценки продуктивности марикультуры

Рациональное использование природных ресурсов прибрежных территорий и акваторий является актуальной задачей практически во всех приморских регионах Северо-Восточной Азии. В Российской Федерации в качестве одного из приоритетных направлений государственной политики в области морской деятельности (национальной морской политики) определено решение долгосрочной задачи повышения развития марикультуры, основанного на современных технологиях разведения и выращивания рыбы и нерыбных объектов [Морская доктрина, 2015].

Одним из наиболее эффективных подходов к решению данной задачи является предложенные на Конференции ООН по окружающей среде и развитию в 1992 (г. Рио-де-Жанейро) рекомендации странам, имеющим выход к морю, разрабатывать и реализовывать программы комплексного управления прибрежными зонами (КУПЗ) в соответствии со своими условиями, развивать национальную морскую политику по использованию программ КУПЗ в планировании и принятии решений в прибрежном и морском природопользовании [UN, 1992], а так же применение морского пространственного планирования (МПП), как инструмента междисциплинарной политики, предназначенного для координации совместной деятельности государственным органов власти и заинтересованных сторон в области экосистемного подхода, анализа и организации деятельности в пределах морских акваторий для достижения экологических, экономических и социальных целей [DIRECTIVE 2014/89/EU; MSPglobal, 2022; Колесникова, 2018]. Актуальной задачей является создание информационной базы региональной программы комплексного управления прибрежной зоной и разработка единого подхода к организации массива данных, информационной инфраструктуре, технологии и форматам передачи данных [Качур и др. 2019; Блиновская и др., 2021].

В последние десятилетия для районов, имеющих обширную морскую акваторию в пределах исключительной морской 200-мильной зоны (арктической, тихоокеанской), а также восточной части арктического шельфа (всего около 6,5 млн км²), остро стоит вопрос необходимости создания методологии комплексного управления прибрежно-морскими зонами, способствующей разработке рекомендаций и прогнозов, необходимых для планирования и принятия решений на разных административных уровнях, решение проблем функционирования прибрежных экосистем и разработка механизмов взаимодействия исследователей и природопользователей. Необходимость такого взаимодействия по целому ряду проблем обуславливается многообразием процессов, происходящих в прибрежных экосистемах, и сложностью управления ими [Бакланов, 2018; Бакланов, Романов, 2019а; Бакланов, Романов, 2019б].

Одним из важнейших компонентов экономического развития прибрежных территорий являются марифермы, культивирующие двустворчатых моллюсков, входящие в число приоритетных направлений долгосрочного развития приморских районов. Под термином марикультура (морская аквакультура) подразумевается разведение и выращивание растений, беспозвоночных животных и рыб в морских и солоноватых водах под контролем человека. В настоящее время имеются три главных направления марикультуры: товарное выращивание, получение в искусственных условиях и выпуск в водоемы молоди, улучшение условий естественного воспроизводства и повышение биологической продуктивности районов естественного воспроизводства промысловых и других ценных животных и растений.

В направлении товарного выращивания можно выделить морские хозяйства пищевого, кормового, технического, фармакологического и других типов. Наиболее распространенной формой марикультуры являются подводные хозяйства, которые можно подразделить на фермы для выращивания рыб и беспозвоночных, а также плантации для культивирования водорослей. Марикультура может осуществляться экстенсивными и интенсивными методами. Экстенсивное культивирование, основанное на применении естественных

водоемов и использовании естественных пищевых ресурсов, характеризуется низким уровнем контроля процессов выращивания, затрат и технологии, а, следовательно, и низкой эффективностью, обусловленной, помимо указанных факторов, зависимостью от местных климатических условий и качества воды. Технологии интенсивного культивирования, направлены на повышение эффективности использования естественных и искусственных водных систем культивирования гидробионтов с учетом минимизации негативного воздействия на вмещающие экосистемы [Уитон, 1985].

Продуктивность марикультуры тесно связана с функционированием вмещающих экосистем и зависит от комплекса природных факторов. Успех развития марикультуры в значительной степени определяется аргументированным выбором места для организации плантаций. Морская акватория, на которой планируется размещение марикультурного хозяйства, по физико-химическим и биологическим параметрам должна оптимально удовлетворять физиологическим и экологическим потребностям выращиваемых гидробионтов. Эффективность культивирования является результатом взаимодействия биотических (обеспеченность первичной продукцией) и абиотических факторов (температура, солёность, скорость течения, содержание растворенного кислорода). В этом контексте серьезную проблему представляет учет гидро- и геодинимическими параметров, процессов производства первичной продукции, трансформации и транспорта органического вещества под действием гидродинамических факторов, определяющих трофическую базу выращивания гидробионтов в районах размещения плантаций [Ferreira et al., 2008]. Учет влияния каждого из этих факторов, как и их интегрального воздействия остается сложной задачей, поскольку о законах взаимодействия и характере пространственно-временной изменчивости этих параметров обычно известно намного меньше, чем необходимо при планировании марикультурной деятельности [Бугаец и др., 2022].

В масштабе экосистемы производство автохтонного и поступление аллохтонного органического вещества - доминирующие факторы устойчивого функционирования плантаций двустворчатых моллюсков [Gangnery et al., 2001;

Nunes et al., 2003]. В локальном масштабе состояние поселений зависит от физических ограничений, таких как присутствие подходящих субстратов и местообитаний, наличие течений, транспортирующих пищу, концентрации взвешенного органического углерода в водной массе и донных отложениях. Соответственно, выживаемость и смертность культивируемых гидробионтов, связанные с динамикой условий выращивания, также являются ключевыми факторами урожайности плантаций и экономической конкурентоспособности продукции [Newell et al., 2007; Ferreira et al., 2007; Ferreira et al., 2008].

Основой включения систем управления марифермами в современную стратегию КУПЗ является понятие приемной емкости (*carrying capacity*), учитывающее сложное взаимное влияние природных и антропогенных факторов, возможные экологические и социальные риски при развитии данного вида деятельности [MacCormick et al., 1975; Ford, 1999; Smaal, 1998; McKindsey et al., 2006; Newell, 2007; Cranford et al., 2007; Ferreira et al., 2007; Ferreira et al., 2008b]. В настоящее время оценка приемной емкости входит в большинство региональных программ КУПЗ развития морского побережья развитых стран.

Термин приемной емкости района культивирования аквакультуры и входящих в него компонентов до настоящего времени все еще недостаточно четко сформулирован. Наиболее распространенное определение предложено в работах [Inglis et al., 2000; McKindsey et al. 2006], разделяющее понятие приемной емкости на четыре функциональные категории:

- физическая емкость – географически выделенная часть акватории, подходящая по своим абиотическим (гидродинамический и термохалинный режим) свойствам для культивирования определенных типов аквакультуры;
- продукционная емкость – максимальный уровень продукции культивирования целевых видов аквакультуры;
- экологическая емкость – максимально возможный (с учетом ограничивающих факторов) уровень производства марикультуры, исключая неблагоприятное воздействие на окружающую среду;

- социальная емкость – учитывает, кроме трех вышеперечисленных категорий, компромисс между всеми заинтересованными сторонами, осуществляющими деятельность на территории размещения мариферм, для удовлетворения их социально-экономических потребностей и сохранения окружающей среды.

Данные категории позволяют формировать репрезентативную информационную основу и выбирать подходящие методы и инструментарий, в зависимости от типа, уровня сложности и масштаба решаемых задач, для оценки продуктивной емкости района, представляющего интерес для выращивания двустворчатых моллюсков [Inglis et al., 2000; McKindsey et al., 2006].

Определение значений приемной емкости для конкретного района размещения мариферм предполагает использование иерархической структуры перечисленных выше компонентов [McKindsey et al., 2006]. Первый этап включает определение физической емкости или оценку пригодности участка, в зависимости от абиотических условий и потребностей предполагаемых к культивированию гидробионтов, с последующим расчетом продукционной емкости выделенной площади. На следующем этапе выполняется оценка экологической емкости и диапазона потенциальных объемов производства аквакультуры. Заключительный этап – оценка различных сценариев, основанных на результатах предыдущих шагов и принятие решения об уровне приемлемой производительности, которое представляет собой социальную емкость.

Оценка экологической и социальной емкости является наиболее сложной научной задачей, требующей при проведении подобных исследований учета значительного количества факторов и использования междисциплинарного научного подхода, соблюдения баланса социальных и экономических интересов и создания на их основе систем поддержки принятия решений, учитывающих возможные экологические и социальные риски. В связи с этим, в настоящее время методы оценки динамики экологической и социальной компонент приемной емкости пока находятся на начальном этапе развития.

Информация, необходимая для выбора района размещения марифермы и оценки приемной емкости, должна включать данные, описывающие физические, биологические, экономические, социальные и инфраструктурные аспекты, в зависимости от местоположения марифермы, особенностей физиологии и типа культивирования гидробионтов. Наиболее простым с точки зрения реализации, состава и доступности исходных данных для оценки физической и продукционной емкости является метод индексов, основанный на сравнении ключевых океанографических и биологических процессов для объектов, представленных в виде однородной системы с сосредоточенными (средними или эффективными) параметрами [Incze et al., 1981; Cloern, 1982; Officer et al., 1982; Carverand, Mallet, 1990; Smaaland, Prins, 1993; Heip et al., 1995; Comeau et al. 2008; Comeau, 2013]. Более объективные методы, как правило, основаны на использовании результатов гидродинамического моделирования и пространственного анализа с помощью географических информационных систем (ГИС) [Silva et al., 2011; Hawkins et al. 2013].

Для оценки продукционной емкости разработаны и успешно применяются ряд физико-математических моделей процессов взаимодействия гидробионтов с окружающей средой, позволяющих учесть сложный набор положительных и отрицательных обратных связей, посредством которых культивируемые гидробионты взаимодействуют с экосистемой водного объекта и реалистично оценить их воздействие на окружающую среду и возможности разведения [Ferreira et al., 2007; Ferreira et al., 2007a; Ferreira et al., 2008; Hawkins et al. 2013]. Подобный подход предполагает нисходящую, обусловленную масштабом экосистемы (залив, бухты, эстуарий или их части) или локального объекта (мариферма), оценку факторов, влияющих на устойчивость аквакультуры и, в зависимости от выбранного масштаба, должна включать различные математические модели, основные из которых должны описывать процессы на прилегающем к акватории водосборе, гидродинамики и биогеохимических процессов водного объекта, а также модели роста моллюсков, способные учитывать различные аспекты пищевого поведения.

Использование подобных интегрированных систем для моделирования в течение длительных периодов (10-30 лет) позволяет в вероятностной форме прогнозировать многолетнюю устойчивость аквакультуры и численно определить риски для различных способов и видов культивирования с учетом комплексного воздействия ряда трудно учитываемых факторов о характере пространственно-временной изменчивости которых обычно известно намного меньше, чем необходимо для обоснования и планировании марикультурной деятельности [Бугаец и др., 2022].

1.1 История развития систем моделирования в гидробиологии

В общем, под моделями водных экосистем понимаются системы стохастических и динамических уравнений, описывающими физические, химические, биологические и экологические процессы, с сосредоточенными (агрегированными для рассматриваемой акватории) или пространственно-распределенными параметрами биотических и абиотических характеристик.

Модели водных экосистем имеют относительно долгую историю развития, в течение которой они с различным успехом применялись к пресноводным, эстуарным и морским водоемам. Подавляющее большинство моделей было сформулировано в виде систем дифференциальных (или разностных) уравнений на основе баланса масс, сложность которых зависела от принятых упрощений. Наиболее часто моделируемыми экологическими переменными были биомасса, углерод и энергия, а также фито и зоопланктон. Первые модели водных экосистем были довольно простыми по своей пространственной структуре, основанной на однородном вертикальном распределении расчетных элементов и «двухблочном» наложении эпилимниона и гиполимниона.

Самые ранние модели водных систем позволили получить количественное описание динамики планктона в северо-западной части Атлантического океана [Riley et al., 1949; Riley, 1965]. К концу 1960-х годов было построено несколько экологических моделей для исследования гипотез относительно роста популяций планктона с учетом воздействия динамических физических и химических факторов

среды [Pauley et al., 1998]. Первая попытка полного математического описания динамики биотико-абиотических процессов, включающих физические, химические, биологические и экологические аспекты в водных экосистемах, была предпринята в рамках реализации Международной биологической программы (International biological program, IBP) [MacIntosh et al., 1994].

Модели IBP были главным образом предназначены для оценки производства водных организмов и эвтрофикации водоемов. В дальнейшем развитие этого подхода позволило решить проблему расчета потока энергии и круговорота веществ пресноводных и морских систем. В некоторых моделях учитывалось взаимодействие трав и травоядных животных или отношения хищник-жертва для описания динамики популяции, структуры и устойчивости сообществ и систем. Первые модели, как правило, включали абиотические компоненты (концентрации питательных веществ, осаднение, физическое перемешивание и т.п.), а также различные структуры пищевых цепей.

На основе результатов этих ранних исследований были разработаны математические и компьютерные имитационные модели для оценки экологического воздействия и рисков, связанных с токсичными химическими веществами в водных экосистемах практически всех типов [Park et al., 1974; Bartell et al., 1988; Bartell et al., 1992; Hanratty, Stay, 1994; Park, 1998; Bartell et al., 1999]. Первые имитационные модели были построены для небольших эвтрофных озер Вингра (Мэдисон, штат Висконсин, США) [MacCormick et al., 1975], и Джордж (штат Нью-Йорк, США) [Park, 1998]. Так же одним из первых приложений для моделирования эвтрофикации пресноводных озер была оригинальная модель Фолленвейдера с модификациями Диллона и Риглера, в которой для ограничения роста фитопланктона использовалась концентрация фосфора [Beveridge, 1984]. Эта модель широко использовалась для оценки приемной емкости озер и эффективности аквакультуры в Республике Чили. В последующие модификации этой модели было добавлено ограничивающее влияние концентрации азота [Soto et al., 2007].

На основе первых простых имитационных моделей были созданы динамические, позволяющие получить пространственно-временную оценку изменения моделируемых параметров. Первая подобная модель DEPOMOD [Cromeu et al., 2002; Cromeu et al., 2002b; FAO, 2009] была разработана в 2002 году в Шотландии и предназначена для оценки локального воздействия садкового выращивания аквакультуры на окружающую среду. В качестве входных данных модели используется информация о батиметрии, скоростях и направлениях течения, количестве пищи, в том числе потерях корма, и методах управления марифермой. На основе количественных взаимосвязей между дескрипторами бентосных сообществ и накоплением твердых веществ DEPOMOD позволяет спрогнозировать уровни воздействия на бентосные сообщества и изменения в сообществе донной фауны в результате деятельности мари ферм на основе расчета баланса твердых веществ на морском дне. Модель имеет ограниченную применимость в районах преобладания донной эрозии ветровых волн. Бентос, населяющий участки с мелкими отложениями, приспособлен к заглатыванию мелких частиц, богатых органическими веществами. Поскольку их питающие аппараты не в состоянии справиться с более крупными размерами зерен, в результате возникают иные сообщества, чем те, которые встречаются в районах распространения тонкого осадочного материала [Levinton, 1982].

В конце 1990-х начале 2000-х годов для оценки воздействия садкового культивирования гидробионтов в небольших, закрытых водоемах со слабым водообменом были использованы статистические модели, основанные на эмпирических данных [Beveridge, 1996]. Эти исследования можно отнести к первым попыткам определения приемной емкости с учетом воздействия питательных веществ и отходов на пелагические и бентосные экосистемы водоема. Подобные исследования связанные с увеличением количества водопользователей, социальных конфликтов и экологических проблем, вызванных недостаточным планированием и регулированием деятельности мариферм, были проведены в странах юго-восточной Азии [Beveridge, 1996; Byron, Costa-Pierce, 2013; Costa-Pierce, 2002; Pullin et al., 1993].

Модели мариферм, как правило, основаны на описании взаимодействия двустворчатых моллюсков и фитопланктона [Grant et al., 2007; Duarte et al., 2008; Cranford et al., 2014] непосредственно в пределах границ мариводного участка [Ferreira et al., 2007], что не позволяет оценить воздействие на экосистему в целом. По этой причине модели для фермерских хозяйств ограничены только оценкой продукционной емкости. Для описания циркуляции воды обычно применяется более мелкомасштабная (имеющая намного больший пространственный расчетный домен по сравнению с размером марифермы) гидродинамическая модель, динамика потребления пищи (фитопланктона) и рост двустворчатых моллюсков описываются с помощью биоэнергетической модели. При описании динамики фитопланктона в моделях в основном преобладают физические (адвекция), а не биогеохимические (первичная продуктивность) процессы [Duarte et al., 2005].

В качестве биоэнергетической модели роста моллюсков обычно используется два подхода. Первый основан на понятии количества энергии, необходимого для поддержания темпов роста (Scope for growth, *SFG*, [Winberg, 1960]), т.е. количества энергии, доступной организмам для роста и размножения после вычета затрат на обмен веществ и выведения продуктов жизнедеятельности. Второй основан на формальной теории динамического энергетического баланса (Dynamic Energy Budget, *DEB*, [Kooijman, 2010]), которая описывает процессы поглощения и использования организмами субстратов (пищи, питательных веществ, света) для поддержания, роста, созревания и размножения.

Существующие системы моделирования в области аквакультуры можно разделить на два класса: полу-распределенные и полностью распределенные. Биогеохимическое ядро моделей также может различаться по сложности, начиная от простых взаимодействий питательных веществ, сестона и двустворчатых моллюсков до сложных моделей, в которых рассматриваются многочисленные экосистемные процессы [Cranford et al., 2006]. Основное различие между этими подходами заключается в пространственном разрешении моделей. В полу-распределённой модели расчетная область делится на несколько больших областей, внутри которых все параметры среды считаются однородными,

например, все параметры гидродинамики в каждой расчетной области могут быть приняты на основании усредненных (или эффективных) значений. Влияние гидродинамических факторов в полу-распределенных моделях параметризуются как интегрированные коэффициенты водообмена между расчетными областями [Dowd, 2005] или путем привязки гидродинамической модели к биогеохимической.

В зависимости от характеристик моделируемой системы гидродинамическая модель может быть двухмерной или трехмерной, обмен данными между расчетными моделями может выполняться либо последовательно [по завершению расчетов] либо в режиме параллельных вычислений [Filgueira et al., 2012]. В полностью распределенных моделях расчетные области представляют собой полигоны, как правило соответствующие ячейкам расчётной сетки гидродинамической модели. Данный подход обеспечивает необходимое с практической точки зрения пространственное разрешение и точность вычислений, упрощает процесс сопряжения гидродинамической и биогеохимической моделей. Результаты моделирования, полученные при использовании высокого пространственного разрешения, применимы для прогнозирования состояния экосистем, с учетом пространственно-временной динамики концентрации веществ [Douve, 2008; Melbourne-Thomas et al., 2011; Fennel, Neumann, 2004].

Следующим этапом развития стали модели пищевых сетей, основанные на оценке баланса масс питательных элементов в экосистеме, учитывающие максимальное количества факторов, влияющих на культивирование гидробионтов. Наиболее известными из которых являются AquaFarm, CADS_TOOL, POND, EcoWin2000, ShellSIM, FARM, и др. [Chary et al., 2022]. В настоящее время широко используемым инструментом моделирования продуктивности гидробионтов является модель EwE (Ecopath with Ecosim) [Christensen et al., 2004], включающая три основных компонента, позволяющие решать различные исследовательские задачи:

Ecopath – статический модуль, основан на оценке потребления энергии на трофических уровнях пищевой сети экосистемы;

Ecosim– модуль имитационного моделирования динамики трофических взаимодействий на уровне экосистемы;

Ecospace– пространственно-временной динамический модуль, предназначен для изучения результатов мезомасштабных пространственных трофических взаимодействий в моделируемых экосистемах.

На начальном этапе развития модели разрабатывались исключительно в Ecospath [Polovina, 1984; Christensen, Pauly, 1992], обеспечивая в результате статический срез состояния экосистемы, с ключевым для прибрежных зон ограничением – невозможность моделирования динамических процессов [Grant, Filgueira, 2011; McKindsey, 2013]. Кроме того, Ecospath не мог обеспечить пространственное представление результатов, что является еще одним препятствием для его применимости [McKindsey et al., 2006]. Для преодоления этих ограничений были соответственно разработаны Ecosim [Walters et al., 1997] и Ecospace – пространственно-распределенная версия Ecospath, включающая в себя все основные элементы Ecosim [Walters et al., 2000]. При динамическом перераспределении биомассы по расчетной сетке в EwE для каждой ячейки учитывается: оптимальные условия обитания среды обитания (или нет), превышения заданного риска нападения хищников, снижение скорости кормления в непереподходящей среде обитания и отношение расходов к общей прибыльности.

Результаты EwE предоставляют данные о функционировании экосистемы с точки зрения потоков энергии к различным биологическим видам на нескольких трофических уровнях [Wolff, 1994; Wolff et al., 2000; Taylor et al., 2008]. Основное преимущество применения моделей пищевой сети заключается в том, что они позволяют одновременно изучать взаимодействие различных биологических видов и разных трофических уровней, а также определять доминирующие части пищевой сети, характеризующиеся нисходящими или восходящими потоками энергии, в общем балансе масс, что сложно решить с помощью моделей индексов и моделей отдельных мариферм. Недостаток EwE заключается в низком качестве учета восходящих эффектов обмена энергией между трофическими уровнями, имеющим

решающее значение в местах разведения двустворчатых моллюсков, из-за воздействия культивируемой биомассы на питательные вещества и детрит [McKindsey, 2013].

Модель управления ресурсами аквакультуры на фермах [Farm Aquaculture Resource Management, FARM, [Ferreira et al. 2007] – одна из наиболее часто применяющихся моделей в масштабе фермы, позволяет вводить данные о размерах фермы (длина, ширина и глубина), видах культивирования, плотности спата, периоде выращивания, температуре, скорости воды, хлорофилле-а, твердых частицах органического вещества (POM), общем количестве твердых частиц (TPM) и растворенном кислороде (DO) для расчета роста и собираемой биомассы с использованием модели роста AquaShell™ [Silva et al. 2011; Saurel et al. 2014]. Данные о скорости и качестве воды вводятся отдельно для каждой фермы с суточным или большим временным разрешением и могут быть получены как на основе данных мониторинга, так и с помощью обработки результатов расчетов гидродинамических моделей.

Аналогично модели FARM для моделирования изменяющихся во времени темпов индивидуального питания, метаболизма и роста разработана модель ShellSIM [Hawkins et al., 2013]. ShellSIM представляет собой динамическую модельную структуру, основанную на установленных функциональных зависимостях, посредством которых факторы окружающей среды влияют на питание, обмен веществ и рост, включая зависимости между этими компонентами процессов роста, опираясь на физиологические принципы энергетического баланса. В отличие от FARM, где набор моделируемых видов культивирования строго определен, ShellSIM представляет собой более общую модельную структуру, в которой за счет возможности калибровки параметров зависимостей можно имитировать рост широкого спектра типов моллюсков, выращиваемых в самых разных местах при различных сценариях выращивания и/или практики с помощью калибровки параметров. ShellSIM использована в качестве методической основы во при реализации множества проектов в области аквакультуры, в честве

примера наиболее известных можно перечислить SMILE [Ferreira et. al., 2007], SPEAR [Ferreira et. al., 2008], UISCE [Dallaghan, 2009] и др.

1.2 Применение ГИС для размещения и управления марифермами

В настоящее время основными инструментами пространственного анализа являются географические информационные системы (ГИС) – информационные системы, обеспечивающие сбор, хранение, обработку, доступ, отображение и распространение геопривязанных данных [Ковин, Марков, 2008].

При принятии управленческих решений в аквакультурной деятельности одним из ключевых вопросов является результат пространственного анализа элементов мариферм, определяемых географическими факторами в число которых входят неоднородность природных ресурсов [Sequeira et al., 2008; Silva et al., 2011], физические особенности среды [Falconer et al., 2013a], социальные (рекреационные свойства акватории и прилегающей территории) [Perez et al., 2005; Falconer et al., 2013b], взаимодействие нескольких мариферм, размещенных на соседних моручастках [Klinger et al., 2018], а также различные экономические аспекты [van Brakeland, Ross, 2011]. Вышеперечисленные факторы, в числе прочих, значительно влияют на устойчивое развитие рентабельной аквакультуры, оптимизацию производительности и повседневного управления аквакультурной деятельностью [Falconer et al., 2020].

Поскольку многие аспекты воздействия на окружающую среду имеют пространственный характер, ГИС является ключевым инструментом для оценки воздействия на окружающую среду, регулирования и управления аквакультурой [Perez et al., 2002; Corner et al., 2006]. ФАО выделяет ГИС как один из наиболее важных инструментов, способствующий развитию экосистемного подхода в области аквакультуры [Nath et al., 2000; Aguilar-Manjarrez et al., 2008; Ross et al., 2013]. Функции пространственного анализа ГИС можно эффективно использовать для изучения пространственных аспектов аквакультуры, связывания между биологией, физиологией, окружающей средой, производственными системами, правовыми рамками, социально-экономикой и инфраструктурой.

В области аквакультуры ГИС используются для исследования, анализа и моделирования с конца 80 -х годов прошлого столетия [Kapetsky et al., 1988]. До середины 1990-х годов большинство исследований в качестве объектов использовали небольшие акватории, для которых имелись достаточно большие объемы данных экспериментальных наблюдений [Gifford et al., 2001], в первую очередь эти исследования касались прибрежной или наземной аквакультуры, связанной с разведением устриц (моллюсков) и креветок, и с использованием простых моделей размещения [Fisher, Rahel, 2004]. Одним из наиболее частых применений ГИС в этот период было определение подходящих участков для аквакультуры [Kapetsky et al., 1990; Fisher, Rahel, 2004].

В конце 80-х-начале 90-х ГИС в основном развивались как коммерческие продукты и требовали квалифицированной технической поддержки. В это время появились наиболее популярные в мире продукты ESRI Inc. (ArcView/ArcINFO) и Intergraph Corp (ERDAS IMAGINE) [Ковин, Марков, 2008]. Далее по мере того, как вычислительная техника становилась все более мощной, ГИС также совершенствовали свои программные инструменты. В первой половине 1990-х годов начали активно развиваться настольные геоинформационные системы пользовательского уровня, расширилась область их применения, прежде всего за счёт интеграции с системами управления базами данных СУБД, поддерживающим корпоративные и распределённые базы геоданных, а также возможности удаленного доступа. Кроме этого, современные ГИС обычно дополняется языками программирования, такими как Python и R, позволяющими быстро и эффективно организовать работу и автоматизацию процедур обработки данных. В последние годы рост программного обеспечения с открытым исходным кодом, такого как QGIS [Longley et al., 2015] значительно способствовал разработке специализированных программных модулей для целей аквакультуры.

Широкое распространение ГИС позволило использовать методы пространственного анализа для управления аквакультурой и изучения взаимного влияния нескольких марихозяйств в различных пространственных масштабах (зона, ферма, водоем). Пространственный анализ средствами ГИС позволяет

определить границы расположения влияющих на приемную емкость элементов экосистемы, интерпретировать имеющиеся данные, специфичные для нужд аквакультуры, произвести интеграцию и анализ информации об экологических, административных и социально-экономических компонентах экосистемы. Выбор и оценка районов культивирования является наиболее востребованным (около трети всех подобных исследований) направлением применения ГИС в аквакультуре, далее (около 25% публикаций) следуют исследования временной изменчивости условий культивирования (в основном абиотических факторов – температура, соленость и т.п.) и (~13.5% случаев) воздействия на окружающую среду и оценка различных типов рисков культивирования [Falconer et. al, 2020].

ГИС в идеале подходит для оценки пригодности акватории для производства аквакультуры [Aguilar-Manjarrez, 1996; Kapetsky, Nath, 1997; Nath et al., 2000; Kapetsky, Aguilar-Manjarrez, 2007; Aguilar-Manjarrez et al., 2010; Kapetsky, Aguilar-Manjarrez, 2013; Aguilar-Manjarrez et al., 2017; Falconer et al., 2018]. В тоже время несмотря на то, что большинство исследований были посвящены разработке моделей выбора мест культивирования (*suitability of a site*), в настоящий момент общей методики или стандартизированной модели так и не было создано. Актуальной остается задача создания подобных методик, пригодных для работы в разных масштабах, учитывающей состав информации и критерии конкретных мест.

Почти все исследования временных изменений (*temporal change studies*, [Falconer et. al, 2020]) основаны на использовании данных дистанционного зондирования (ДДЗ) спутниковых данных или их комбинации с данными аэрофотоснимков и топографических карт разных лет. Наиболее часто использованным источником ДДЗ являются данные Landsat [Lillesand et al., 2015], для которых существует обширный архив, охватывающий более 40 лет, от первоначальной миссии Landsat-1 к самой последней Landsat-9 запущенной 27 сентября 2021 года.

Поскольку динамический характер морской среды трудно смоделировать исключительно в ГИС, для исследований различных аспектов воздействия на окружающую среду (*environmental impact*, [Falconer et. al, 2020]) очевидна

необходимость использования информационно-моделирующих систем, включающие 2D-3D – гидродинамические модели, предоставляющие возможность отслеживания перемещение загрязняющих частиц под действием гидродинамических факторов и ГИС для оценки пространственного распределения загрязнения по акватории культивирования, а так же определения последствий воздействия аквакультуры для больших масштабов [Tironi et al., 2010; Moreno Navas et al., 2011]. Сочетание ГИС и гидродинамических моделей становится все более популярным направлением исследований в области аквакультуры [Silva et al., 2011; Nunes et al., 2011]. В тоже время следует отметить риск увеличения сложности моделирующих систем, разработанных по принципу все включено. В связи с этим, более перспективной технологией интеграции ГИС в системы, имеющие модульную структуру. Научное сообщество пошло по пути создания интегрированных систем с не жестко связанными (loosing coupling) программными компонентами [Gregersen, 2007].

В рамках проекта Sustainable options for PEople, catchment and Aquatic Resources (SPEAR) в Китайской Народной Республике ГИС успешно применялись в качестве платформы для подготовки геоданных, пространственного анализа и визуализации результатов моделирования, при количественной оценке приемной емкости районов размещения мариферм [Ferreira et al., 2007a; Ferreira et al., 2008; Ferreira et al., 2008b]. В этом проекте для оценки влияния ключевых процессов и их взаимодействия на потенциал продуктивности аквакультур, с учетом экономических, экологических и управленческих стратегий, было использовано несколько разномасштабных моделей: SWAT, ShellSIM, Delt3D Flow, Delft3D-WAQ, EcoWin2000, FARM и ASSETS.

В настоящее время ГИС успешно используются как основа для построения веб-систем в области аквакультуры. Все чаще онлайн-порталы и веб-сервисы становятся популярным способом обмена результатами и обеспечения актуальности данных [Longley et al., 2015]. Норвежское приложение AkvaVis является примером интерактивной веб-системы поддержки принятия решений, позволяющей пользователям определять подходящие места для размещения

мариферм по выращиванию лосося и мидий с помощью простых запросов, выявить потенциальные проблемы и ограничения, такие как близость к другим фермам и глубины участков [Ervik et al., 2008].

Данные являются основой практически любого исследования. Возможность интеграции в реальном времени различного типа данных и ГИС может быть мощным инструментом оценки внешних воздействий [Qin et al., 2017] и (прогнозирования) рисков [Lagmay et al., 2017], позволяя заранее предпринять действия, направленные на снижение негативных последствий. В тоже время во множестве исследований в качестве выводов указано, что основным ограничивающим фактором, касающимся использования ГИС для аквакультуры, являются именно данные. Сбор и подготовка данных может быть достаточно дорогостоящими мероприятиями. При проведении различного рода исследований или расчетов практически всегда существуют некий компромисс между данными, которые необходимы, и данными, которые можно реально получить. В случае аквакультуры дополнительным ограничивающим фактором может быть связанная с данными коммерческая конфиденциальность, которая может повлиять на любой анализ, особенно если его результаты предназначены для широкого доступа. Поскольку аквакультура зависит не только от физических, химических и биологических, но также от политических, экономических и социальных факторов [Wever et al. 2015], с практической точки зрения часто необходима дополнительная информация для обоснованной пространственной оценки дублирования различных видов деятельности в прибрежной зоне [Stelzenmuller et al. 2012] и их совокупного воздействия на морскую среду [Kelly et al. 2014], что, в свою очередь, еще более усложняет ситуацию.

Открытые данные обеспечивают прозрачность, уменьшают дублирование различного рода затрат и облегчают сотрудничество между заинтересованными организациями [Pfenninger et al., 2017], но это скорее идеальная ситуация возможная, как правило, только в рамках академических исследований, во всех остальных случаях она намного более сложна [Fecher et al., 2015]. В любом случае использованные данные должны сопровождаться документацией, известной как

метаданные, которые описывают наборы данных и включают информацию и месте, времени, точности, принадлежности, оборудовании пространственных характеристиках и т.д. [Maguire, Longley, 2009; Бугаец, 2013]. Ошибки, введенные на этапе сбора данных, могут распространяться на все этапы расчетов и непредсказуемым образом повлиять на результаты анализа [Biljecki et al., 2018]. Проведение исследований должно основываться на надежных данных и информационной инфраструктуре и стандартах, в том числе позволяющих международный обмен данными [EPS, 2014a].

В последние годы все чаще демонстрируется использование и актуальность пространственных данных для систем поддержки принятия решений (СППР) в рамках МПП [Caldow et al., 2015]. Сложность систем СППР может варьироваться от простых моделей электронных таблиц до сложных пакетов программного обеспечения [Bagstad et al. 2013; Filgueira et al., 2014]. Одним из примеров СППР для использования в МПП является MIMES (Мультимасштабные интегрированные модели экосистемных услуг, Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services, [Boumans et al., 2015]). В основе MIMES лежит определение т.н. экосистемных услуг, которые определяют динамику и результат взаимодействия между природными и искусственными компонентами экосистем. MIMES объединяет наборы геоданных и различными источниками информации о геосистемах для создания экосистемных моделей предназначенных для изучения причинно-следственных связей с целью достижения компромиссных решений при различных экономических, политических и климатических сценариях с помощью, которые без предварительных оценок и испытаний не могут внедряться и использоваться на практике.

В работах [Benassai et al., 2014; Gimpel et al., 2015] для поиска подходящих территорий для совместного размещения морских ветроэнергетических установок и аквакультуры на основе экологических и инфраструктурных критериев в северном море использована СППР GIS-MCE. Другим примером СППР, предоставляющим базовую информацию, необходимую для прибрежного и морского пространственного планирования является Многоцелевой морской

кадастр (Multipurpose Marine Cadastre, ММС), который представляет собой интегрированную морскую информационную систему для просмотра и доступа к юридической, физической, экологической и культурной информации в общей системе ГИС [Michalak, 2018].

Перспективным веб-инструментом для оценки потенциала и управления морской аквакультурой национального уровня является интерактивная СППР AkvaVis, которая включает в себя модули мониторинга, выбора места, приемная емкость и управления [Ervik et al. 2008, 2011]. Подобные СППР для поддержки деятельности в области морской аквакультуры на основе концепции AkvaVis, изначально разработанной для условий Норвегии, были созданы Франции и Китае [Gangnery et al., 2021; You et al., 2022], где помимо использования ГИС и тематических слоев, были добавлены интерактивные функции, позволяющие пользователю выбирать пространственные параметры, строить индикаторы размещения аквакультуры и мгновенно отображать запрошенную информацию.

В целом можно отметить, что потребность в инструментах управления и принятия решений на основе ГИС пока только увеличивается [Kapetsky et al. 2013]. На современном этапе развития продуктивной аквакультуры ГИС широко используются для разномасштабного анализа, являются основой пространственного моделирования, способны предоставлять и визуализировать как общую географическую, так и специфичную информацию различных проблемных областей знаний на разных уровнях детализации [Silver, Cromeu, 2001]. Использование ГИС может варьироваться от простой пространственной оценки района размещения марифермы до комплексного многомерного анализа с привлечением результатов моделирования гидрологических и биогеохимических процессов [Longley et al., 2015; Falconer et al., 2018], результаты используются для принятия обоснованных решений заинтересованными сторонами [Aguilar-Manjarrez et al., 2008; Ross et al., 2013], в качестве технологической основы для создания инструментов экологического управления [Corner, 2006], а также для оценки физической и экологической емкости районов размещения мариферм [McKindsey et al., 2006].

1.3 Интегрированные системы управления марифемами

Относительно недавний прогресс в моделировании водных экосистем и аквакультуры связан с разработкой интегрированных систем моделирования, включающих физико-математические гидроэкологические модели, гидродинамические и биогеохимические модели пресноводных и морских акваторий. Гидроэкологические модели используются для описания процессов формирования стока с примыкающего к акватории водосбора, позволяют рассчитать объемы выноса терригенного материала и питательных веществ. Гидродинамические модели обычно применяются в интегрированных моделях водных экосистем для задания граничных условий, имеющих пространственно-временную изменчивость (скорости течений, температура воды, поступление биогенных веществ) [Pastorok et al., 2011; Катрасов и др., 2021]. Биогеохимические модели используются для оценки качества воды и расчетов обеспеченности первичной продукцией гидробионтов на основе результатов физического моделирования динамики гидрологических и гидродинамических процессов.

Подобная интегрированная система на основе ShellSIM [Hawkins et al. 2013], включающая инструменты гидродинамического, биогеохимического моделирования была создана в рамках проекта «Устойчивая марикультура Северо-Ирландских водных экосистем» (Sustainable Mariculture in Northern Irish Lough Ecosystems, SMILE) Королевским университетом Белфаста (Queen's University Belfast) и Сельскохозяйственным университетом (Agri-Food and Biosciences Institute, Northern Ireland) [Ferriera et.al., 2007]. Обобщённая структурная схема модели водной экосистемы, на примере интегрированной программной системы SMILE включает следующие основные блоки:

- анализа исходных данных (формирование реляционной базы исходных данных, анализ и управление пространственно-распределенными данными средствами ГИС),
- моделирование разномасштабных экосистемных процессов (моделирование стока вод с водосбора, гидродинамического режима, роста отдельных видов

моллюсков и многолетней аквакультурной деятельности в масштабе экосистем);

- расчета различных показателей состояния водной экосистемы, необходимых для управления рисками аквакультуры.

В странах ЕС примером реализации современных подходов к решению проблем, связанных с увеличением продуктивности аквакультуры, является проект Интеллектуальной системы управления интегрированной мультитрофической аквакультурой IMPAQT (Intelligent management system for the integrated multi-trophic aquaculture), осуществленный в рамках гранта Европейского Союза № 774109 в 2018 – 2021 гг. Основная задача IMPAQT заключалась в разработке и практическом применении многоцелевой (внутренняя, прибрежная и морская добыча), мультисенсорной (измерительные системы, состоящие из различных по составу и свойствам датчиков) и многофункциональной (расширенный мониторинг, численное моделирование, анализ данных и принятие решений) платформы управления для устойчивого производства аквакультуры, как эффективного подхода для реализации более экологически чистого и экономически прибыльного культивирования гидробионтов.

Структура IMPAQT включает в себя автономную систему сбора и передачи данных с пяти категорий источников:

- химические и физические датчики для определения качества воды *in situ*,
- датчики измерения физиологических параметров, прикрепленные к гидробионтам,
- данные дистанционного и спутникового зондирования, мониторинга качества воды, условий выращивания и воздействия на окружающую среду,
- привлечение открытых данных наблюдений за качеством воды сторонних структур (краудсорсинг), условиями и угрозами окружающей среде,
- результаты инфракрасной спектроскопии с преобразованием Фурье (FTIR) гидробионтов для получения видовых характеристик *in vitro*.

Химические и физические датчики интегрированы в модульный автономный интеллектуальный блок – интегрированную автономную систему сбора данных (Integrated Autonomous Data Acquisition System, IADAS), выполненную по технологии, обеспечивающей долгосрочную автономную эксплуатацию в морской среде. Система IADAS включает следующие подсистемы:

- сбора данных (Data Acquisition System, DAS), объединяющую информацию поступающую из сети IADAS и датчиков, подключенных к гидробионтам, и предоставляющую информацию в инфраструктуру управления и хранения данных, по различным каналам связи.
- управления и хранения, полученных с помощью DAS в режиме реального времени данных, данных дистанционного зондирования краудсорсинговых и других внешних информационных систем и источников открытых данных через соответствующие интерфейсы прикладного программирования (API) в автоматизированном режиме.

В состав IMPAQT входят два набора инструментов, предназначенные для разных пространственных масштабов:

- мелкомасштабный (региональный) – усовершенствованная модель ИМТА позволяет выполнять моделирование взаимодействия различных компонент марифермы с окружающей средой в масштабе экосистемы. Модельные сценарии ИМТА могут использоваться для планирования принятия решений регулирующими органами и служить исходными данными при построении локальных моделей для конкретных объектов (мариферм).
- крупномасштабный (локальный) – интегрированная система управления (Integrated management system, IMS) представляет собой систему, работающую в масштабе фермы ИМТА, интегрированную в режиме онлайн с датчиками и включающую технологии (анализ данных и прогнозную аналитику, принятие решений для оповещения и реагирования) улучшения оперативных решений для повышения качества обеспечения жизнедеятельности гидробионтов, оптимизации производства и защиты окружающей среды.

Инфраструктура управления и хранения данных обеспечивает стабильную информационную поддержку работы системы IMS и моделей IMTA.

В рамках IMPAQT используется концепция интегрированной мультитрофической аквакультуры (Integrated Multi-Trophic Aquaculture, IMTA), в рамках которой выращивание различных видов производится таким образом, чтобы несъеденная пища и отходы (азот, фосфор и т.д.), были повторно использованы в качестве ресурсов (удобрения, пища и энергия) для роста других культивируемых видов. Термин «мультитрофный» в названии проекта предполагает включение в одну и ту же систему одновременно нескольких видов культивирования разных трофических или пищевых уровней, а «интегрированный» – более эффективное выращивание различных видов в непосредственной близости друг от друга. Методы аквакультурного производства, такие как водная монокультура или выращивание видов одного трофического уровня, не отвечают современным реалиям в отношении требований экономической эффективности, оптимального использования ресурсов и рационального использования окружающей среды.

Использование IMTA предполагает совместное культивирование видов, нуждающихся в дополнительном корме, с видами, продуцирующими корм. Экстрактивные виды используют органические и неорганические материалы и побочные продукты других видов для собственного роста, обеспечивая интеграцию различных трофических уровней на одном и том же участке акватории. Трофические связи в водных экосистемах могут распространяться на значительные пространственные масштабы, что требует учета влияния местной гидродинамики и задействованных биогеохимических процессов.

Культивируемые на одном и том же участке виды могут не иметь прямой трофической связи между собой, но их совместное выращивание экономически целесообразно и позволяет использовать акваторию для производства нескольких продуктов на одном и том же участке. Этот тип совместного размещения, несколько выходит за рамки строгого определения IMTA, но все же очень актуален для разработки новых, экономически целесообразных, форм аквакультуры.

Данный подход является перспективным для оптимизации ограниченного пространства при организованном пространственном планировании аквакультуры.

Преимуществами ИМТА являются: экологическая устойчивость (биологическое поглощение CO_2 – т.н. «биосмягчение»), экономическая стабильность (диверсификация продукции и снижения различного типа рисков, пространственная оптимизация за счет повышения производительности участка размещения мариферм), социальная приемлемость (более эффективные методы управления). Основным фактором, сдерживающим применение данного подхода в крупномасштабных экосистемах, является ограниченность знаний о функционировании отдельных компонентов ИМТА, их комплексном взаимодействии и влиянии на экологическую систему региона в целом.

1.4 Российский опыт оценки продуктивной емкости морских и прибрежных акваторий

В Российской Федерации, деятельность по искусственному выращиванию рыбы моллюсков и водорослей в основном развита на Дальнем Востоке (Охотское и Японское моря), северных (Балтийское, Белое) и южных (Черное, Азовское и Каспийское моря) [Фащук и др., 2007]. Отмечено, что в 50-ти мильной зоне Охотского и Японского морей в Приморском крае, на Сахалине и Курильских островах можно получать до 5-6 млн. т продукции марикультуры, включая различные виды рыб, моллюсков, беспозвоночных и водорослей [Биологические основы..., 1998]. Однако в связи с особенностями физико-географических и климатических условий российских морских побережий (открытость для ветров и волнения, относительно низкие температуры, высокая изменчивость солености воды) при организации здесь марихозяйств не всегда удается применять технологии, разработанные в других странах [Фащук и др., 2007].

Использование интегральных систем управления аквакультурой в настоящее время пока находится на стадии концептуального проектирования, например, в рамках «Стратегии социально-экономического развития Дальнего Востока и Байкальского региона на период до 2025 года» [Стратегии..., 2025] и национальной

программе долгосрочного развития Дальнего Востока (до 2024 г.) одним из перспективных направлений для южных районов определена марикультура, как элемент имеющего серьезные предпосылки для развития территорий биоресурсного комплекса. В концепции развития Приморского края «Стратегия-2025» также заложена идея формирования региона как контактно-транзитной зоны и российского центра сотрудничества со странами АТР с формированием, в том числе, морехозяйственного кластера, призванного обеспечить реализацию «новой индустриализации» Приморского края [Бакланов, Романов, 2013а; Бакланов, Романов, 2013б; Стратегии..., 2009; Национальная программа..., 2020]

В тоже время следует отметить, что фактически, до настоящего времени в Российской Федерации при проведении общих балансных оценок продуктивности крупных участков морских акваторий при планировании и проектировании размещения объектов марикультурной деятельности преобладают экспертные оценки, основанные на анализе физико-географических условий выращивания, общих продукционных характеристиках вод и представлениях о трофических потребностях выращиваемых объектов, а также подводные ландшафтные исследования [Брегман, 1994; Гаврилова, 2012; Преображенский и др. 2000; Жариков, Преображенский, 2004].

Российский подход к моделированию продуктивности водных объектов, за исключением единичных исследований [Орлов, 1995; Гаврилова, 2012; Ковачева и др., 2016], не применяет понятие продукционной емкости и предполагает использование определения первичной продукции, различая три класса математических моделей биологических процессов: 1) описательные, 2) качественные, и 3) имитационные [Ризниченко, Рубин, 1993]. С практической точки зрения, имитационные модели наиболее перспективны [Абакумов, 2006], поскольку с их помощью можно реализовать достаточно гибкие подходы к учету факторов, воздействующих на экосистему, а также преодолеть проблемы влияния низкой точности гидробиологических данных и зависимостей, которая в ряде случаев допускает оценку состояния элементов экосистемы лишь на качественном уровне [Меншуткин, 1993].

Использование практически приемлемых результатов численного моделирования гидродинамических и термогалинных параметров позволяют компенсировать недостаток данных наблюдений [Савельева, 1986]. Определенную сложность представляет комплексный учет внешних факторов, влияющих на продуктивность водных объектов, таких как приток пресных вод, вынос терригенных осадков и различных веществ с прилегающих водосборов и их взаимодействие в среде водного объекта. Эти аспекты размещения и функционирования плантаций, как и проблемы, связанные с продуктивностью объектов марикультуры в зависимости от гидрологических факторов среды, остаются недостаточно изученными [Гаврилова, 2012; Катрасов и др. 2021; Бугаец и др. 2022; Катрасов и др. 2023]. Решение подобных задач возможно при поэтапном использовании результатов расчетов специализированных систем моделирования в качестве исходных данных для моделей продуктивности [Катрасов и др. 2021].

В России настоящее время разработан ряд разномасштабных имитационных моделей первичной продукции: Тихого океана [Меншуткин, 1993], Японского моря [Меншуткин, 1974], залива Петра Великого (Японское море) [Тихомирова, 2019], Амурского и Уссурийского заливов Японского моря [Тихомирова, 2008]. В модели В. В. Меншуткина [Меншуткин, 1993] учитывается влияние температуры воды на формирование первичной продукции, которое рассчитывается на основании эмпирической зависимости Йоргенсена [Йоргенсен, 1985], с помощью уравнения [Behrenfeld, Falkowski, 1997] учтена зависимость первичной продукции от освещенности, при допущении квазистационарного состояния водоема (отсутствие водообмена и стоков), и отсутствие зависимости первичной продукции от концентрации углерода. Недостатком данных моделей является невозможность оценки пространственно-временной динамики продукционного процесса [Тихомирова, 2008] и выход в стационарный режим (биомассы всех элементов по всем ячейкам отличаются для данной даты текущего года от биомасс, соответствующих той же дате предыдущего года, не более чем на 1 – 10 %), в зависимости от пространственных размеров моделируемого объекта и заданных

входных параметров, 5 - 6 лет модельного времени для Тихого океана [Меншуткин, 1993] и 2 - 3 года для Японского моря [Меншуткин, 1974].

В ходе реализации системного подхода к моделированию трофических связей и биотического потока энергии В. В. Бульоном для реконструкции элементов пищевой сети и оценки трофического состояния экосистемы предложена масс-балансовая модель биотического потока энергии для Белого моря, учитывающая взаимодействие суши и атмосферы [Бульон, Бергер, 2020]. В модели биотические и абиотические факторы через систему соподчиненных связей формируют поток энергии от фотосинтезирующих организмов и редуцентов к консументам разного порядка. Результаты моделирования позволяют проанализировать биотический баланс моря, т.е. биомассу и продукцию ключевых групп гидробионтов и значения энергетических потоков, текущих по трофическим цепям по типу «жертва–хищник». Модель предназначена для прогнозирования годовой продукции автотрофных организмов, редуцентов и консументов разного порядка, включая рыб и морских млекопитающих.

Оригинальный подход к оценке продуктивности крупных участков морских акваторий в зависимости от типа подводного ландшафта был предложен Б.В. Преображенским. В качестве классификационных признаков компонентов донных ландшафтов прибрежной зоны используется рельеф, донный грунт и формы бентоса. Предполагается проведение подводного картирования ландшафтов дна акваторий, их типизация и определение суммарной продуктивности района на основании средних значений первичной продукции на единицу площади для каждого типа подводного ландшафта [Преображенский и др., 2000]. Данный метод до настоящего времени не получил широкого применения, главным образом, из-за отсутствия единых классификационных признаков подразделений дна и субъективности выделения ландшафтных единиц. В качестве ведущих факторов формирования донного ландшафта могут использоваться различные его компоненты: рельеф и видовой состав [Петров, 1971] или трофические группировки донной фауны [Федоров, 1981]; таксономические подразделения

литологических разностей [Арзамасцев, Преображенский, 1990]; характеристику водной массы [Чернобровкина, 1985].

На Дальнем Востоке России несмотря на достаточно длительную историю внедрения марикультуры, уровень ее развития ни по объемам производства, ни по площади хозяйств пока не сопоставим с такими признанными центрами этого вида деятельности как Китай, Япония и Южная Корея. В связи с этим актуальной задачей как при планировании новых, так и при оптимизации существующих марикультурных хозяйств является достижение максимального количества товарной продукции без ущерба для окружающей среды.

Оценка приемной емкости в мелководных районах залива Петра Великого для плантаций моллюсков была произведена Г.С. Гавриловой и В.А. Кучерявенко [Гаврилова, 2012], оценивалась емкость всего водоема и нескольких бухт для конкретных видов беспозвоночных, разведение которых существует в настоящее время. Продукция моллюсков на марикультурных участках рассчитывалась как количество живой биомассы, производимой совокупностью особей за единицу времени, на единице площади подвешной или донной плантации. Продукцию на донных плантациях трепанга рассчитывали по данным о среднегодовой биомассе трепанга и величинах годовой (или суточной) удельной продукции [Алимов, 1989], а также с использованием модели расчета вторичной продукции популяций морских беспозвоночных животных [Tumbiolo, Downing, 1994].

Полученные данные о потреблении органического вещества моллюсками и трепангом на плантациях могут быть использованы при создании разноплановых хозяйств марикультуры в большинстве бухт залива Петра Великого, а принятые схемы расчетов и информация о допустимых объемах изъятия органического вещества из экосистем бухт использованы для оценки оптимальных нагрузок на акватории, где планируется создание хозяйств, в том числе и поликультурных [Гаврилова, 2012]. Существенной причиной, затрудняющей применение данной оценки площадей плантации над глубинами до 50 м и более является недостаток гидрологических и гидробиологических данных, использование осредненных

режимных данных недостаточно репрезентативной сети наблюдений за параметрами морской среды Росгидромета.

Редкая, даже в наиболее освоенном районе тихоокеанского побережья России – заливе Петра Великого Японского моря, сеть наблюдений за гидрологическими характеристиками вод в прибрежных бухтах не отвечает потребностям в качестве и количестве исходных данных, необходимых для применения современных методик выбора акваторий, потенциально пригодных для размещения плантаций марикультуры и оценки успешности выращивания объектов культивирования [Гаврилова, 2017; Катрасов, 2021; Бугаец, 2022; Катрасов, 2023]. Имеющиеся данные наблюдений не дают полного представления о пространственно-временной изменчивости гидродинамического режима и гидрологических характеристик. Измерения стока многочисленных рек, впадающих в бухты залива, производятся только на отдельных гидрологических постах Росгидромета. Приток пресной воды к акваториям бухт, особенно в период прохождения экстремальных осадков, оценивается весьма приближенно по данным измерений, выполненных на так называемых реках-аналогах (метод гидрологической аналогии). Распределенный приток пресных вод не учитывается. В результате фрагментарность и недостаточная репрезентативность гидрологических наблюдений не обеспечивает точности, необходимой для анализа пространственно-временной изменчивости гидрологических характеристик прибрежной зоны и непосредственно в районах размещения марикультурных плантаций.

В настоящий момент в регионе не созданы методики применения математического моделирования как для выбора оптимальных мест расположения марикультурных участков, так и для предсказания воздействий марикультуры на функционирование экосистем и оценки существующих рисков [Гаврилова, 2012]. Реализации подобных технологий для развития и повышения эффективности марикультуры Дальневосточного региона представляется чрезвычайно перспективной [Гаврилова, Ким, 2016]. Актуальной задачей является районирование побережья на основе данных гидрологических и

гидробиологических исследований, позволяющее учесть наиболее вероятные факторы риска, связанные с экстремальным воздействием гидрометеорологических условий, таких как выпадение сильных осадков при прохождении тайфунов, приводящих к резкому распреснению вод и залповым выносам терригенного материала [Акулин и др., 2015].

Основой для развития региональной систем обеспечения в области аквакультуры могут быть существующие разработки в смежных области мониторинга и динамического моделирования. На текущий момент в регионе создана информационная инфраструктура поддержки гидрометеорологического мониторинга, основанная на международных стандартах описания данных наблюдений любого обобщения и типов, стандартах межмодельной и межплатформенной интеграции, которые потенциально способны полностью решить задачи информационного обеспечения физико-математических моделей и представления результатов моделирования и прогнозирования для целей аквакультурной деятельности в регионе [Bugaets, 2018].

Работы по моделированию гидродинамики вод залива Петра Великого проводились Н.И. Савельевой [Савельева, 1989] и Э.А. Иващенко [Иващенко, 1993], в рамках линейной нестационарной модели (уравнения мелкой воды) проведены расчеты течений Уссурийского и Амурского заливов. Расчет диагностических течений в заливе Петра Великого выполнен П.А. Файманом [Файман, 2003], разномасштабной циркуляции в северо-западной части и в шельфовой зоне Японского моря В.И. Пономаревым [Пономарев и др., 2013, Пономарев и др., 2015]. В целях оценки возможного экологического ущерба от разлива нефтепродуктов в 2007 году разработана модель расчета переноса и трансформации нефтяного загрязнения в дальневосточных морях, включающая блок расчета гидродинамических параметров в зависимости от скорости и направления ветра, приливных течений и турбулентной диффузии [Мишуков и др., 2007]. В рамках моделирования динамики вод и построения карт пространственного распределения лагранжевых когерентных структур (Lagrange Coherent Structure, LCS) для Уссурийского и залива Петра Великого специалистами

Тихоокеанского океанологического института ДВО РАН была использована модель течений, основанная на Системе моделирования региональной океанографии (Regional Ocean Modeling System – ROMS, www.myroms.org). Данная модель хорошо зарекомендовала себя при моделировании различных физических процессов в зал. Петра Великого [Олейников и др., 2011; Пранц и др., 2011; Fayman et al., 2019a; Fayman et al., 2019b].

Полученные результаты перечисленных выше моделей гидродинамики вод в целом хорошо соответствуют общепринятым представлениям о структуре циркуляции вод в заливе Петра Великого [Файман, 2003]. В тоже время, в контексте использования результатов этих исследований для целей региональной и особенно прибрежной аквакультуры можно отметить существующие общие недостатки. Прежде всего использование значительного размера ячеек расчетной сетки (500 метров и более). В узлах сетки, близких к береговой черте, не учитываются особенности батиметрии, что не позволяет провести точное численное моделирование гидродинамических процессов, происходящих непосредственно в прибрежной зоне. Кроме того, для акваторий с глубинами менее 10 метров использование проинтегрированных по глубине уравнений движения и неразрывности теории мелкой воды в нелинейном виде затруднено из-за сложностей аппроксимации нелинейных членов уравнений [Вольцингер и др., 1968, Вольцингер и др., 1977]. Также можно отметить, что для создания гидродинамических моделей в большинстве случаев использованы открытые цифровые модели батиметрии. Низкая точность пространственного горизонтального и, как следствие, вертикального разрешения подобных данных о батиметрии [СТО, 2017; Куликов и др., 2016; Минеев, 2020; Абрамова, 2021] ограничивает применения результатов гидродинамических моделей для развития аквакультуры в прибрежных районах. В России практически каждый подобный проект требует проведения батиметрических работ и создание специальной ЦМР.

В качестве краткого резюме отметим, что марикультура двустворчатых моллюсков является одним из самых быстрорастущих секторов производства продуктов питания, что в свою очередь формирует потребность разработки

стратегий управления марифермами. Оценка продуктивности прибрежных акваторий, при размещении объектов морской аквакультуры, представляет собой достаточно сложную задачу, требующую для своего решения комплексного применения существующих методик и разработки новых подходов, отвечающих современным требованиям. Перспективы развития новых методов в продукционной гидробиологии, направленных на создание методов определения и моделирования динамики продукционной емкости водных объектов, связаны с применением методов математического моделирования.

В настоящее время в мировой аквакультурной практике накоплен успешный опыт применения глобальных и региональных моделей различного типа, учитывающих влияние прилегающих к акваториям водосборов, разработаны разнообразные комплексные критерии, учитывающие географические, гидрологические, экологические, экономические и иные факторы, при обосновании размещения и устойчивого функционирования мариферм, в том числе с учетом недостатка или отсутствия данных наблюдений [Ferreira et al., 2007a, Kapetsky, Aguilar-Manjarrez, 2007, Ross et al., 2013, Silva et al., 2011]. За последнее десятилетие было разработано значительное число имитационных моделей садковой аквакультуры для прогнозирования изменения состояния окружающей среды с различными видами подачи питательных веществ, в виде растворенных и твердых частиц [Byron, Costa-Pierce, 2013].

Сложность моделей может варьироваться от простых математических расчетов до более сложных интегрированных процессов, требующих специализированного программного обеспечения. В практике управления прибрежной зоной наиболее востребованы пространственно-распределенные модели, за счет более точного описания гидродинамики и биогеохимических процессов. Физическая обоснованность моделей водных экосистем позволяет прогнозировать различные виды воздействий на экосистемы и их последствия используя данные мониторинга, различного рода реанализов и численных прогнозов [Ford, 1999], в том числе с учетом изменения климата. Такие модели также используются для управления фермами марикультуры при оценке качества

вод, что помогает свести к минимуму гибель гидробионтов и спрогнозировать рентабельность от этого вида деятельности [Beveridge, 1984; Beveridge, 1996; Beveridge, 2004]. В тоже время, сложность задания граничных условий и параметризации подобных моделей затрудняет их широкое применение, влияет на точность результатов и требует адаптации моделей к целям конкретных исследований [Filgueira et al., 2015].

Поскольку «идеальных» мест для аквакультуры не существует, всегда будут востребованы методы нахождения компромиссных решений. Задачей МПП является разработка инструментов, необходимых для обнаружения областей и сведение к минимуму потенциальный конфликтов между различными водопользователями, в том числе между аквакультурой и другими морскими секторами [Griffin et al., 2015].

В большинстве случаев, для оптимизации геометрии (границ мариферм) и конфигурации (оптимального взаимного пространственного расположения мариферм на акватории) арендных участков, а также для определения видов совместно культивируемой аквакультуры, используются модели ферм, [Pilditch et al., 2001; Aure et al., 2007; Rosland et al., 2011; Duarte et al., 2008]. Они особенно полезны в сочетании с экономическими моделями, поскольку позволяют оценить оптимальное производство на основе экономической прибыли [Ferreira et al., 2007]. Из-за значительного влияния местных условий окружающей среды на функционирование экосистем, исследования приемной емкости проводятся для конкретных участков [Cranford et al., 2012]. Два компонента приемной емкости - физическая и продукционная, обычно исследуются с использованием ГИС и математических моделей, описывающих сложные взаимодействия между аквакультурой и окружающей средой. С увеличением масштабов аквакультурной деятельности, требования к данным для систем поддержки принятия решений (СППР) также расширяются [Ferreira et al., 2012], соответственно использовать специфичные для аквакультуры СППР в более широких системах пространственного планирования, таких как МПП или КУПЗ сложно, поскольку до настоящего времени не создана обобщенная теория, описывающая на должном

уровне структурной детализации, динамику водных экосистем. Необходимо обобщение знаний о механизме функционирования водных экосистем, которое может быть получено путем моделирования трофических связей и биотического потока энергии при строгом соблюдении первого закона термодинамики [Бульон, Бергер, 2020].

Следуя за мировыми тенденциями в Российской Федерации, в том числе на Дальнем Востоке, создаются системы управления прибрежными территориями, внедряются современные передовые методы и технологии оценки и прогнозирования состояния морских экосистем. В тоже время следует отметить, что методическая и информационная база поддержки развития аквакультуры развита пока недостаточно. Отдельную проблему представляет решение вопросов, связанных с получением данных, описывающих физические, биологические, экономические, социальные и инфраструктурные аспекты, в зависимости от местоположения марифермы, особенностей физиологии и систем культивирования гидробионтов. В следующих разделах описываются разработанные в рамках данного исследования методы, позволяющих на основе данных гидрометеорологического мониторинга и численного моделирования выполнять обоснованный выбор акватории культивирования гидробионтов, долгосрочное прогнозирование продуктивности мариферм с учетом риска неблагоприятного воздействия гидрометеорологических факторов и, таким образом, обеспечить устойчивое развитие региональной аквакультуры.

Глава 2. Объекты исследования

2.1 Физико-географическая характеристика района исследований

Бухта Воевода – полузакрытая бухта второго порядка Амурского залива, расположена на западном побережье о. Русский (залив Петра Великого, Японское море). Площадь бухты около 4 км², включает в себя две бухты второго порядка – Круглую (площадь 1.6 км², объем- 0,0019535 км³) и Мелководную (площадь 2.4 км², объем - 0,0034907 км³). В периоды активного циклогенеза и выхода тайфунов существенное влияние на гидрологический режим бухты оказывает приток пресных вод с прилегающего водосбора, большую часть которого составляет река Русская. Характеризуется значительной пространственно-временной изменчивостью параметров среды, определяющихся климатическими и гидрологическими процессами, формирующими режим вод Амурского залива (рисунок 2.1) [Барабанщиков и др., 2015].



Рисунок 2.1 Бухта Воевода (о. Русский, залив Петра Великого, Японское море).

Климат в районе исследований определяется климатическими условиями залива Петра Великого: умеренный муссонный, обусловлен сезонным влиянием обширных барических образований, формирующихся над территорией материка и бассейном Тихого океана, географическим расположением, траекториями прохождения циклонов и тайфунов, воздействием Приморского и Цусимского течений. В зимний период года господствуют холодные сухие воздушные массы, приносимые северными и северо-западными воздушными потоками из области Азиатского антициклона, в летний - влажный, сравнительно теплый воздух, поступающий со стороны Японского и Охотского морей при установлении Тихоокеанского субтропического максимума. Для первой половины лета характерны длительные обложные осадки небольшой интенсивности. Тайфуны, проходящие в августе-сентябре, приводят к резкому подъему уровня воды в реках, их разливу в нижнем течении и сильному распреснению в прибрежных акваториях залива Петра Великого [Будаева и др., 2010].

В период ноябрь - март, вследствие действия сформировавшихся барических центров атмосферы (азиатского максимума атмосферного давления и алеутского минимума), происходит перенос холодного континентального воздуха с материка на море (зимний муссон). В результате устанавливается морозная, малооблачная погода с небольшим количеством осадков и преобладанием ветров северного и северо-западного направлений. В январе над всей акваторией наблюдается максимальная повторяемость (60-70%) ясных дней, пасмурных - до 25%. Весной ветровой режим неустойчивый, температура воздуха сравнительно низкая и возможны длительные периоды сухой погоды. В это время года повторяемость пасмурных дней с низкой облачностью возрастает в 1,5-2 раза.

Летний муссон действует с мая по сентябрь. В первую половину летнего муссона (до середины июля) идет вынос воздушных масс с Охотского моря, что обуславливает прохладную, пасмурную погоду с туманами и обложными осадками. С середины июля район исследования находится под влиянием воздушных масс с акватории южной части Тихого океана, в этот период наблюдается теплая погода с относительно большим количеством осадков и

туманов. В середине лета дни с пасмурной погодой над акваторией залива наблюдаются уже в 75-85 случаев. В этот период за счет поступления с юга влажного морского воздуха в прибрежных районах формируется низкая выносная облачность местного происхождения. Наиболее плотная облачность с минимальной высотой нижней границы обычно наблюдается в ночные часы. В первой половине дня нижняя кромка выносной облачности поднимается, и она быстро рассеивается.

Осень в заливе Петра Великого - обычно теплая, сухая, с преобладанием ясной, солнечной погоды. Повторяемость появления низкой облачности резко уменьшается. Теплая погода держится в отдельные годы до конца ноября. В целом устойчивый муссонный характер погоды часто нарушается интенсивной циклонической деятельностью. Прохождение циклонов сопровождается увеличением облачности до сплошной, выпадением ливневых осадков, ухудшением видимости и значительной штормовой деятельностью.

Стационарные гидрометеорологические наблюдения в бухте Воевода не велись, но с достаточной для практических целей точностью климатические особенности бухты могут быть описаны по данным ГМС «Владивосток» (31960). Имеющиеся данные о гидрометеорологическом режиме района ограничиваются сезонными гидролого-гидрохимическими исследованиями в период 2011 – 2012 гг. специалистами ТОИ ДВО РАН.

За период исследования (1989–2019) по данным метеостанции «Владивосток» (WMO 31960) максимальное, среднегодовое и медианное значения солнечной радиации составили 31.07, 5.82 и 6.6 МДж соответственно. Среднемесячное атмосферное давление имеет простой годовой ход с максимумом в зимний период (1045.9 мб) и минимумом в летний (977.4 мб). Среднее значение атмосферного давления на уровне моря 1014.96 мб, медиана – 1014.7 мб.

Самым теплым месяцем в году является август, когда средняя месячная температура воздуха повышается до 20 °С, а максимальная достигает 31.2 °С. В это время возможны и кратковременные понижения температуры до 10 °С. Тенденция общего понижения температур воздуха наблюдается со второй половины августа и

становится особенно выраженной в октябре - ноябре. В начале октября температура воздуха может опускаться до отрицательных значений, средняя длительность безморозного периода 190 дней.

Температура воздуха колеблется от -25.2 (25.01.1990) до + 32.8 (06.07.2017) °С, среднегодовое значение около + 9.2 °С, медиана + 6.7 °С. Наиболее холодным месяцем в году является январь, средняя месячная температура составляет -13 °С.

Устойчивый переход среднесуточной температуры воздуха к отрицательным значениям обычно происходит в середине ноября, к положительным - в начале третьей декады марта. Продолжительность периода со среднесуточной температурой воздуха ниже 0 °С составляет около 120 суток, ниже минус 10 °С - 45 суток, ниже минус 15 °С - 15-16 суток, ниже минус 20 °С - 1-2 суток за год.

Относительная влажность воздуха изменяется в диапазоне от 6% до 100%, среднегодовое ее значение 70.95%, медиана 73 %. Влажность воздуха в целом характеризуется повышенными значениями, изменчивость которых находится в зависимости от типа атмосферной циркуляции (зимний и летний муссон, переходные периоды), погодных условий, времени суток и географического положения района. Среднегодовое количество осадков составляет 848 мм, максимальное суточное количество осадков 243.5 мм (13.07.1990).

В период зимнего муссона наблюдаются минимальные значения относительной влажности, среднемесячные величины которых колеблются 45-55%. В летнее время, особенно в июле, здесь наблюдаются наиболее высокие среднемесячные значения относительной влажности 90-95%.

С мая по август в Амурском заливе преобладают преимущественно южные и юго-восточные ветры, с октября по март - северные и северо-западные ветры; изредка наблюдаются северо-восточные ветры, которые отличаются большой силой и сопровождаются пургой. В апреле и сентябре ветры неустойчивые.

В середине и конце лета отмечаются бризы, с полудня до захода солнца наблюдаются морские бризы с юго-западных направлений [Луция, 1984].

В период зимних муссонов в исследуемом районе преобладают ветры северных и северо-западных направлений (до 30 %). Весной происходит

перестройка барического поля и по сравнению с зимой увеличивается повторяемость южных и юго-восточных румбов. Летом преобладают ветра южных и юго-восточных направлений, в осенний период характер циркуляции перестраивается: увеличивается повторяемость северо-западных ветров (до 15 %).

Преобладающим направлением ветра является северное (37%). Средняя скорость ветра 5.8 м/с, максимальная 36.0 м/с (20.04.2005), медиана 5 м/с.

Лед в северо-восточной мелководной части Амурского залива появляется во второй декаде ноября. В конце декабря — начале января большая часть Амурского залива покрывается неподвижным льдом. В конце марта лед начинает взламываться и выноситься северными ветрами. Во второй декаде апреля залив полностью очищается от льда [Лоция, 1984]

Гидрологический режим залива Петра Великого описан в работах Баталина А.М (1958), Леонова А. К. (1960), Бирюлина Г.М. и др. (1970). Впервые данные о сезонной изменчивости гидрологического и гидрохимического режимов залива Петра Великого были обобщены в комплексной работе [Супранович, Якунин, 1973]. В акватории Амурского залива гидролого-гидрохимические исследования проводились Е.И. Ластовецким и В.М. Вещевой (1964), в заливе Петра Великого - Н.Ф. Подорвановой (1989). В настоящее время комплексные прибрежные исследования проводятся сотрудниками ТОИ ДВО РАН, ТИНРО, ДВНИГМИ, ИБМ ДВО РАН, ДВФУ [Семкин, 2018].

Гидрологический режим залива Петра Великого формируется под влиянием стока материковых воды геоморфологических особенностей водосбора. Пространственное распределение солёности и ее внутригодовые колебания зависят от речного стока, его влияние прослеживается в верхнем слое до глубины 10 м. Сезонный ход солёности воды характеризуется минимумом летом и максимумом зимой, что определяется внутригодовыми колебаниями стока рек и особенно хорошо выражен в мелководной части залива, куда впадает много рек, а также в изолированных заливах и бухтах, также подверженных сильному воздействию речного стока.

Вода в некоторых районах залива распреснена до солоноватой. В открытой части залива соленость по своим значениям приближается к солености вод Японского моря. В Амурском заливе наиболее низкие значения солености отмечаются на севере и у западного побережья. На глубине 5 м соленость не ниже 33 PSU.

Внутригодовые колебания солености на поверхности в заливе Петра Великого составляют от 3 до 7 PSU. Межгодовые колебания солености могут достигать 6 PSU и более.

Весной на поверхности в вершине Амурского залива соленость воды составляет 28 PSU, в вершине Уссурийского залива 32.5 PSU., на остальной акватории залива Петра Великого соленость воды достигает 33 PSU, в мористых районах — 34 PSU. Летом поверхностные воды залива Петра Великого подвергаются наибольшему распреснению. В вершине Амурского залива соленость составляет 20 PSU, в прибрежных водах и вторичных заливах соленость воды менее 32.5 PSU. В открытых районах залива Петра Великого соленость воды колеблется около 33 PSU. Осенью соленость воды на поверхности в приустьевых районах Амурского залива составляет 28 PSU, в Уссурийском заливе 33.5—34.0 PSU. Зимой соленость воды в заливе Петра Великого составляет около 34 PSU.

Сезонные изменения гидрологических элементов в заливе Петра Великого прослеживаются до глубины 50 м. Однако прогрев вод в теплую половину года наиболее заметно проявляется в слое 0—30 м, а опреснение, связанное с воздействием речного стока и его внутригодовыми колебаниями, в слое 0—10 м.

Основные черты пространственного распределения плотности морской воды в заливе Петра Великого определяются различием плотности между прибрежными и мористыми районами залива. Наиболее резко они проявляются в верхнем 10-метровом слое, находящемся под интенсивным воздействием речного стока. Распределение плотности в заливах Амурском заливе зависит от особенностей циркуляции вод. Весной на поверхности условная плотность морской воды в заливе Петра Великого изменяется от 21.0 до 27.0; наименьшие ее значения (20.0 — 21.0) отмечены в вершинах заливов Амурского и Америка. Воды, стекающие

вдоль западного побережья Амурского залива, характеризуются условной плотностью 21.0—23.0. Летом пространственное распределение плотности воды в заливе неоднородно. В вершине Амурского залива условная плотность воды на поверхности составляет 12.0—12.4. Сточные воды этого залива до мыса Брюса характеризуется условной плотностью менее 22.0. Вода в открытых районах залива характеризуется условной плотностью около 24.0. На горизонте 10 м распределение условной плотности становится стабильным — ее значения колеблются от 23.0 в вершине Амурского залива до 24.2 в мористых районах залива Петра Великого. В глубоководных районах залива условная плотность воды у дна достигает значения 27.2. Осенью в эстуарных участках залива на поверхности условная плотность воды составляет около 19.0—22.0, в открытых районах залива Петра Великого около 27.0. На горизонте 10 м условная плотность воды колеблется от 24.0 в прибрежных водах до 27.0 в море. Начиная с глубины 50 м, условная плотность воды почти не меняется и составляет около 27.0—27.2. В зимнее время условная плотность распределяется однородно и составляет 27.1—27.2 на поверхности и в глубине. Таким образом, термическое расслаивание вод залива летом, сопровождаемое распреснением поверхностного слоя, обуславливает сезонные колебания плотности, предельное значение которых достигает 15.2 условных единиц плотности в прибрежных водах.

Особенностью циркуляции вод в заливе Петра Великого является то, что суммарные течения неустойчивы, и зависят от приливных фаз, стока рек и господствующих ветров. Приливная компонента, не превышает 0.2 узла и сопоставима с непериодической компонентой, вызываемой действием различных гидрометеорологических факторов. Скорости течений в заливе незначительны — обычно не превышают 0.5 узла. Направления постоянных течений формируются стоком вод из Амурского и Уссурийского заливов в сторону открытого моря, при этом выражена тенденция движения вод с востока на запад. В северной части Амурского залива прослеживается круговорот вод в направлении против часовой стрелки. Морские воды из открытой части залива Петра Великого проникают в Амурский залив в основном через пролив Босфор Восточный. В Амурском заливе

морские воды распространяются вдоль восточного побережья залива, материковые воды стекают в открытые районы залива Петра Великого вдоль западного побережья Амурского залива. В результате в северной части Амурском заливе создается местная циклоническая циркуляция вод. Общее движение вод в Амурском заливе характеризуется наличием северной части залива антициклонический, а в южной — циклонической циркуляций. В северной части залива ощущается влияние течений рек Раздольная и Амба. Приливные течения в заливе слабые, и только в узкостях их скорость достигает 1.6 уз. В тихую погоду течение бывает заметно в прилив у юго-восточного берега залива, в отлив — у северо-западного [Люция, 1984].

Волнение в заливе Петра Великого имеет достаточно хорошо выраженный сезонный ход, обусловленный сезонными изменениями атмосферной циркуляции над заливом. С октября по март преобладает волнение западных и северо-западных румбов, с апреля по сентябрь — преимущественно волнение южных, юго-восточных и юго-западных румбов. В закрытых бухтах и гаванях наибольшие высоты волн достигают 1.2—2 м, повторяемость максимального волнения невелика — преимущественно 0.2% и не более 2.6%. В открытой части максимальное волнение до 5 м. Повторяемость максимального волнения составляет 0.2%. Наибольшие высоты волн отмечены, главным образом, в период осенних штормов. В исключительных случаях, при особо сильных штормах, высота волны в открытых районах залива достигает 6 м. Приливные колебания уровня хорошо выражены. Приливы относятся к типу неправильных полусуточных. Приливные колебания уровня с большой полусуточной составляющей наблюдаются в открытой части залива Петра Великого и Амурском заливе. Средняя величина полусуточного прилива в сизигию в заливе Петра Великого колеблется около 0.2 м. Также отмечены сейшевые колебания двух видов: первый - высотой 2–3 см и периодом от 5 до 13 мин., второй - высотой колебаний уровня до 70 см и периодом до 60 мин., формируется при прохождении циклонов. Средний уровень моря имеет ярко выраженный сезонный ход, с одним максимумом летом (в августе) и одним минимумом зимой (в январе) [Супранович,

Якунин, 1976]. Тропические циклоны, сопровождаемые сильными ветрами, резким падением атмосферного давления, выпадением большого количества осадков и ветровым нагоном вод способны значительно влиять на подъем уровня. Учитывая эти факторы, абсолютная амплитуда колебаний уровня может достигать 1.60 м [Ластовецкий, Вещева, 1964].

В заливе Петра Великого широко развито мелководье, взаимодействие речных и морских вод, процессы конвективного перемешивания, проникающие во многих районах залива до дна, способствуют обильному насыщению всей водной массы кислородом. Осенью отмечается повышение концентрации O_2 в мористых районах до 7 мл/л. В прибрежных районах наблюдаются пониженные концентрации O_2 на уровне 5.5–6.0 мл/л. Распределение концентрации O_2 , полученное при пространственном и временном осреднении демонстрирует относительно высокие концентрации O_2 в течение всего года [Лучин и др., 2005; Лучин, Тихомирова, 2012]. Однако для придонных вод заливов второго порядка отмечается дефицит кислорода. Весной и осенью распределение кислорода довольно однородно. Летом насыщение воды кислородом на поверхности может повышаться до 165%, а у дна возможны понижения до 27% [Родионов, 1984; Тищенко и др., 2011; Тищенко и др., 2013].

Сезонная и пространственная изменчивость температуры и солености в бухте Воевода во многом зависит от тех же климатических и гидрологических процессов, которые определяют режим вод Амурского залива. Поле температуры и солености в весенний и осенний период характеризует эти сезоны как переходные между наиболее теплым летним и холодным зимним сезоном. В летний сезон воды кутовой части бухты имеют минимальную соленость, а в зимний сезон — максимальную. Весной температура поверхностных и придонных вод находится в пределах соответственно 11.0–14.0 и 5.5–13.5 °С. В летний период температура повсеместно превышает значения 17.9 °С, характерные для мористой части района, достигая максимальных значений — 20.3 °С — в кутовой части бухты. В период осеннего охлаждения температура поверхностных и придонных вод находится на уровне соответственно 14.0 – 14.4 и 11.5 – 14.0 °С.

В зимний сезон на основной части акватории бухты температура воды на придонном горизонте выше, чем в поверхностном слое. Температура придонных вод достигает минус 1.20 °С, в то время как температура поверхностных вод на основной части акватории находится на уровне минус 1.78 °С.

Распределения солёности в весенний период для поверхностного горизонта косвенно указывает на приток вод повышенной солёности вдоль южного берега акватории из моря в бухту. Солёность поверхностного слоя в мористой части бухты составляет 29.0 и 28.3 PSU в районах соответственно южного и северного побережья. Однако распределение солёности для придонного горизонта в этой части бухты имеет противоположный характер: она в этом районе повышается до 31 и 33 PSU соответственно у южного и северного побережий. Для придонных вод, благодаря компенсационным эффектам, ситуация противоположная. Максимальная солёность (29.6 PSU) в весенний период для поверхностного горизонта отмечается в южной части акватории бухты Мелководной. В условиях отсутствия источников распреснения в направлении кутовой части солёность понижается до 26 PSU.

В летний период распределение солёности в поверхностном горизонте мористого района было подобным распределению солёности весной. Изолиния 32 PSU отделяет воды повышенной солёности, проникающие вдоль южного побережья в бухту, от вод пониженной солёности, выходящих из бухты. Распределение солёности в районе бухты Мелководной в летний период во многом определяется влиянием р. Русской, воды кутовой части имеют солёность на уровне 14 PSU.

В осенний период солёность для всей акватории бухты Воевода изменяется от 32.72 PSU в кутовой части до 32.82 PSU в районе захода вод Амурского залива в бухту. В придонных горизонтах пространственные изменения солёности незначительны, от 32.7 до 33.3 PSU. Области повышенной солёности и пониженной температуры совпадают.

Максимальные значения солёности в бухте Воевода были отмечаются в зимний период, наиболее солёные воды (34.64 PSU) фиксируются в кутовой части

бухты. В мористом районе бухты Воевода соленость поверхностного и придонного слоев соответственно 34.36 и 34.30 PSU. Для южной части бухты Мелководной значения солености для поверхностного и придонного горизонтов составили соответственно 34.28 и 34.26 PSU, а для кутовой части — 34.60 и 34.54 PSU. Минимальное и максимальное сезонные значения солености в бухте Воевода составляют 32.6 (июнь-август) – 34.43 PSU (декабрь-февраль). Сильное распреснение во время тайфунов указывает на то, что объем внутренних бухт сопоставим с объемом стока пресных вод с прилегающего к берегам водосбора (Барабанщиков и др., 2015).

Средняя величина прилива в бухте Воевода составляет 0.2 м с максимальной амплитудой 0.43 м [Деева, 1972].

По данным [Администрация, 2019] среднее значение содержания кислорода в водах Амурского залива составляет 9.21 мл/л. В бухте Воевода весной и осенью распределение величин растворенного O_2 достаточно однородно, без наличия ярко выраженных экстремумов. В целом наименьшие концентрации O_2 в исследуемой акватории наблюдаются в летний сезон. При этом для поверхностного слоя на основной части акватории концентрация кислорода находилась на уровне 240–250 мкмоль/кг. В придонном горизонте концентрация O_2 практически во всей бухте была систематически понижена на 15–20 мкмоль/кг в сравнении с концентрацией O_2 в поверхностном горизонте. Выделяются две области — бухта Круглая и центральная часть бухты Мелководной. Концентрации кислорода в этих районах наименьшие в сравнении со всей акваторией и находятся на уровне соответственно 170 и 150 мкмоль/кг. Вблизи устья р. Русской был отмечен локальный максимум кислорода. Наибольшая концентрация O_2 в поверхностном слое данного района достигает 350 мкмоль/кг. В зимний сезон в поверхностном слое концентрация O_2 находится в диапазоне 390–450 мкмоль/кг, в придонном слое почти повсеместно превышает концентрацию кислорода в поверхностном слое до 435 - 455 мкмоль/кг. Максимальные значения O_2 (455 мкмоль/кг) в придонном слое были зафиксированы в северной части бухты Мелководной [Барабанщиков и др., 2015].

В бассейн Амурского залива впадают ручьи и реки Раздольная, Амба, Барабашевка, Нарва, Шмидтовка, Богатая и Пионерская, единственная островная река архипелага Императрицы Евгении - Русская (о. Русский), самой крупной из которых является р. Раздольная. Реки бассейна по условиям водного режима относятся к дальневосточному типу с хорошо выраженным преобладанием дождевого стока, гидрологический режим определяется муссонным характером климата.

Основной особенностью малых рек бассейна Амурского залива является высокая динамичность гидрологического режима - изменчивость по сезонам года и годам, сравнительно небольшая протяжённость, обусловленная тем, что водоразделы проходят вблизи морского побережья. В верхнем течении большинство рек имеют ярко выраженный горный характер, в среднем и нижнем течении долины как правило расширяются, уклоны уменьшаются, скорости течения падают, образуя протоки и излучины. Питание рек смешанное, с преимуществом дождевого. Для водного режима рек характерно невысокое растянутое половодье с высокими дождевыми паводками в период тайфунов (июль–август), вызывающими иногда катастрофические наводнения, низкая зимняя межень. Замерзают реки в ноябре – начале декабря, вскрываются в начале марта – апреле. При относительно высокой общей водоносности эта территория характеризуется особенно резко выраженной неравномерностью стока. Региональный режим и неустойчивость муссонных осадков обуславливает наличие двух максимумов стока (весеннего и летне-осеннего) и минимума – зимой. На неравномерность водного режима помимо неустойчивого характера питания влияют и другие естественные условия: преобладание горного рельефа, малая регулирующая емкость подземных бассейнов вследствие залегающих близко к поверхности водонепроницаемых пород, распространение тяжелых слабопроницаемых грунтов, слабая пропускная способность русел рек в нижнем и среднем течении. Весь этот комплекс природных факторов является причиной неустойчивости гидрологического режима.

Река Русская - островная малая река о. Русский Приморского края. Длина реки - 5 км., площадь водосбора - 17.18 км², ширина русла изменяется в пределах от 0.4 до 2-х метров, в районе устья - до 6-8 м, уклон реки — 32 м/км. Истоки реки располагаются на южных склонах горы Русской (высота - 291 м), течение направленно в южном направлении в верхней части и юго-западном направлении в нижней, впадая в бухту Воевода в вершине бухты Мелководной. Берега обрывистые, высотой до 1 м., сложенные суглинками, и состоящие из гравия, песка и гальки. Речное русло слабоизвилистое. Вблизи устья реки Русской, в нее впадает крупный приток. От бухты Воевода устье отгорожено мелководным баром.

Наблюдения за стоком р. Русской ранее не велись, в литературных источниках лишь приводятся данные отдельных оценок [Барабанщиков и др., 2015]. В октябре 2019 г. измеренный специалистами ТИГ ДВО РАН расход воды в реке составил 0.035 м³/с. Максимальный расход, оцененный по уровню меток высоких вод, может достигать величины 14 м³/с, модуль стока 800 л/(с·км²).

Водосбор реки Русской покрыт густым широколиственным лесом, преимущественно из дуба монгольского. Среди сопутствующих пород широко распространены липы, клены, ясени, бархат; кустарниковый ярус развит слабо; проективное покрытие травостоя составляет более 50%. Почвенный покров представлен буроземами [Иванов, 1976]. Их гидрологический режим характеризуется свободным внутрипочвенным дренажем, что обусловлено легкосуглинистым механическим составом поверхностных горизонтов и повышенной скелетностью (до 80% от объема почвенной массы) нижней части профиля. Содержание скелета уже на глубине 11-20 см достигает 50% от объема почвенной массы и нарастает вниз по профилю, переходя на глубине 65 см и ниже в грубообломочные элюво-делювиальные отложения. Аккумулятивно-гумусовые горизонты почв характеризуются, как правило, легкосуглинистым составом почвенной массы. Суммарное содержание фракции физической глины (<0.01мм) варьирует в пределах 25-29%. Река Русская принадлежат к полугарному типу рек, питание реки смешанное с преобладанием дождевого. Характерна одна волна половодья, форма гидрографа одновершинная.

В соответствии с рекомендациями СП 33-101-2003 отобрана река-аналог со сходными условиями формирования стока и близкими гидрографическими характеристиками – река Нарва [Свод правил, 2004].

Река Нарва берет начало на восточных склонах г. Высотная (996 м), впадает в бухту Нарва Амурского залива Японского моря. Длина реки 38 км, площадь водосбора 332 кв.км, средняя высота - 200 м, общее падение реки 630 м, средний уклон 16.6 ‰. Основные притоки: р. Цугачёвка, руч. Стрелковый, р. Левая Нарва.

Бассейн реки расположен в горном районе, называемом Черными горами. По условиям орографии его можно разделить на две части — правобережную и левобережную. Левобережная — наиболее высокая часть бассейна — охватывает водосборы основных притоков реки; высотные отметки водораздельных гребней горных гряд и отдельных сопок колеблются от 400-600 до 700-800 м. Правобережная часть бассейна характеризуется крупнохолмистым рельефом; высота холмов здесь 200-300 м, причем вершины их сильно денудированы и потому имеют сравнительно мягкие очертания. Верхняя часть бассейна покрыта лесами. На остальной его площади обширные пространства заняты гарями и участками, где лес вырублен. Общая залесенность бассейна составляет 61%. Речная сеть наиболее развита в левобережной части бассейна. Средний коэффициент ее густоты равен 1.8 км/ км².

Долина реки большей частью прямая, трапецеидальная, ширина ее 0.8-1.2 км. Склоны долины образованы скатами гор, они сильно расчленены долинами притоков, падями, распадками и оврагами, покрыты смешанным лесом. Местами на склонах обнажены коренные породы в виде скал и осыпей.

Пойма в верхнем течении прерывистая, ниже — сплошная, двухсторонняя; преобладающая ширина ее 0.3-0.7 км (наибольшая — 1.2 км). Поверхность поймы ровная, правобережная часть в среднем и нижнем течении заболочена; местами встречаются небольшие озера. Грунт поймы в прирусловой части супесчаный, с примесью камней и гальки, на удаленных от русла участках суглинистый.

Русло умеренно извилистое и разветвленное. До устья р. Цугачёвка преобладающая ширина реки равна 4-8 м, ниже 10-20 м (наибольшая 40 м).

Преобладающие глубины 0.3-0.7 м, скорости течения воды 0.5-0.8 м/сек. В верхнем течении реки дно русла преимущественно каменистое, в остальном — песчано-галечное. Берега реки крутые, высотой 0.5-2.0 м, поросли кустарником.

Весеннее половодье наблюдается лишь в отдельные годы. Подъем уровня воды обычно начинается в третьей декаде марта, наибольший подъем отмечается в первой половине апреля; величина его не превышает 0.3-0.5 м. В мае-ноябре по реке проходят 2-5 дождевых паводков. Величина подъема в паводок в среднем составляет 0.8-2.3 м.

Устойчивая летне-осенняя межень наблюдается лишь в маловодные годы, тогда ее продолжительность составляет 42–55 дней.

Сток внутри года распределен крайне неравномерно: до 92% его годового объема проходит в теплую часть года (апрель — ноябрь). Распределение стока в году происходит в соответствии с двумя типовыми схемами (повторяемость каждой схемы около 50%):

- паводочный режим в течение всего теплого периода. Паводки почти непрерывно следуют друг за другом и имеют, как правило, значительные размеры;
- паводочный режим во вторую половину теплого периода (август-ноябрь), в первую половину — небольшое половодье и паводки или сравнительно устойчивая межень;

Река замерзает в начале декабря. Средняя продолжительность ледостава 109 дней. Зимой уровни воды устойчивы. Вскрытие реки происходит в конце марта, лед обычно тает на месте [Микуленко, 2011]. Сравнительные графики среднемесячного модуля стока и гидрографов рек Нарава и Русская представлены на рисунках 2.2 и 2.3.

2.2 Геоморфология водосбора бухты Воевода.

Геологически район исследований относится к Южно-Приморской зоне (Муравьевско-Дунайская структурно-формационная зона), с развитым нижне- и верхнепермским вулканическим складчатым комплексом, сложен пермо-

триасовыми прибрежно-морскими отложениями и перекрывающими их палеозойскими гранитоидами (рисунок 2.4) [Триас и юра Сихотэ Алия, 2004].

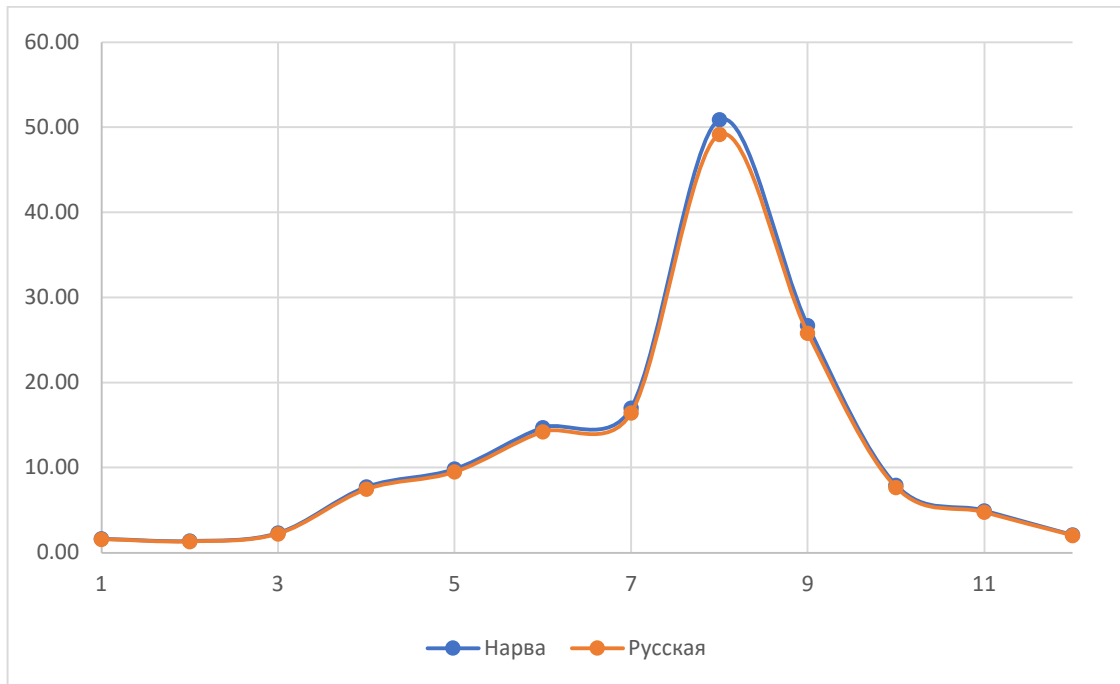


Рисунок 2.2 Среднемесячный модуль стока (л/сек*км²)

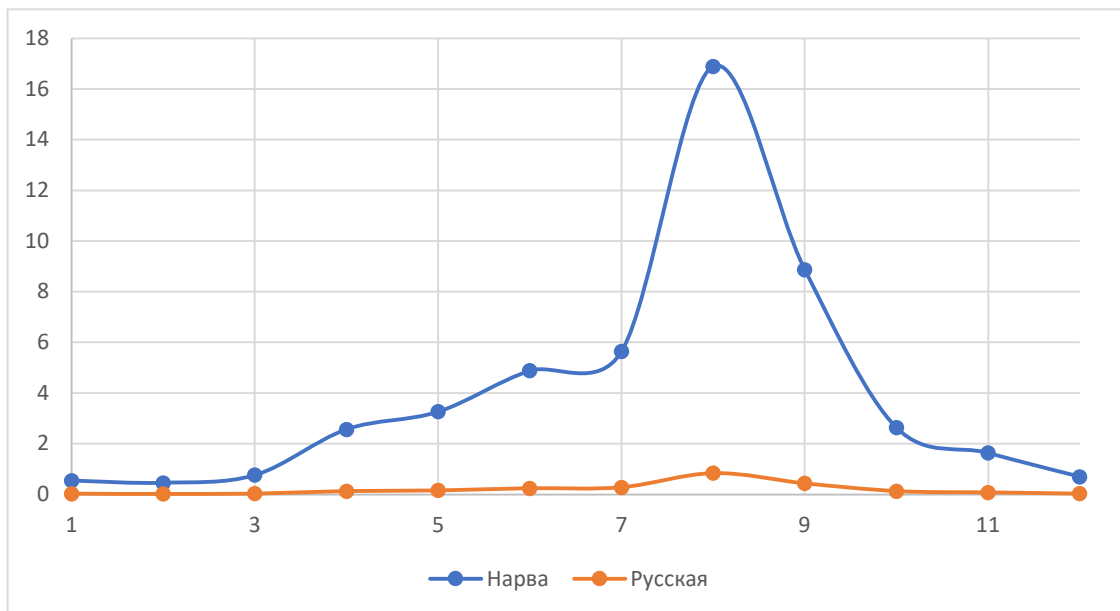


Рисунок 2.3 Гидрограф (среднемесячный расход воды, м³/сек)

Крутые склоны останцовых массивов расчленены глубоко врезанными щелевидными ложками и оврагами, которые дренируются небольшими ручьями и

многочисленными родниками. В вершинах ложков наблюдаются водосборные воронки иногда с почти отвесными склонами.

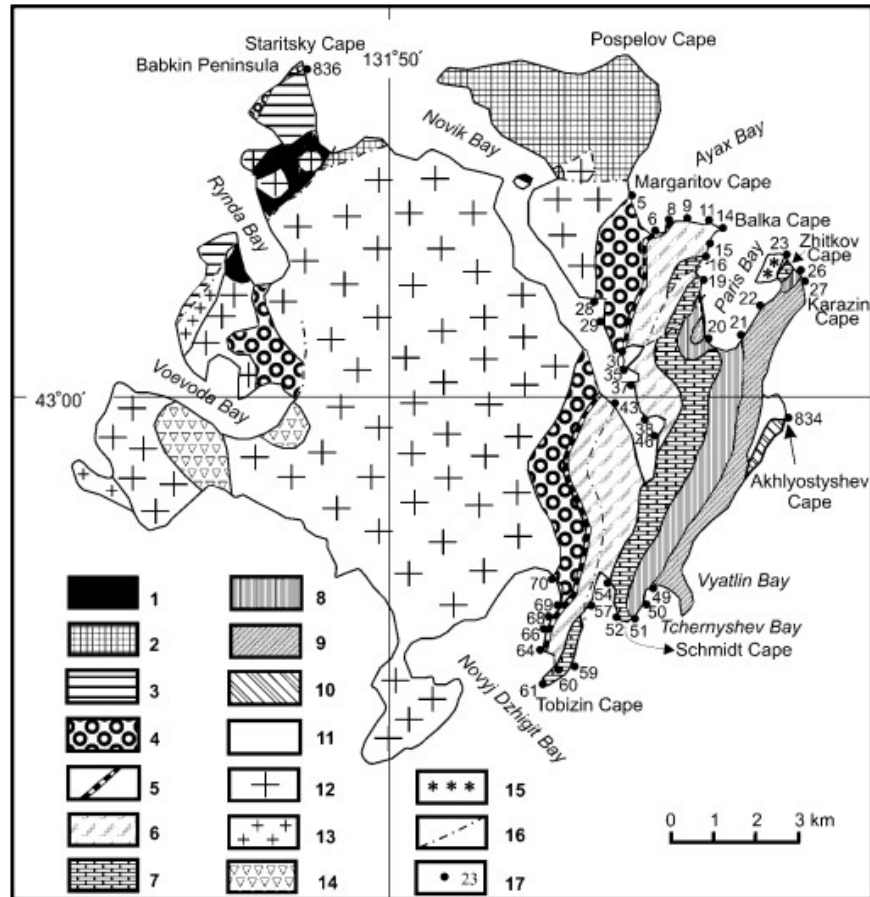


Рисунок 2.4 Геологическая схема о. Русский (по Триас и юра Сихотэ-Алиня)

Усл. обозначения: 1–10 – свиты и их возраст: 1 – предположительно докембрийская путятинская, 2 – кунгурско-роадская поспеловская, 3 – нижняя подсвита владивостокской (вордский ярус), 4 – нижняя часть лазурнинской (индский ярус), 5 – верхняя часть лазурнинской (базальные слои оленекского яруса), 6 – тобизинская (нижняя часть аякского подъяруса оленекского яруса), 7 – шмидтовская (верхняя часть аякского подъяруса оленекского яруса), 8 – житковская (русский подъярус оленекского яруса), 9 – каразинская (анизийский ярус), 10 – ахлестышевская (ладинский ярус); 11 – четвертичные отложения; 12 – предположительно раннепалеозойские гранитоиды; 13 – позднепермские гранит-порфиры; 14 – позднепермские андезиты; 15 – меловые фельзит-порфиры; 16 – разрывное нарушение; 17 – точка наблюдения и ее номер.

В геологическом отношении район исследования расположен на южной окраине Ханкайского массива в пределах структуры второго порядка – Великопетровского выступа. В составе коренного субстрата преобладают гранитоиды среднепалеозойского и верхнепермского возраста, пермские эффузивы, осадочные породы палеозойского и мезозойского возрастов, а также неогеновые базальтовые покровы. Четвертичные отложения преимущественно представлены горным делювием. В депрессиях и долинах водотоков имеют место пролювиально-делювиальные, элювиально-делювиальные и аллювиальные отложения. В узкой прибрежной зоне долины сосредоточены морские отложения.

На горных участках преобладают коренные и метаморфические породы прикрытые тонким слоем почвы. В долине реки Русская и на побережье преобладают осадочные аллювиальные отложения, местами обводнённые или заболоченные [Обоснование, 2009].

Рельеф водосбора б. Воевода – мелкогорный, с холмисто-увалистыми участками высотами до 30 - 70 м, разделяющими отдельные вершины или удлиненные массивы. Наиболее сниженные зоны денудационного рельефа совпадают с их осевыми зонами, а по краям, непосредственно вдоль берега моря, простираются небольшие хребты. Прибрежная равнина бухты имеет абсолютные высоты не более 4 м, сильно заболочена, с обширными участками холмисто-увалистого и выположенного останцово-денудационного рельефа. Активная абразия способствовала возникновению современной конфигурации береговой линии. Береговая линия имеет широтное простираение и образует рiasовый берег. Для берегов характерна значительная расчлененность и слабое развитие аккумулятивных форм.

Уступы, обращенные к открытому морю, сильнее разрушаются и имеют большую крутизну склона, чем ориентированные в сторону материка.

Вся территория водосбора б. Воевода относится к горному классу ландшафтов. На уровне подклассов ландшафтов в состав геосистемы входят: - низкогорный, который преимущественно сформирован денудационными пологими и средней крутизны склонами, - долинный подкласс, формирует только 5,5 %

площади района исследования, где расположена единственная река островов залива Петра Великого – Русская (Воеводиха), протяженностью около 5 км. Прибрежный, ландшафт сформирован абразионно-денудационными уступами и пляжевыми аккумулятивными [Ганзей и др., 2016].

Водосбор бухты составляет 23.59 км² (17.18 км² – река Русская), покрыт густым широколиственным лесом, почвенный покров представлен буроземами [Иванов, 1976]. Их гидрологический режим характеризуется свободным внутрипочвенным дренажем, что обусловлено легкосуглинистым механическим составом поверхностных горизонтов и повышенной скелетностью (до 80% от объема почвенной массы) нижней части профиля.

Геоморфология бухты Воевода характеризуется седиментационной формой со слабоогнутым дном и относится к фациальному типу малых заливов - ловушек для которого характерен преимущественно алевроито-пелитовый состав осадков [Лихт и др., 1983].

Подводные ландшафтные исследования в бухте Мелководная проведены в апреле 2019 г. сотрудниками ТИГ ДВО РАН. Профиль дна бухты очень пологий, без резких перепадов, поэтому в типичной последовательности ландшафтных поясов, сменяющих друг друга с ростом глубины, характерной для южного Приморья количество прибрежных фаций редуцировано, и они нередко формируют мозаичную структуру.

Выделены следующие зоны: валунно-глыбовый развал, переходная зона, илисто-песчаная платформа, поселения zostеры *Zostera marina*.

1) Валунно-глыбовый развал

Участок дна, занятый этой фацией, небольшой по площади и связан с прибрежным, хорошо выраженным склоном, прилегающим к северному, выходному мысу бухты. Рельеф этого пояса сложный с резкими перепадами. Грунт – разной степени окатанности некрупные глыбы, редко более 0,5 - 0,7 м в диаметре. Пространства между камнями заполнены галькой, раковинным детритом, Водорослевой покров местами развит достаточно хорошо, хотя видовой состав его не богат. Поверхность камней на 40-50% покрыта корками известковых багрянок.

Кроме них в фитобентосе (особенно у нижней границы пояса, селиться саргассум, образующий небольшое пятнистое поселение, проективное покрытие которого местами достигает 50%). Иногда встречаются небольшие куртинки десмарестии.

2) Переходная зона

Вдоль мористой границы прибрежного глыбового развала происходит постепенное разрежение грубообломочного материала, его заглубление в более рыхлых осадках, что приводит к формированию переходной зоны, с все более обширными зонами песка, гравия и гальки между выступающими на поверхности небольшими камнями. Уклон поверхности дна слабо выражен. Рельеф этого пояса более выположенный, осложненный одиночными камнями и друзами крупных митилид. Его перепады не превышают 0,2 - 0,3 м. В редких случаях он осложняется присутствием крупных антропогенных объектов. Корковых известковых водорослей, характерных для зоны грубообломочного материала, расположенной выше, становится заметно меньше - литотамнион крепится лишь к створкам мидий и поверхности разрозненных камней. В составе фитобентоса - обрывки листьев зостеры и редкие небольшие куртинки мелковетвистых зеленых водорослей, число которых возрастает у нижней границы фации.

3) Илисто-песчаная платформа

С ростом глубины дно заиливается и формируется ландшафт центральной части бухты - горизонтальная платформа из рыхлых светло-коричневых илов, местами со значительной примесью раковинного детрита

4) Поселения зостеры *Zostera marina*.

Поселение зостеры опоясывает практически всю бухту с незначительным разрывом единого пояса лишь в северо-восточной части. Общая площадь полей зостеры в бухте на момент работы оценивается в 87,4 га. Травы невысокие, обычно равномерно покрывающие дно. Береговая граница поселений отчетливо выраженная. Мористый край пояса зостеры размытый с постепенным переходом к илам центральной. На значительной части поселения зостера образует 100% проективное покрытие дна. Заметно разреженные заросли сосредоточены на мелководье кутовой части бухты.

Грунт под zostерой - песок, заиленный песок, песок с галькой, гравием, раковинным детритом и мелкими камнями. Нередко под zostерой и на полянках свободных от травы, особенно в местах выхода твердых субстратов, селится мидия грея. Плотность ее поселений в таких местах обычно не высока, но иногда может достигать 30% проективного покрытия.

Из водорослей обычным, сопутствующим видом zostеры является саргассум. Границы полей zostеры с береговой стороны очень отчетливые и проходят по изобатам 0.5 - 1 м. С мористой же стороны они размытые, нередко занимают более десятка метров и обычно располагаются в диапазоне 4-5 м, редко опускаясь ниже 5-5.5 м [ФГБОУ ВО «Дальрыбвтуз», 2019].

2.3 Промысловые гидробионты, обитающие в бухте Воевода.

Имеющиеся в литературе данные по распределению гидробионтов и условиям их обитания в бухте Воевода малочисленны [Ляшенко, 2005]. В настоящее время в бухте Воевода на марикультурных хозяйствах культивируют приморского гребешка *M. Yessoensis*, тихоокеанскую мидию *Mytilus trossulus* и гигантскую устрицу *M. gigas* [Гаврилова, 2011].

M. gigas эвригалинный вид, живущий при солёности не ниже 12 PSU, но выдерживающий краткосрочное опреснение до 5 PSU, обладающий высокой экологической пластичностью и высокими темпами роста [Кучерявенко, Жук, 2011; Соколенко, Калинина, 2018]. При этом границы оптимального для устрицы диапазона солёности находятся в интервале 23–28 PSU [Яковлев и др., 1981; Карпевич, 1998]. В заливе Петра Великого устрицы обычно обитают на глубинах 0.5-7 м, местами образуя сплошные поселения (банки, устричники) на илисто-песчаных и скалистых грунтах [Скарлато, 1981]. По данным водолазного обследования бухты Воевода установлено, что основные устричники находятся в кутовой, хорошо прогреваемой части (б. Мелководная) [Катрасов и др., 2021б]. Вне плотных скоплений *M. gigas* формирует небольшие друзы, состоящие из одной крупной особи, обросшей более мелкими, плотность которых колеблется от 0.01 до 1 экз./м².

Поскольку основной способ питания двустворчатых моллюсков – фильтрация, среди важных абиотических условий выращивания этих видов указывается наличие незначительных скоростей течений (0.02–0.05 м/с) [Карпевич, 1998; Технологические аспекты, 1999 – 2020].

Глава 3. Структура моделирующего комплекса

Моделирование водной экосистемы бухты второго порядка, в условиях нехватки натуральных данных наблюдений, предполагает интегрированное применение нескольких систем моделирования, позволяющих скомпенсировать недостающую информацию. Физико-математические гидроэкологические модели формирования стока, питательных веществ на водосборе, гидродинамические и биогеохимические модели пресноводных и морских акваторий дают возможность оценить влияние внешних факторов на внутренние гидродинамические и биогеохимические процессы локальной акватории. Приток пресных вод с водосборов при катастрофических осадках, с резким изменением динамического и халийного режимов, а также гибелью гидробионтов, требует учета влияния бокового притока вод при проведении численного моделирования экологических характеристик водных объектов.

В работе для определения продуктивности акватории водного объекта выполнена интеграция моделей формирования стока на водосборе водного объекта, гидродинамики, качества воды и роста моллюсков. Для моделирования динамики гидрологических параметров в работе использовано две модели: гидрологическая - модель формирования стока на водосборе бухты, гидродинамическая - модель динамики гидрологических параметров бухты. Данные о суточном притоке пресной воды, вычисленные с помощью гидрологической модели, используются в качестве боковых граничных условий. Далее гидродинамические и гидрологические расчетные поля использованы как входные данные в средствах моделирования биогеохимических характеристик DELFT-WAQ и FARM.

На (рисунок 3.1) представлена структура использованного в работе моделирующего комплекса, включающего четыре модели: 1) гидрологическая (SWAT), 2) гидродинамическая (Delft3D Flow), 3) биогеохимических процессов (DELWAQ) и 4) управления ресурсами аквакультуры (FARM). Для визуализации и

пространственного анализа результатов расчетов используется геоинформационная система (ГИС).

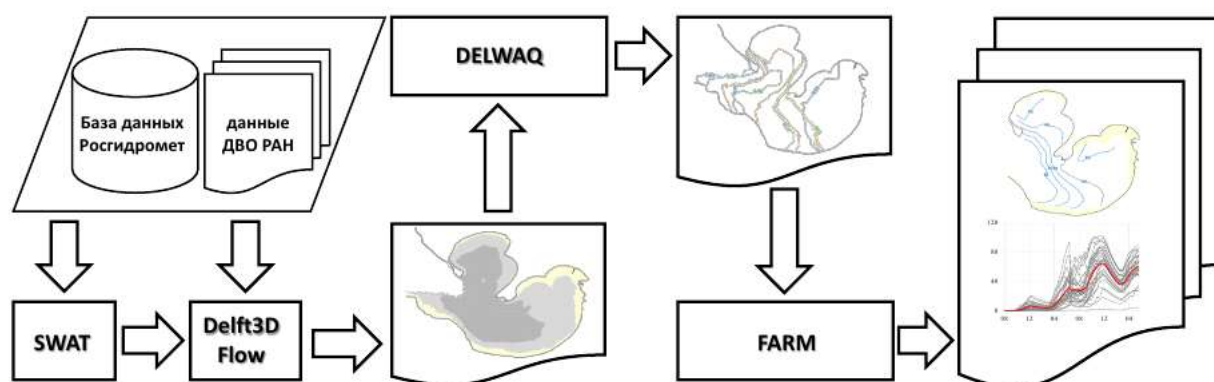


Рисунок 3.1. Структура моделирующего комплекса.

В следующих разделах главы приводится краткое описание использованных в работе моделей.

3.1. Гидрологическая модель формирования стока SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

Модель Soil and Water Assessment Tool (SWAT) разработана Службой сельскохозяйственных исследований Министерства сельского хозяйства США (USDA-ARS), представляет собой дальнейшее развитие модели Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB) [Williams et al., 1985], предназначенной для моделирования управленческих воздействий на движение воды и наносов для нерегулируемых сельских бассейнов на территории США.

SWAT - гидрологическая модель с непрерывным временным циклом, описывает основные процессы гидрологического цикла суши: инфильтрацию, испарение, термический и водный режим почвы, образование и таяние снежного покрова, формирование поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока [Arnold et al., 1993].

В версии SWAT 2012 (SWAT2012) используются компоненты для моделирования переноса питательных веществ, пестицидов и бактерий, включена возможность использования на водосборе моделируемого бассейна в качестве входных переменных субдневного временного шага, потенциальной

эвапотранспирации (ЕТ), суточной солнечной радиации, относительной влажности и скорости ветра. Гидрологические процессы, моделируемые моделью SWAT, включают осадки, инфильтрацию, поверхностный сток, испарение, боковой сток и перколяцию (рисунок 3.2). Программные средства так же позволяют учитывать влияние маршрутизации стока и химических веществ через водосбор, маршрутизацию потоков через ручьи и водохранилища, добавление потоков и использование данных измерений для точечных источников.

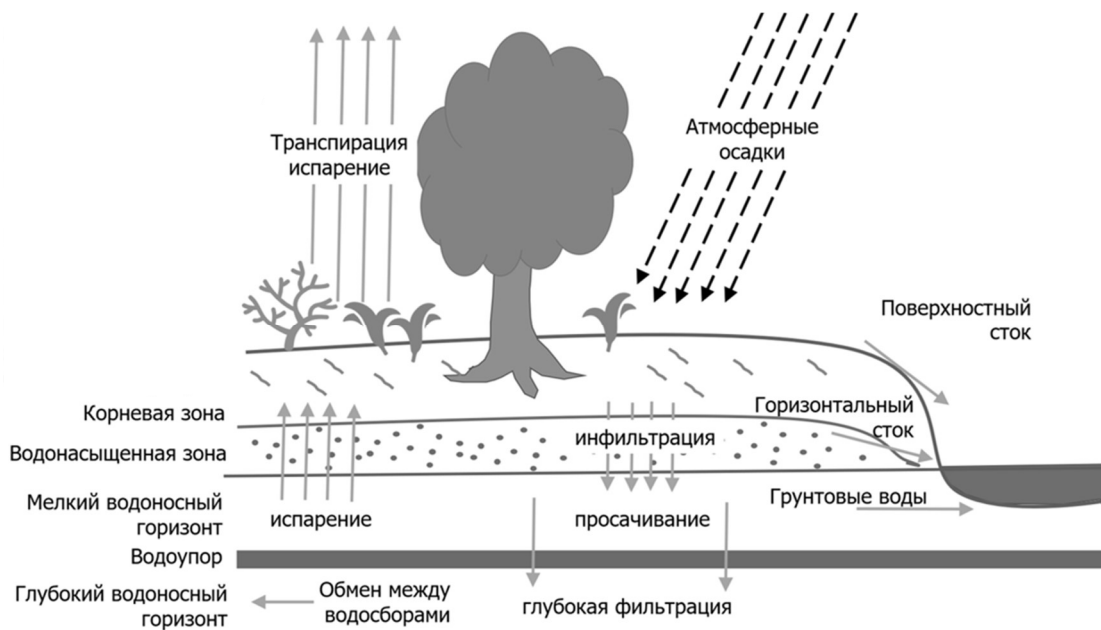


Рисунок 3.2 Схематическое представление гидрологического цикла в SWAT

SWAT включен в качестве программного модуля инструмента интерфейса SWAT (AVSWAT) в географическую информационную систему (ГИС) ArcView [Di Luzio et al., 2004]. Эта платформа предоставляет пользователю полный набор ГИС-инструментов для разработки, запуска, редактирования гидрологических и управленческих исходных данных, калибровки модели. Дальнейшие версии программного комплекса включают процедуры учета переноса бактерий, возможность использования сценариев прогноза погоды, суточного генератора осадков, возможность использования параметра удержания, используемого в ежедневном расчете числа кривых (CN), как функции содержания воды в почве или ЭТ растений [Neitsch et al., 2005].

Версия SWAT2012 использует AVSWAT (ArcView SWAT), включающий полноценные препроцессор, интерфейс и постпроцессор SWAT. AVSWAT предоставляет полный набор инструментов для оконтуривания водоразделов, определения и редактирования гидрологических и сельскохозяйственных исходных данных, запуска и калибровки SWAT модели. Представляет собой ГИС-инструмент, предназначенный для оценки масштабов водосборных бассейнов и контроля сельскохозяйственных и городских источников загрязнения воды, включающий дополнительные расширения, позволяющие использовать в модели данные почвенной съемки Министерства сельского хозяйства США (масштаб 1:24 000), средства автоматической калибровки, средства разделения классов землепользования/почвенного покрова [Arnold, Fohrer, 2005; Green et al., 2006]. SWAT также включает в себя возможность модификации маршрутизации почва-вода, определяющую максимальную глубину грунтовых вод, путем присвоения определенной глубины водонепроницаемому слою почвы [Du et al., 2005; Green et al., 2006].

Калибровка входных параметров SWAT возможна в заданном исследователем диапазоне неопределенности, на основании исходных и результирующих данных [Neitsch et al., 2005]. Калибровка модели SWAT может быть выполнена двумя способами: вручную или с помощью автокалибровки. Ручная калибровка требует от пользователя сравнения измеренных и смоделированных данных и принятия решения о том, насколько приемлемы полученные результаты. Статистические методы могут быть использованы для оценки результатов моделирования и корректировки параметров модели. Ряд исследователей [Santhi et al., 2001; Coffey et al., 2004] использовал ручную калибровку и валидацию SWAT для моделирования речного стока, наносов, азота и потерь фосфора для различных водосборных бассейнов. По результатам исследований [Spruill et al., 2000] для оценки симуляции рекомендовано использовать две статистические меры - индекс Нэша-Сатклиффа (N_{SE}) и индекс квадрат коэффициента корреляции (R^2). Анализ моделируемых с помощью SWAT данных с использованием ручной калибровки и фактических месячных

наблюдений показал, что наиболее чувствительными гидрологическими параметрами являются: насыщенная гидравлическая проводимость, коэффициент альфа-базового стока, площадь водосбора, длина и ширина русла, число кривых условий увлажнения II (CN2), коэффициент запаздывания поверхностного стока (surlag), доля перколяции глубокого водоносного горизонта (rchrg_dp) и пороговая глубина воды в мелком водоносном горизонте, необходимая для возникновения возвратного потока (GWQMN) [Holvoet et al., 2005]. Вторым методом калибровки является встроенная в модель SWAT процедура автокалибровки. Процедура автокалибровки использует оптимизационную схему для настройки различных параметров модели в заданном диапазоне возможных значений. Применение сложной оптимизационной схемы описано в работах [van Griensven, Brauwens, 2001, 2003, 2005]. Пользователь вводит калибровочные параметры и диапазоны с измеренными данными о суточном расходе и загрязняющих веществах. Автоматизированная схема калибровки контролирует результаты прогонов модели для поиска наилучшего набора данных [Gassman et al., 2007]. Проведенный анализ чувствительности для определения влияния разграничения субводосборов и других исходных данных на прогнозы SWAT установил, что прогнозы стока SWAT нечувствительны к гидрологическим единицам реагирования (HRU), частям субводосбора, которые обладают уникальными характеристиками землепользования, управления и почв, а также разграничениями по субводосборам [Bingner et al., 1997; FitzHugh and Mackay, 2000; Chen and Mackay, 2004]. Одновременно с этим установлено, что количество субводосборов в бассейне влияет на прогнозируемый выход осадочного материала для водосбора [Bingner et al., 1997], прогнозы содержания нитратов в воде зависят от параметров конфигурации HRU и субводосборов [Jha et al., 2004], оценка стока в системе SWAT более точна при использовании топографических данных высокого разрешения, данных о землепользовании и почвенных данных [Bosch et al., 2004], разрешение цифровой модели рельефа (ЦМР) является наиболее критичным входным параметром при использовании модели SWAT [Cotter et al., 2003; Di Luzio et al., 2005; Gassman et al., 2007]

Модель SWAT - модель непрерывного времени в масштабе водосбора с суточным шагом, способна моделировать долгосрочную урожайность для учета влияния на нее землеустройства, включает такие компоненты как гидрология, погода, температура почвы, рост культивируемых растений, питательные вещества, пестициды, атмосферные осадки и методы управления сельским хозяйством [Chanasyk et al., 2003]. Гидрологические компоненты SWAT основаны на уравнении водного баланса, применяемого к движению воды через почву

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}), \quad (3.1)$$

где

SW_t - влажность почвы во времени;

SW_0 - начальное содержание влаги в почве;

t - время (в днях);

R_{day} - количество осадков в день;

Q_{surf} - количество поверхностного стока в сутки;

E_a - количество эвапотранспирации в сутки;

W_{seep} - просачивание воды до дна почвенного профиля в день;

Q_{gw} - количество воды, возвращающейся в грунтовые воды в день.

Это уравнение учитывает несколько различных процессов — осадки, поверхностный сток, эвапотранспирацию (ЕТ), пополнение и накопление почвенной влаги. Для оценки поверхностного стока используется уравнение кривой числа (CN) Службы охраны природных ресурсов Министерства сельского хозяйства США. Этот метод был разработан на основе многолетних записей стока с сельскохозяйственных водосборов в США. CN является функцией группы почв, параметров почвенного покрова и предшествующих условий увлажнения. Метод кривых чисел был принят в модели SWAT, поскольку широко применяется в США, опробован на водосборах различного размера и использует только открытые исходные данные. Метод числа кривых SCS использует два уравнения для стока:

Первое уравнение связывает сток с осадками и параметром удерживания следующим образом:

$$Q = \frac{(R-0.2S)^2}{R+0.8S}, R > 0.2S, \quad (3.2)$$

где

Q - суточный поверхностный сток (в мм);

R - дневное количество осадков (в мм);

S - параметр удерживания, максимальная разность потенциалов между осадками и стоком (в мм), начиная с момента начала грозы.

Второе уравнение связывает параметр удерживания с номером кривой следующим образом:

$$S = 25.4 \left(\frac{1.000}{CN} - 10 \right), \quad (3.3)$$

где

CN - номер кривой в диапазоне от $0 \leq CN \leq 100$.

Полное описание метода номеров кривых SCS приведено в [Neitsch et al., 2005]. Численное значение кривой SCS W_{seep} - это мера инфильтрационных характеристик почвы. В целом почвы делятся на четыре основных класса по характеристикам инфильтрации и стока:

1. Низкий потенциал стока и высокая скорость инфильтрации даже при полном увлажнении. Эти почвы в основном состоят из чрезмерно дренированного песка и гравия. Почвы обладают высокой водопроницаемостью.

2. Умеренная скорость инфильтрации при тщательном увлажнении. Эти почвы в основном состоят из хорошо дренированных мелко- и среднезернистых гранулометрических составов. Умеренная скорость пропускания воды.

3. Почвы имеют низкую скорость инфильтрации при сильном увлажнении. Эти почвы в основном имеют слой, препятствующий нисходящему движению воды, и имеют низкую скорость водопроницаемости.

4. Почвы имеют высокий потенциал стока и очень медленную инфильтрацию при полном увлажнении. В основном это глинистые почвы с высоким потенциалом набухания, почвы с постоянным уровнем грунтовых вод, а также почвы с глинистым поддоном или слоем глины у поверхности. Эти почвы имеют очень низкую скорость водопроницаемости [Neitsch et al., 2005].

Номер кривой также зависит от предшествующего состояния влажности почвы. SWAT использует три типа предшествующих состояния влажности почвы: I - сухая (влажность завядания), II – среднее увлажнение и III - влажная.

Номер кривой для условий влажности I – это наименьшее значение суточного номера кривой, возможное в сухих условиях. Стандартные значения числа кривых, приведенные в таблицах NRCS для различных почв и условий почвенно-растительного покрова, основаны на предшествующем состоянии влажности почвы II. Стандартные значения номеров кривых, указанные в таблицах NRCS для различных почв и условий растительного покрова, основаны на предшествующем состоянии влажности почвы II. Стандартные значения для номера кривой корректируются для более сухих или более влажных предшествующих условий с помощью следующих уравнений:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{(100 - CN_2 + \exp[2.533 - 0.0636(100 - CN_2)])} \quad (3.4)$$

$$CN_3 = CN_2 \exp[0.00673(100 - CN_2)], \quad (3.5)$$

где

CN_1 – I тип состояния влажности почвы

CN_2 – II тип состояния влажности почвы

CN_3 – III тип состояния влажности почвы

SWAT позволяет пользователю выбирать между двумя методами расчета параметра удержания. Традиционный метод заключается в том, чтобы позволить параметру удерживания изменяться в зависимости от содержания воды в почвенном профиле. Альтернативный метод, позволяет изменять параметр удерживания в зависимости от накопленной ЕТ. Альтернативный метод, в отличие от традиционного, не завышает прогноза стока в маломощных почвах. При расчете суточной CN , как функции ЕТ растений, результат менее зависит от запасов в почве и более от предшествующего климата [Neitsch et al., 2005]. Параметр суточного удержания в зависимости от значения ЕТ рассчитывается из уравнения:

$$S = S_{prev} + E_o * \exp\left(\frac{-cncoeff - S_{prev}}{S_{max}}\right) - R_{day} - Q_{surf}, \quad (3.6)$$

где

S - параметр удерживания для данного дня (в миллиметрах)

S_{prev} - параметр $S_{за}$ предыдущий день (в миллиметрах)

E_o - потенциальная эвапотранспирация в течение дня (в миллиметрах в сутки)

$coef$ - весовой коэффициент, используемый для расчета коэффициента удерживания для расчетов числа ежедневных кривых в зависимости от ET

S_{max} - максимальное значение параметра удерживания, которое может быть достигнуто в любой день (в миллиметрах);

R_{day} -уровень осадков за день (в миллиметрах);

Q_{surf} - поверхностный сток (в миллиметрах).

Начальное значение параметра удержания определяется как

$$S = 0.9 * S_{max} \quad (3.7)$$

Значение номера суточной кривой с поправкой на содержание влаги рассчитывается по уравнению:

$$CN = \frac{25400}{(S+25)}, \quad (3.8)$$

где

CN - номер кривой в данный день;

S - параметр удержания, рассчитанный для содержания влаги в почве в этот день (Neitsch et al., 2005).

SWAT использует типичные номера кривых для различных почв с условиями влажности II и установленным уклоном поверхности 5 процентов. Связь уклона поверхности и для номера кривой учитывается с использованием уравнения:

$$CN_{2s} = \frac{(CN_3 - CN_2)}{3} [1 - 2 \exp(-13.86 slp)] + CN_2, \quad (3.9)$$

где

CN_{2s} - номер кривой состояния влажности II с поправкой на уклон;

CN_3 - номер кривой состояния влажности III для наклона (по умолчанию 5 процентов);

CN_2 - номер кривой условия влажности II для наклона (по умолчанию 5 процентов);

slp - средний уклон суббассейна в процентах [Neitsch et al., 2005].

Первым шагом в настройке моделирования водораздела SWAT является разделение водораздела на части. Первый уровень разбиения - это субводосборы. Субводосборы занимают определенное географическое положение на водосборе и связаны друг с другом пространственно. Границы субводосбора определяются рельефом поверхности таким образом, чтобы вся территория в пределах субводосбора попадала в сток субводосбора. Территория субводосбора может быть разделена на единицы гидрологического реагирования - HRU (Hydrologic Response Units). Эти части субводосбора обладают уникальными характеристиками землепользования, управления и почв. Количество HRU на субводосборе определяется пороговым значением для разграничения землепользования и почв на субводосборе [Neitsch et al., 2005].

Разграничение HRU в пределах субводосбора проводится с помощью встроенных инструментов AVSWAT-X [Di Luzio et al., 2004]. Использование HRU обычно упрощает моделирование, поскольку все сходные области почв и землепользования объединяются в одну расчетную единицу. Пользователь может определить степень объединения в зависимости от уровня детализации, необходимого для конкретного исследования.

Водный баланс каждого HRU в SWAT представлен четырьмя объемами хранения: снег, профиль почвы (0 – 2 м.), неглубокий водоносный горизонт (обычно 2 – 20 м.) и глубокий водоносный горизонт (> 20 м.). Потоки, сток наносов и нагрузки от неточечных источников от каждого HRU в суббассейне суммируются, и результирующий сток и нагрузки направляются через каналы [Neitsch et al., 2005], пруды и (или) водохранилища к выходу водосбора [Arnold, Allen, 1993; Di Luzio et al., 2004]. Почвенный профиль подразделяется на несколько слоев, которые могут иметь различные процессы между почвой и водой, включая инфильтрацию, испарение, поглощение растениями, боковой поток и просачивание в нижние слои. Компонент просачивания почвы SWAT использует метод маршрутизации хранения для прогнозирования потока через каждый слой почвы в корневой зоне. Нисходящий поток возникает, когда полевая емкость (содержание воды, до которого стекает насыщенная почва под действием силы тяжести) слоя

почвы превышена, а нижний слой не насыщен. Просачивание со дна почвенного профиля пополняет неглубокий водоносный горизонт. Когда температура в конкретном слое равна или ниже 8.89 °С, просачивание из этого слоя не допускается. Боковой подповерхностный поток в почвенном профиле рассчитывается одновременно с фильтрацией. Вклад подземных вод в общий речной сток моделируется путем направления неглубокого водоносного горизонта к ручью [Arnold, Allen, 1993; Di Luzio et al., 2004].

Входные данные для SWAT могут быть определены на разных уровнях детализации — водораздел, субводораздел или HRU. Входные данные уровня водораздела используются для моделирования процессов по всему водоразделу. Например, для моделирования на уровне водораздела метод, выбранный для моделирования потенциальной ET, будет использоваться во всех HRU в водоразделе. Существует три основных входных файла данных уровня водораздела:

1. Файл конфигурации водосбора (*fig.fig*): Файл конфигурации водораздела содержит информацию, используемую SWAT для моделирования процессов, происходящих в HRU/суббассейне, маршрутизации речного стока и составляющих нагрузок через сеть каналов водосбора.

2. Главный файл водораздела (*file.cio*): главный файл водосбора содержит информацию, относящуюся к параметрам моделирования, входным климатическим данным, базам данных и выходным спецификациям. Данные в этом файле включают количество смоделированных календарных лет, год начала моделирования, начальный и конечный день моделирования по юлианскому календарю, а также данные о гидрометеорологических условиях.

3. Входной файл бассейна (*basins.bsn*): Общие атрибуты водораздела определяются во входном файле бассейна. Эти атрибуты контролируют разнообразие физических процессов на уровне водораздела. Изначально для атрибутов автоматически устанавливаются значения «по умолчанию». Примерами атрибутов в файле *bass.bsn* являются спецификация метода, используемого для оценки ET, начального запаса почвенной влаги и времени запаздывания

поверхностного стока, а также других параметров, используемых при моделировании SWAT в масштабе водораздела. Для более качественного учета условий в конкретном водоразделе пользователи могут использовать фактические данные или значения по умолчанию.

Входные файлы уровня субводораздела или HRU используются для идентификации уникальных процессов для конкретных субводосборов или HRU. В моделировании водосбора SWAT используется множество различных типов субводоразделов и файлов данных в масштабе HRU. Набор этих файлов данных в масштабе субводосбора и HRU назначается каждому субводосбору и HRU в водосборе. Некоторые из наиболее часто используемых файлов данных на уровне водосборных бассейнов или HRU:

- Общий входной файл суббассейна (.sub) содержит информацию, относящуюся к разнообразным объектам суббассейна, которому он назначен. Данные в файле (.sub) можно сгруппировать по следующим категориям: размер и местоположение субводораздела; спецификация климатических данных, используемых в пределах суббассейна; топографический рельеф в пределах суббассейна и его влияние на климат; свойства притоков в пределах субводораздела; переменные, связанные с изменением климата; количество HRU в субводоразделе; и имена входных файлов HRU.

- Общий входной файл HRU (.hru) содержит информацию, относящуюся к функциям внутри HRU. Данные, содержащиеся во входном файле HRU, можно сгруппировать по следующим категориям: топографические характеристики, сток воды, эрозия, наземный покров и депрессионные хранилища.

- Файл управления HRU (.mgt) содержит информацию о методах управления земельными и водными ресурсами, применяемых в системе. Этот файл также содержит входные данные для учета посева, сбора урожая, орошения, внесения удобрений, пестицидов и операций по обработке почвы.

- Входной файл почвы (.sol) определяет физические свойства почв в водоразделе. Эти свойства управляют движением воды и воздуха по профилю и оказывают большое влияние на круговорот воды в HRU [Neitsch et al., 2005].

Смоделированные данные модели SWAT можно статистически сравнить с наблюдаемыми данными, оценивать прогностическую способность модели рекомендовано с использованием коэффициента корреляции (R^2) совместно с коэффициентом эффективности модели Нэша-Сатклиффа (N_{SE}), в качестве метода оценки и анализа смоделированных ежемесячных данных [Nash, Sutcliffe, 1970; Santhi et al., 2001; Coffey et al., 2004; Green et al., 2006]. Значение R^2 является мерой силы линейной корреляции между прогнозируемыми и наблюдаемыми значениями. Значение N_{SE} представляет собой меру предсказательной силы модели и определяется как:

$$N_{SE} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - \overline{Q_0})^2} \quad (3.10)$$

N_{SE} - коэффициент Нэша-Сатклиффа;

Q_0 - наблюдаемые значения;

Q_m - смоделированные значения;

$\overline{Q_0}$ - среднее наблюдаемое значение;

Q_t - значение в момент времени t .

Значение 1 для N_{SE} указывает на идеальное совпадение между смоделированными и наблюдаемыми значениями данных. Значение 1 для R^2 также указывает на идеальную линейную корреляцию между смоделированными и наблюдаемыми значениями данных.

В целом, чем длительнее период времени, выбранный для моделирования, и больше качественных измеренных данных доступно для калибровки и проверки результатов, тем надежнее моделирование. Кроме того, моделирование данных, усредненных за более длительные периоды времени, таких как годовой или месячный средний сток, является более надежным, чем моделирование ежедневных данных [Santhi et al., 2001; Green et al., 2006; Saleh et al., 2009].

3.2 Программный комплекс Delft3D

Программный комплекс Delft3D, разработан нидерландским исследовательским институтом Deltares совместно с технологическим университетом Delft. Delft3D является реализацией мультидисциплинарного

подхода к созданию полностью интегрированной среды для трехмерного моделирования процессов в прибрежных, речных, озерных и устьевых областях, средствами численного моделирования основных процессов: гидравлических потоков, переноса наносов, волн, морфодинамики дна и береговой черты, параметров качества воды и экологических процессов. Комплекс реализован в виде набора программных модулей, с общим интерфейсом и динамически связанных между собой для обмена данными и результатами вычислений. Реализована возможность переключения между усредненным по вертикали 2D-режимом и 3D-режимом, что позволяет настроить и исследовать поведение исследуемой модели в 2D-режиме, с последующим переходом к 3D-моделированию.

В состав вычислительных средств Delft3D входят следующие программные модули:

- Delft3D-FLOW – моделирование 2D и 3D процессов гидродинамики, динамики солености, температуры, переноса отложений и морфологии;
- Delft3D-WAVE - моделирование процессов распространения коротких волн (с использованием модели SWAN (Simulating Waves Nearshore));
- D-Water Quality – моделирование биогеохимических процессов в водной среде;
- Delft3D-SED - моделирование переноса когезионных и некогезивных отложений;
- Delft3D-ECO - комплексное моделирование эвтрофикации и экологических процессов;
- D-Waq PART - моделирование разливов нефти.

В данной работе использованы модули Delft3D-FLOW и D-Water Quality.

3.2.1 Delft3D-FLOW

Гидродинамический модуль Delft3D-FLOW предназначен для многомерного гидродинамического моделирования на прямо и криволинейных расчетных сетках нестационарных потоков и явлений переноса, возникающих в результате приливных и метеорологических факторов. В трехмерном

моделировании используется так называемое преобразование сигма-координаты по вертикали, дающее эффект плавного представления топографии дна и высокой вычислительной эффективности за счет постоянного количества вертикальных слоев во всей вычислительной области. Основан на полных уравнениях Навье-Стокса с использованием приближения мелкой воды.

Основными областями применения Delft3D-FLOW являются моделирование процессов соляной интрузии в устьях рек, стока пресных рек в морские заливы, термической стратификация озер и морей, водозаборов вод охлаждения и отводов сточных вод, переноса наносов, транспорта растворенных и загрязняющих веществ, штормовых нагонов с учетом комбинированного воздействия прилива и ветра (тайфуна), речных потоков, динамических процессов в поймах рек с растительностью или без нее, заиления и деградации водохранилищ.

Результаты расчетов Delft3D-FLOW с помощью коммуникационного файла динамически передаются и используются во всех остальных модулях Delft3D. В расчеты могут быть включены основные (консервативные) параметры качества воды, такие как концентрации растворенных и загрязняющих веществ.

Генерация ортогональной расчетной сетки обеспечивается с помощью программного модуля RGFGRID, при соблюдении предписанного формата файла (ASCII) расчетная сетка может быть сгенерирована любой программой-генератором сетки. Исходная батиметрия района моделирования генерируется средствами модуля QUICKIN, интерполирующего имеющиеся данные значений глубин в точках сетки модели. Анализ и интерпретация гидродинамического моделирования с точки зрения приливных величин могут быть выполнены с помощью программы Delft3D-TRIANA, выполняющей автономный анализ временных рядов уровней приливов и отливов и скоростей приливо-отливных течений.

Delft3D-FLOW поддерживает возможность генерации и получения граничных условий от более грубой модели в случае нахождения границ детальной модели в пределах области грубой модели, генерация граничных условий выполняется средствами модуля Delft3D-NESTHD [Deltares, 2013a].

Delft3D-FLOW решает нестационарные уравнения мелкой воды в двух (усредненных по глубине) или трех измерениях. Система уравнений является математическим описанием физических законов сохранения для: объема воды (уравнение неразрывности), линейного импульса (уравнения Навье-Стокса с усреднением по Рейнольдсу (RANS)), массы трассера (уравнение переноса), например, для соли, тепла (температуры), взвешенных осадков или пассивных загрязняющих веществ.

Кроме того, рассчитываются изменения уровня дна, которые зависят от количества донных отложений.

В зависимости от используемой расчетной сетки, пространственных координат (x, y, z) и времени (t) возможно получить следующие параметры:

- высота водной поверхности $\zeta(x, y, t)$ по отношению к опорной поверхности (например, среднему уровню моря),
- составляющие скорости течения $u(x, y, z, t)$, $v(x, y, z, t)$, $w(x, y, z, t)$,
- негидростатическая составляющая давления $q(x, y, z, t)$,
- концентрация трассера $C(x, y, z, t)$ (температура, соленость, концентрация взвешенных осадков или пассивных загрязняющих веществ),
- уровень дна $d(x, y, t)$, отражающий изменения в батиметрии.

Модуль поддерживает три варианта расчетных сеток, что позволяет решать гидродинамические уравнения на декартовой прямоугольной, ортогональной криволинейной или сферической сетке. При использовании трехмерного моделирования для вертикального направления расчетной сетки используется метод подбора границ (σ - координата). Вертикальная σ -система координат (рисунок 3.3).

Вертикальная σ - координата масштабируется в пределах $(-1 \leq \sigma \leq 0)$

$$\sigma = \frac{z - \zeta}{h}, \quad (3.11)$$

где $\zeta(x, y)$ - уровень воды над опорной плоскостью; $d(x, y)$ - глубина под этой плоскостью; $h(x, y) = d(x, y) + \zeta(x, y)$ - полная глубина воды; z - вертикальная координата.

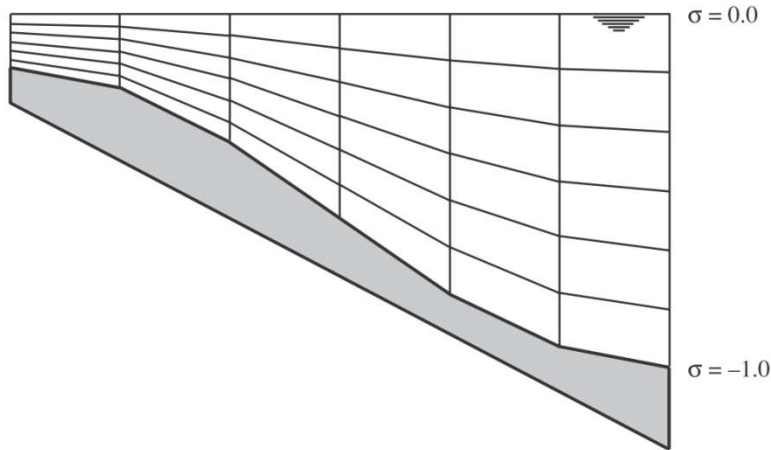


Рисунок 3.3 Пример вертикальной сетки, состоящей из шести одинаковых по толщине σ -слоев.

Расчетная область трехмерной модели мелкой воды состоит из нескольких σ -слоев. В σ -системе координат границы слоев выбираются в соответствии с плоскостями постоянного σ .

Таким образом, количество слоев постоянно на горизонтальной расчетной области (рисунок 3.3). Для каждого слоя решается система связанных уравнений сохранения. Частные производные в исходной декартовой системе координат выражаются в σ -координатах с использованием «правила цепи».

При моделировании волн гидродинамические уравнения записываются и решаются в системе отсчета обобщенного лагранжевого среднего (generalized Lagrangian mean - GLM).

Связь между скоростью GLM и эйлеровой скоростью определяется выражением:

$$U = u + u_s \quad (3.12)$$

$$V = v + v_s, \quad (3.13)$$

где U и V — компоненты скорости GLM, u и v — эйлеровы компоненты скорости, u_s и v_s — компоненты стокова дрейфа.

При так называемом «приближении мелкой воды» уравнение вертикального количества движения сводится к уравнению гидростатического давления. При этом

приближении не учитывается вертикальное ускорение из-за эффектов плавучести или внезапных изменений топографии дна:

$$\frac{\delta P}{\delta \sigma} = -\rho g h, \quad (3.14)$$

где P – гидростатическое давление; ρ – плотность воды; g – гравитационное ускорение.

Уравнения горизонтального импульса имеют вид

$$\frac{\delta U}{\delta t} + U \frac{\delta U}{\delta x} + v \frac{\delta U}{\delta y} + \frac{\varpi}{h} \frac{\delta U}{\delta \sigma} - fV = -\frac{1}{\rho_0} P_x + F_x + M_x + \frac{1}{h^2} \frac{\delta}{\delta \sigma} (v_V \frac{\delta u}{\delta \sigma}) \quad (3.15)$$

$$\frac{\delta V}{\delta t} + U \frac{\delta V}{\delta x} + v \frac{\delta V}{\delta y} + \frac{\varpi}{h} \frac{\delta V}{\delta \sigma} - fU = -\frac{1}{\rho_0} P_y + F_y + M_y + \frac{1}{h^2} \frac{\delta}{\delta \sigma} (v_V \frac{\delta v}{\delta \sigma}), \quad (3.16)$$

где $u(x, y, \sigma, t)$, $v(x, y, \sigma, t)$ и $\omega(x, y, \sigma, t)$ – компоненты скорости в горизонтальном x , y и вертикальном σ -направлениях; t – время; f – параметр Кориолиса; g – гравитационное ускорение; ρ_0 – плотность воды; P – гидростатическое давление; F – горизонтальное напряжение Рейнольдса; v_V – вертикальная вязкость.

В уравнениях (3.15) и (3.16) M_x и M_y представляют собой вклад импульсов от внешних источников или стоков (внешние силы от гидротехнических сооружений, сброс или водозабор, волновые напряжения и т. д.).

Условия горизонтального давления горизонтального давления P_x и P_y задаются формулой (приближения Буссинеска)

$$\frac{1}{\rho_0} P_x = g \frac{\delta \zeta}{\delta x} + g \frac{h}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\delta \rho}{\delta x} + \frac{\delta \sigma'}{\delta x} \frac{\delta \rho}{\delta \sigma'} \right) d\sigma' \quad (3.17)$$

$$\frac{1}{\rho_0} P_y = g \frac{\delta \zeta}{\delta y} + g \frac{h}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\delta \rho}{\delta y} + \frac{\delta \sigma'}{\delta y} \frac{\delta \rho}{\delta \sigma'} \right) d\sigma' \quad (3.18)$$

Горизонтальные напряжения Рейнольдса, F_x и F_y , определяются с использованием концепции турбулентной вязкости. Для крупномасштабного моделирования (когда касательными напряжениями вдоль закрытых границ можно пренебречь) силы F_x и F_y сводятся к упрощенным формулировкам

$$F_x = v_H \left(\frac{\delta^2 U}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 U}{\delta y^2} \right) \quad (3.19)$$

$$F_y = \nu_H \left(\frac{\delta^2 V}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 V}{\delta y^2} \right), \quad (3.20)$$

где ν_H - горизонтальная вязкость; ν_V – вертикальная вязкость
в котором градиенты берутся вдоль σ -плоскостей.

Уравнение неразрывности, усредненное по глубине, имеет вид:

$$\frac{\delta \zeta}{\delta t} + \frac{\delta(h\bar{U})}{\delta x} + \frac{\delta(h\bar{V})}{\delta y} = S, \quad (3.21)$$

где S представляет вклад на единицу площади за счет стока или забора воды, испарения и осадков.

Уравнение адвекции-диффузии:

$$\begin{aligned} & \frac{\delta(hc)}{\delta t} + \frac{\delta(hUc)}{\delta x} + \frac{\delta(hVc)}{\delta y} \frac{\delta(\varpi c)}{\delta \sigma} = \\ & = h \left[\frac{\delta}{\delta x} \left(D_H \frac{\delta c}{\delta x} \right) + \frac{\delta}{\delta y} \left(D_H \frac{\delta c}{\delta y} \right) \right] + \frac{1}{h} \frac{\delta}{\delta \sigma} \left[D_V \frac{\delta c}{\delta \sigma} \right] + hS, \end{aligned} \quad (3.22)$$

где S - условия источника и стока на единицу площади

Для решения этих уравнений необходимо задать горизонтальную и вертикальную вязкость (ν_H и ν_V) и диффузионную способность (D_H и D_V). В DELFT3D-FLOW предполагается, что горизонтальная вязкость и коэффициент диффузии представляют собой суперпозицию трех частей: молекулярной вязкости, «3D турбулентность» и «2D турбулентность». Молекулярная вязкость жидкости (воды) является постоянной величиной $O(10)^{-6}$.

В трехмерном моделировании «3D турбулентность» вычисляется с помощью выбранной модели замыкания турбулентности. «2D турбулентность» — мера горизонтального перемешивания, не разрешаемая адвекцией на горизонтальной расчетной сетке.

Двумерные значения турбулентности могут быть указаны пользователем как постоянный или изменяющийся в пространстве параметр, либо могут быть

рассчитаны с использованием подсеточной модели для имитации горизонтальных крупных вихрей (HLES) [Schellingerhout, 2012; Deltares, 2013a].

Для использования в уравнении переноса коэффициент вертикальной турбулентной диффузии масштабируется от вертикальной турбулентной вязкости ν_V в соответствии с

$$D_V = \frac{\nu_V}{\sigma_c} \quad (3.23)$$

в котором σ_c - число Прандтля – Шмидта, заданно формулой

$$\sigma_c = \sigma_{c0} F_\sigma(R_i), \quad (3.24)$$

где σ_{c0} - функция транспорта веществ.

В случае алгебраической модели турбулентности $F_\sigma(R_i)$ является функцией демпфирования, которая зависит от степени стратификации плотности, учитываемой с использованием числа Ричардсона.

Функция демпфирования $F_\sigma(R_i)$ устанавливается равной 1.0, если используется модель турбулентности k - ξ , поскольку член плавучести в модели k - ξ автоматически учитывает эффекты демпфирования турбулентности, вызванные вертикальными градиентами плотности [Deltares, 2013a].

Вихревая вязкость ν_V в моделях имеет следующий вид:

$$\nu_V = c'_\mu L \sqrt{k}, \quad (3.25)$$

где c'_μ — константа, определяемая калибровкой, L — длина перемешивания, k — турбулентная кинетическая энергия.

При моделировании используются две модели замыкания турбулентности. Первая — алгебраическая модель турбулентного замыкания, в которой используются алгебраические/аналитические формулы для определения k , L и вертикальной турбулентной вязкости. Вторая — это модель замыкания турбулентности k - ξ , в которой и турбулентная энергия k , и диссипация ξ создаются условиями среды, представляющими напряжения сдвига на дне, поверхности и в потоке. Длина перемешивания L определяется из ξ и k по формуле

$$L = c_D \frac{k\sqrt{k}}{\xi}, \quad (3.26)$$

где c_D — калибровочная постоянная.

Для решения систем уравнений необходимы следующие граничные условия: граничные условия дна и свободной поверхности. В σ -системе координат дно и свободная поверхность соответствуют σ -плоскостям.

Поэтому вертикальные скорости на этих границах приняты

$$\omega(-1) = 0 \quad \omega(0) = 0 \quad (3.27)$$

Учет трения о подстилающую поверхность производится следующим образом:

$$\frac{v_V}{h} \frac{\delta u}{\delta \sigma} \Big|_{\sigma=-1} = \frac{\tau_{bx}}{\rho} \frac{v_V}{h} \frac{\delta v}{\delta \sigma} \Big|_{\sigma=-1} = \frac{\tau_{by}}{\rho}, \quad (3.28)$$

где τ_{bx} и τ_{by} — составляющие напряжения сдвига слоя, включающие эффекты взаимодействия волн и течений.

Трение из-за напряжения ветра на поверхности воды учитывается аналогичным образом. Для граничных условий транспорта вертикальные диффузионные потоки через свободную поверхность и дно принимаются равными нулю.

Вдоль замкнутых границ составляющая скорости, перпендикулярная замкнутой границе, принимается равной нулю (условие свободного скольжения). На открытых границах необходимо задать один из следующих типов граничных условий: уровень воды, скорость (в направлении нормали к границе), расход или линеаризованный инвариант Римана.

Кроме того, в случае 3D-моделей пользователь должен указать использование либо равномерного, либо логарифмического профиля скорости на границах.

Для транспортных граничных условий предполагается, что в горизонтальном переносе растворенных веществ преобладает адвекция. Это означает, что на открытой границе необходимо наличия граничного условия.

DELFT3D-FLOW — это численная модель, основанная на конечных разностях. Для дискретизации трехмерных уравнений мелкой воды в пространстве область модели покрывается прямоугольной, криволинейной или сферической

сеткой. Предполагается, что сетка ортогональна и хорошо структурирована. Переменные располагаются по образцу, называемому C-сеткой Аракавы (ступенчатая сетка). При таком расположении точки уровня воды (точки давления) определяются в центре ячейки (непрерывности); компоненты скорости перпендикулярны сторонам ячеек сетки, в которых они расположены.

Для моделирования гидродинамики используется метод неявного переменного направления (ADI) для решения уравнений неразрывности и горизонтального импульса. Преимущество метода ADI состоит в том, что неявно интегрированные уровни воды и скорости связаны вдоль линий сетки, что приводит к системам уравнений с малой шириной полосы.

Вертикальная скорость ω , в σ - системе координат, вычисляется из уравнения неразрывности

$$\frac{\delta\omega}{\delta\sigma} = -\frac{\delta\zeta}{\delta t} - \frac{\delta(hU)}{\delta x} - \frac{\delta(hV)}{\delta y} \quad (3.29)$$

путем интегрирования по вертикали от дна до уровня σ . На поверхности учитывается влияние осадков и испарения.

Вертикальная скорость ω определяется на изо- σ -поверхностях.

ω - вертикальная скорость относительно движущейся σ -плоскости, и ее можно интерпретировать как скорость, связанную с восходящим или нисходящим движением.

Вертикальные скорости в декартовой системе координат могут быть выражены в горизонтальных скоростях, глубинах воды, уровнях воды и скоростях в вертикальных координатах в соответствии с

$$w = \omega + U \left(\sigma \frac{\delta h}{\delta x} + \frac{\delta \zeta}{\delta x} \right) + V \left(\sigma \frac{\delta h}{\delta y} + \frac{\delta \zeta}{\delta y} \right) + \left(\sigma \frac{\delta h}{\delta t} + \frac{\delta \zeta}{\delta t} \right) \quad (3.30)$$

Уравнение переноса формулируется в консервативной форме (конечно-объемное приближение) и решается с помощью «циклического метода». Для учета влияния крутых склонов дна в сочетании с вертикальной стратификацией горизонтальная диффузия вдоль σ -плоскостей использует искусственную вертикальную диффузию. DELFT3D-FLOW включает алгоритм для аппроксимации горизонтальной диффузии вдоль z-плоскостей в системе -

координат. Кроме того, горизонтальный фильтр Форестера, основанный на диффузии вдоль σ -плоскостей, применяется для удаления любых возможных отрицательных значений концентрации. Фильтр Форестера сохраняет массу и не вызывает значительных потерь амплитуды в решениях с резкими пиками [Schellingerhout, 2012; Deltares, 2013a].

3.2.2 D-Water Quality Delft3D (модуль качества воды)

Модуль качества воды D-Water Quality основан на уравнении адвекции-диффузии (перенос веществ в поверхностных и грунтовых водах) и использует различные вычислительные методы его численного решения на произвольной сетке неправильной формы или криволинейных вычислительных элементов. Поддерживается возможность схематизации расчетного водоема в 0D, 1DV, 1DH, 2DV, 2DH и 3D, включая модели полных природных циклов C, N, P, Si, O₂, связанных отложений, бактерий, солености, температуры, тяжелых металлов и органических микрозагрязнителей.

Для каждого расчетного шага по времени ($t + \Delta t$), D-Water Quality решает уравнение баланса массы (3.31) (упрощенное представление уравнения адвекции-диффузии-реакции) для каждой вычислительной ячейки и для каждой переменной состояния.

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \times \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_{Tr} + \Delta t \times \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_P + \Delta t \times \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_S \quad (3.31)$$

Баланс массы состоит из следующих компонентов:

1. масса в начале временного шага: M_i^t
2. масса в конце временного шага: $M_i^{t+\Delta t}$
3. изменения массы в результате адвективного и дисперсионного переноса:
 ΔM_{Tr}
4. изменения массы, вызванные физическими, (био) химическими или биологическими процессами: ΔM_P
5. изменения в результате внешних источников (сбросы в водоем и т.п.): ΔM_S

Программный комплекс способен описать любую комбинацию компонентов, не ограничиваясь количеством и сложностью процессов качества

воды. Процессы качества воды описываются линейными или нелинейными функциями выбранных переменных состояния и параметров модели. Стандартные технологические рецептуры доступны в виде библиотеки D-Water Quality, библиотека содержит более 50 процедур контроля качества воды, охватывающих 140 стандартных веществ.

D-Water Quality моделирует физическую систему, способную переносить пассивные составляющие, влиянием концентрации которых на коэффициенты переноса можно пренебречь, и состоящую из поверхностного или подземного водного объекта. Транспортная среда характеризуется своим пространственным и временным содержанием (массой) моделируемых компонентов, включающих транспортабельные и не транспортабельные (донные отложения в модели поверхностных вод). Концентрация переносимых компонентов рассчитывается путем деления массы на объем воды. Масса является переменной состояния, модель учитывает условие сохранения массы. Перенос вещества указывается либо в единицах массы в единицу времени, либо в виде комбинации потока и концентрации вещества. Они представляют собой точечные (городские, промышленные, реки) или диффузные источники (сток, атмосферные осадки), учтены рециркуляционные потоки. Гидродинамические характеристики транспортирующей среды выражаются через объем и поток. Комбинация объемов воды и потоков должна быть согласованной, т.е. увеличение объема воды должно уравновешиваться разницей между притоком и оттоком. D-Water Quality способен объединить несколько гидродинамических симуляций в единую симуляцию качества воды. Имеется возможность объединения репрезентативных гидродинамических симуляций прилива и речного паводка для создания полного цикла взаимодействия между ними.

Набор данных согласованных гидродинамических потоков из Delft3D-FLOW с использованием модуля связи автоматически передается в D-Water Quality. В большинстве случаев процессы качества воды в модели определяются внешними гидрометеорологическими условиями, а также другими составляющими и процессами (ветер, температура воды, кислотность (pH), первичная продукция и

переход питательных веществ в бентос и др.), данные объекты определены разработчиками как «принудительные функции». Формулировки процесса определения качества воды часто носят эмпирический или полуэмпирический характер и содержат «параметры модели», которые подлежат настройке или калибровке. Из-за этого D-Water Quality дает полную свободу в выборе набора процессов качества воды, а соответствующие функции воздействия и параметры модели могут различаться в зависимости от конкретной задачи, предоставляя гибкие возможности ввода для констант, пространственно изменяющихся параметров, функций времени и функций пространства и времени.

На физическую систему модели влияют два типа процессов:

1. транспортные процессы – включающие в себя перемещение веществ;
2. процессы качества воды - учитывающие преобразование одного или нескольких веществ.

Перенос веществ в поверхностных и грунтовых водах обычно описывается так называемым уравнением адвективной диффузии (3.31). Адвекция определяется полем скорости, а дисперсия - коэффициентом дисперсии. Эти основные процессы переноса действуют одинаково для всех транспортируемых веществ. D-Water Quality предоставляет возможность моделировать и другие явления переноса, с учетом особенностей отдельных веществ. Эти дополнительные процессы переноса должны быть выражены как дополнительный, зависящий от вещества коэффициент скорости или дисперсии. Процессы качества воды включены в уравнение адвективной диффузии путем добавления дополнительного источника в уравнение баланса массы (3.31).

Примеры процессов качества воды:

- обмен веществ с атмосферой (кислород, летучие органические вещества, температура);
- адсорбция и десорбция токсикантов и ортофосфора, осаждение и ресуспендирование частиц и адсорбированных веществ;
- гибель бактерий;
- биохимические реакции (БПК и нитрификация);

- рост водорослей (первичная продукция);
- хищничество (зоопланктон на фитопланктоне).

Особое внимание уделяется процессам, моделируемым в придонном слое:

- Все взвешенные отложения моделируются как связные отложения, способные к переносу потоком воды, в виде растворенных веществ;
- Все неорганические частицы могут быть представлены фракциями;
- Все твердые органические вещества представлены отдельными компонентами (формы органического углерода, диатомовые водоросли, недиадомовые водоросли (зеленые), адсорбированный фосфор);
- Донные отложения моделируются двумя отдельными слоями, каждый считается хорошо перемешанным однородным слоем. Различные слои могут иметь разный состав. Плотность слоя варьируется в зависимости от изменчивости состава слоя отложений, пористость слоя задается как определенная пользователем постоянная.
- Учтен, но явно не смоделирован, третий (более глубокий) слой, способный поставлять отложения для восходящего транспорта наносов;
- Седиментация и ресуспендирование.

Процессы задаются в виде констант скорости и результатов моделирования для других веществ. Результаты расчетов могут быть представлены в виде пространственных схем или временных рядов [Deltares, 2013b].

3.3 Модель управления ресурсами аквакультуры на фермах FARM (Farm Aquaculture Resource Management)

Модель управления ресурсами аквакультуры на фермах FARM (Farm Aquaculture Resource Management) предназначена для решения задач, связанных с предварительным анализом размещения плантаций и выбором культивируемых видов, экономической оптимизации практики культивирования, а также экологической оценкой воздействия хозяйств на окружающую среду. В рамках FARM для определения продукции и оценки эвтрофикации за периоды

культивирования применяется комбинация физических, биогеохимических моделей и моделей роста моллюсков [Ferreira et al., 2007].

FARM позволяет рассчитать урожайность гидробионтов на основе данных о геометрических размерах марифермы, плотности моллюсков, локальных трофических условиях выращивания и параметрах окружающей среды. Основными особенностями FARM являются использование временных рядов исходных данных, учет гидродинамических и приливных факторов, возможность учитывать одновременное садковое культивирование различных видов гидробионтов. На основании результатов моделирования продуктивности морефермы производится анализ экономической эффективности производства выбранного вида гидробионтов и возможного размера финансовой компенсации от заинтересованных сторон за предоставление квот на сброс загрязняющих веществ.

Программный комплекс включает в себя экофизиологические и биогенетические математические модели жизнедеятельности моллюсков, основанные на работах А. Дж. С. Хокинса [Hawkins et al., 2002], Даниэля Бриголина [Brigolin et al., 2009a, 2009b], С. Солидоро [Solidoro et al., 2000] и Дж. Руеда [Rueda et al., 2005], для следующих видов: тихоокеанская устрица *Crassostrea gigas*, голубая мидия *Mytilus edulis*, венерупис филиппинский *Tapes philippinarum*, съедобная сердцевидка *Cerastoderma edule*, гребешок Фаррера *Chlamys farreri*, черноморская мидия *Mytilus galloprovincialis* и мактра прибойная *Spisula solidissima*.

Входные данные задаются с суточным или большим временным разрешением (в последнем случае производится линейная интерполяция данных в суточные интервалы) и включают временные ряды температуры воды, солености, концентраций хлорофилла-а (*Chl-a*), растворенного кислорода (dissolved oxygen, DO), концентрации взвешенных твердых частиц (total particulate matter, TPM) и твердых частиц органического вещества (particulate organic matter, POM). Элиминация гидробионтов, связанная с не учитываемыми в модели факторами, задается как параметр.

Общая формула используемая в FARM для моделирования изменения состояния пелагической зоны под воздействием аквакультуры (3.32):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - w \frac{\partial C}{\partial z} + f(C, \sum_{i=1}^{i=m} n_i \gamma_i), \quad (3.32)$$

где C - концентрация ресурса (фитопланктон, РОМ, ТРМ); t – время; u - средняя горизонтальная скорость воды по нормали к поперечному сечению фермы; x - длина секции фермы; w - скорость падения взвешенных частиц; z - глубина секции фермы; m - количество весовых категорий в популяции; n_i - количество культивируемых моллюсков в весовой категории i ; γ_i - функции роста для отдельных моллюсков в весовой категории i .

Первый член уравнения (3.32) описывает осредненный одномерный горизонтальный поток, основанный на текущей скорости течения и пространственных размерах фермы. Размеры фермы могут быть определены как ряд смежных секций, что позволяет проводить анализ различных вариантов выращивания гидробионтов и минимизировать численные ошибки. Модель предназначена для применения временных интервалов, характерных для выращивания аквакультуры, от нескольких месяцев до 2–3 лет. Временной шаг моделирования подбирается автоматически на основе физических размеров секции марифермы и условия критерия Куранта — Фридрихса — Леви.

Второй член уравнения (3.32) описывает падение взвешенных частиц, на каждом расчетном шаге рассчитывается динамическая вязкость среды на основе температуры и солености воды, с использованием уравнения Стокса определяется скорость падения и отложения взвешенных частиц, с учетом их размеров. Для фермерских хозяйств, использующих донную или придонную аквакультуру, с использованием донных или эстакадных систем, время осаждения не учитывается. Третий член в уравнении (3.32) представляет собой взаимодействие выделяемых и поглощаемых в процессе роста моллюсков веществ – поглощаемые вещества такие как растворенный кислород или хлорофилл-а, выделяемые – соединения азота, РОМ и другие твердые частицы, которые могут быть выделены и повторно поглощены.

Расчет роста биомассы гидробионтов производится с использованием моделей роста моллюсков, включенных в расчетную модель динамики популяции с использованием уравнений [Nunes et al., 2003; Nobre et al., 2005]. Темпы роста и смертность отдельных моллюсков рассчитываются на основе параметров питания и окружающей среды, предоставленных физическими и биогеохимическими моделями. Средняя естественная смертность гидробионтов оценена на основе фактических данных, полученных при культивировании аквакультуры, в соответствии с установленными факторами влияния стрессовых условий окружающей среды, включая высокие температуры, низкую соленость и низкие концентрации растворенного кислорода [Hawkins, Bayne, 1992].

Результатом расчетов модели являются временные ряды биомассы гидробионтов на каждый расчетный день, концентраций хлорофилла-а (*Chl-a*), растворенного кислорода (dissolved oxygen, DO), концентрации взвешенных твердых частиц (total particulate matter, TPM) и твердых частиц органического вещества (particulate organic matter, POM). Полученные данные позволяют провести детальный анализ производства товарных моллюсков для каждого культивируемого вида, с получением результирующей кривой, представляющей общий физический продукт (TPP) в тоннах общего сырого веса (TFW), на основе функции Кобба-Дугласа [McCausland et al., 2006]. Перечисленные выше расчетные данные используются FARM для расчёта эквивалентной средней физической производительности (APP), выраженной в виде количества отдельных особей, и предельного физического продукта (MPP), что позволяет оценить способность марифермы производить товарные объекты культивирования и их потенциальную прибыльность. Для оценки воздействия марифермы на эвтрофикацию используется адаптированная к местному масштабу модель оценки трофического статуса эстуариев (ASSETS) [Bricker et al., 2003].

Глава 4. Оценка продуктивности акватории бухты Воевода о. Русский при выращивании устрицы гигантской

Марикультура двустворчатых моллюсков является одним из самых быстрорастущих секторов производства продуктов питания, что в свою очередь формирует потребность разработки стратегий управления марифермами, обеспечивающими устойчивое развитие.

Одним из способов решения данной задачи является использование средств динамического моделирования процессов взаимодействия гидробионтов с окружающей средой, позволяющих учесть сложный набор положительных и отрицательных обратных связей, посредством которых культивируемые гидробионты взаимодействуют с экосистемой водного объекта и реалистично оценить их воздействие на окружающую среду и возможности разведения. Что, в свою очередь, позволяет оценить устойчивость марикультуры, и прогнозировать устойчивость культивирования конкретного гидробионта, обусловленной определением продукционной емкости водного объекта и масштабом системы (залив, эстуарий или их части) или локального объекта (мариферма).

Определение продуктивности акватории водного объекта предполагает нисходящую оценку факторов, влияющих на устойчивость аквакультуры, и сочетает в себе объединение различных видов динамических моделей:

модель водосбора водного объекта, для оценки притока пресных вод к акватории (SWAT),

мелкомасштабная модель гидродинамики и биогеохимических процессов вод водного объекта (Delft3D),

модели индивидуального роста моллюсков, способные учитывать различные аспекты пищевого поведения, и включающая их экологическая модель, моделирующая процессы в течение длительных периодов и, таким образом,

позволяющая прогнозировать многолетнюю устойчивость аквакультуры гидробионтов (FARM).

Результаты гидродинамического, биогеохимического и экологического моделирования позволяют произвести вероятностно-статистическую оценку продуктивности марикультуры, а также физической, продукционной емкости водного объекта и пространственную неоднородность условий культивирования.

4.1 Моделирование гидродинамического режима бухты Воевода

Для моделирования динамики гидрологических параметров в бухте использовано две модели: 1) гидрологическая – модель формирования стока на водосборе бухты средствами модели SWAT; 2) гидродинамическая – модель динамики гидрологических параметров бухты с помощью модели Delft3d-Flow. Данные о суточном притоке пресной воды, вычисленные с помощью гидрологической модели используются в качестве боковых граничных условий. Моделирование выполнено непрерывно за период 01.01.1988 – 01.01.2019 гг. Для обеспечения согласования численного решения в пределах расчетной области и изменяющихся во времени граничных условий, для выхода модели на устойчивый режим и минимизации влияния задания начальных условий на результаты моделирования, расчеты за первый год были исключены из анализа. Метеорологическое воздействие на поверхность водосбора и бухты задано на основе архивных данных гидрометеорологических наблюдений [Bugaets et al., 2018; Bugaets et al., 2019] на метеостанции Владивосток-Гора с учетом требований к входным данным и временного разрешения каждой из моделей.

В работе использован исходный код модели SWAT 2012 v.637. Подготовка моделирования выполнена с помощью ГИС-интерфейса ArcSWAT с использованием цифровой модели рельефа SRTM30, ландшафтной карты острова [Ганзей и др., 2016], включающей информацию о типах почв и растительности. База данных гидрологических свойств почв сформирована по данным литературных источников [Иванов, 1976]. Речной бассейн, согласно

представлениям о естественных характеристиках склонов и водотоков (длинах и уклонах) [Гарцман и др., 2008], разделен на частные водосборы размером $\sim 1-2$ км² (рисунок 4.1). Расчет потенциального испарения выполнен методом Пенмана-Монтейса, русловой трансформации – методом кинематической волны. Параметры модели были заданы по принципу ландшафтного сходства на основе ранее полученных результатов исследований гидрологического цикла малых водосборов на юге Приморья [Бугаец и др., 2018; Motovilov et al., 2018; Bugaets et al., 2019; Gonchukov et al., 2019].

Расчеты выполнены непрерывно с суточным шагом по времени. Рассчитанный гидрограф притока за 1990 года в замыкающем створе р. Русская представлен на рисунке 4.2. Значение смоделированного стока р. Русская в межень составляет $0.02-0.03$ м³/с, что соответствует измеренному значению меженного стока и данным о гидрологическом режиме малых рек Приморья [Горчаков, 1983]. Расчетный максимум суточного расхода воды составил 14.4 м³/с, что соответствует модулю стока 838 л/(с·км²). Полученные значения модуля паводочного стока согласуются с данными специальных воднобалансовых измерений на бывшей Приморской воднобалансовой станции ($800-1000$ л/с·км²) [Горчаков, 1983]. Незначительное весеннее половодье, резкие пики расходов во время прохождения максимальных паводков соответствуют гидрологическим особенностям формирования стока малых рек дальневосточного типа.

Моделирование динамики гидрологических параметров изучаемого объекта производилось средствами программного комплекса DELFT3D - Delft3d-Flow. В качестве основы для построения цифровой модели рельефа дна б. Воевода использованы данные навигационной карты (М 1: 5000, номер 66068). В б. Мелководная дополнительно использованы данные эхолотных промеров. Средствами программного комплекса Delft3d (RGFGRID) для акватории бухты была сгенерирована прямолинейная расчетная сетка разрешением 20 м (101×73 расчетных ячеек).



Рисунок 4.1 Водосбор, речной бассейн и частные водосборы р. Русская

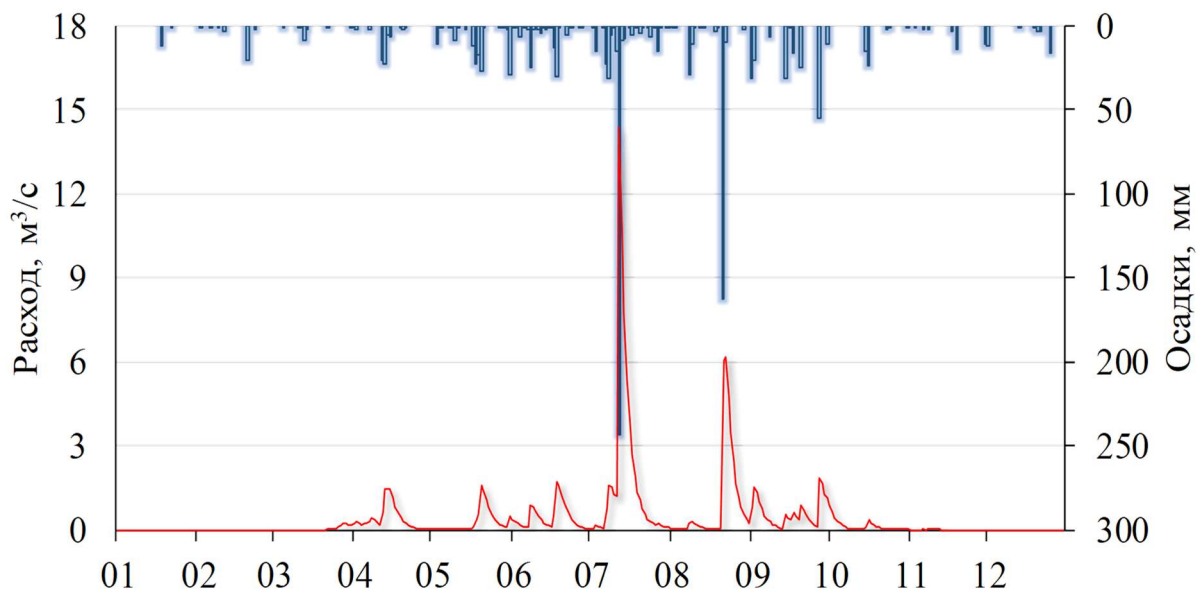


Рисунок 4.2 Измеренные осадки и расчетный гидрограф стока р. Русская за 1990 г.

Вертикальное разрешение сетки составляет 3 σ -слоя, границы которых установлены в 10% от поверхности и от дна. Сетка описывает основные особенности геоморфологического строения бухты, конфигурацию побережья и имеет достаточное разрешение для отображения характерных особенностей рельефа дна в бухте Воевода (рисунок 4.3).

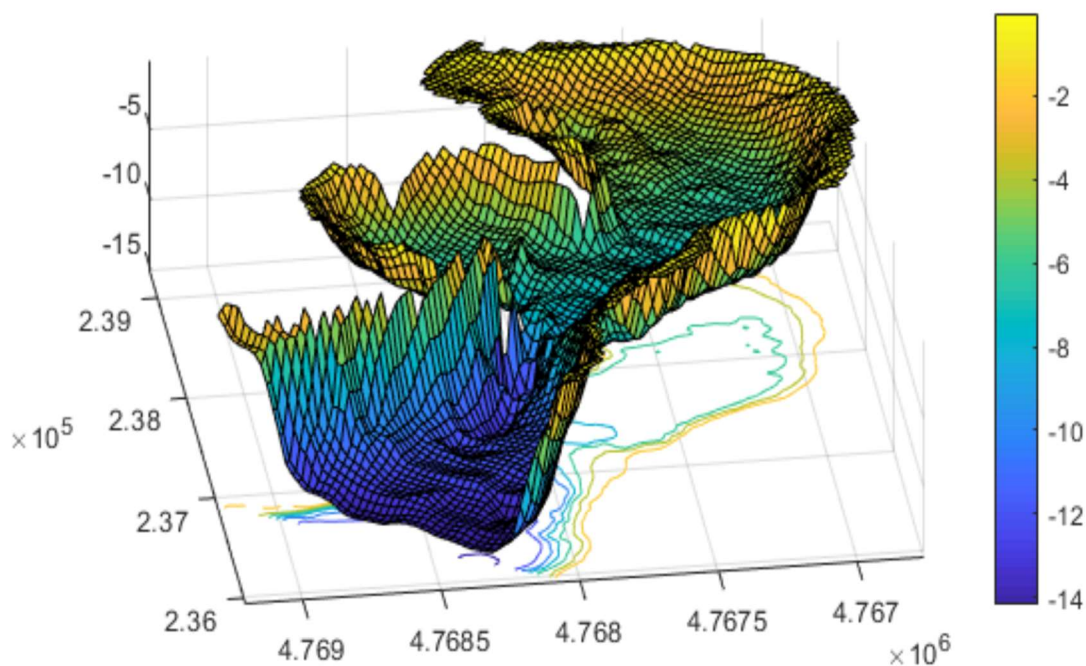


Рисунок 4.3 Расчетная сетка и цифровая модель рельефа б. Воевода

На открытой границе на входе в б. Воевода заданы параметры гармонических постоянных прилива по данным поста Владивосток (табл. 4.1) [Деева, 1972; Супранович, Якунин, 1976]. В табл. 1 используются следующие обозначения волн: M2 – главная лунная полусуточная; S2 – главная солнечная полусуточная; N2 – большая лунная эллиптическая полусуточная; K2 – лунно-солнечная деклинационная полусуточная; K1 – лунно-солнечная деклинационная суточная; O1 – главная лунная суточная; P1 – главная солнечная суточная; Q1 – большая лунная эллиптическая суточная. Коэффициент шероховатости дна в бухте Мелководная задан в соответствии с данными обследования ($50\text{--}65 \text{ м}^{0.5}/\text{с}$), в остальной части б. Воевода ($30\text{--}50 \text{ м}^{0.5}/\text{с}$) в соответствии с данными навигационной карты и описанием, приведённым в [Барабанщиков и др., 2018]. Соленость на открытой границе задана по материалам [Барабанщиков и др., 2015] как постоянные по глубине сезонные климатические значения (декабрь–февраль 34.43 PSU; март–май 33.0 PSU; июнь–август 32.6 PSU; сентябрь–ноябрь 32.82 PSU). Соленость речных вод и вод распределенного стока задана равной 0.1 PSU.

Скорость и направление ветра на весь расчетный период заданы с дискретностью 3 часа. Относительная влажность воздуха, балл облачности, температура воздуха, атмосферные осадки, выпадающие непосредственно на акваторию б. Воевода заданы с суточным разрешением. Данные о боковом притоке пресных вод заданы для каждой ячейки расчетной сетки, примыкающей к береговой линии в виде суточного гидрографа притока ($\text{м}^3/\text{с}$) на основе результатов модели SWAT.

Таблица 4.1. Гармонические постоянные приливов п. Владивосток (H – амплитуда, g – фаза).

Параметр	M2	S2	N2	K2	K1	O1	P1	Q1
H, м	0.075	0.034	0.021	0.01	0.055	0.05	0.016	0.01
g°	89	120	63	111	356	324	348	277

Оригинальная программа использована для создания файлов бокового притока в формате Delft3D из выводных файлов модели SWAT. В местах впадения модельных водотоков SWAT задан суточный гидрограф стока в замыкающих створах этих водотоков. Для задания распределенного притока к акватории бухты, сток с каждого расчетного элемента гидрологической модели SWAT, непосредственно примыкающего к акватории бухты, был равномерно распределен между ячейками расчетной сетки модели Delft3D, примыкающих к данному расчетному элементу SWAT. Расчеты выполнены с шагом по времени 15 сек, результаты моделирования выводились с дискретностью 6 часов. Период моделирования 01.01.1988 – 01.01.2019 гг.

Анализ результатов моделирования гидродинамических процессов позволил определить основные особенности структуры приливо-отливных течений и пространственного распределения солености в б. Воевода.

Приливная циркуляция вод в бухте Воевода и бухтах второго порядка Мелководная и Круглая формируется под влиянием неправильного полусуточного прилива. Приливная волна, заходит из Амурского залива через проход между

мысом Васильева и камнем Матвеева и формирует реверсивные приливо-отливные течения. Основными факторами, определяющими структуру течений, являются рельеф дна и фаза прилива.

В прилив, периоды между высокой полной и низкой малой водой, а также между низкой полной и высокой малой водой, формируются струи течений, имеющие генеральное направление из входа в бухту Воевода к юго-западному побережью б. Воевода и кутовой части б. Мелководная. В бухтах Мелководная и Круглая основными особенностями циркуляции является формирование в центральных частях акваторий циклонических вихрей. В открытой части б. Воевода в средней части у южного берега под влиянием поднятия дна, формируется поток, направленный к выходу из бухты в Амурский залив вдоль северного побережья.

В фазу отлива, периоды между высокой полной и низкой малой водой, а также между низкой полной и высокой малой водой, формируются течения, направленные в сторону акватории Амурского залива.

В центральной части бухты Мелководная и на выходе из б. Круглая формируются антициклонические циркуляции, основной поток направлен к центру бухты Воевода и дальнейшим движением основного потока в Амурский залив южного побережья бухты.

Пространственное распределение значений солености формируется под влиянием гидродинамики вод и берегового стока. Соленые морские воды из Амурского залива поступают в акваторию бухты с приливом, в центральной части бухты Воевода частично смешиваются с распресненными водами из бухт Мелководная и Круглая, частично в придонном слое проникают до центральных частей бухт второго порядка. В поверхностном слое вынос распресненных вод из бухты Мелководная производится приливо-отливными течениями вдоль южного берега б. Воевода, вынос вод из б. Круглая происходит в центральную часть б.

Воевода, где они сливаются в общий поток с основной струей течения, направленного вдоль центральной оси бухты (рисунок 4.4).

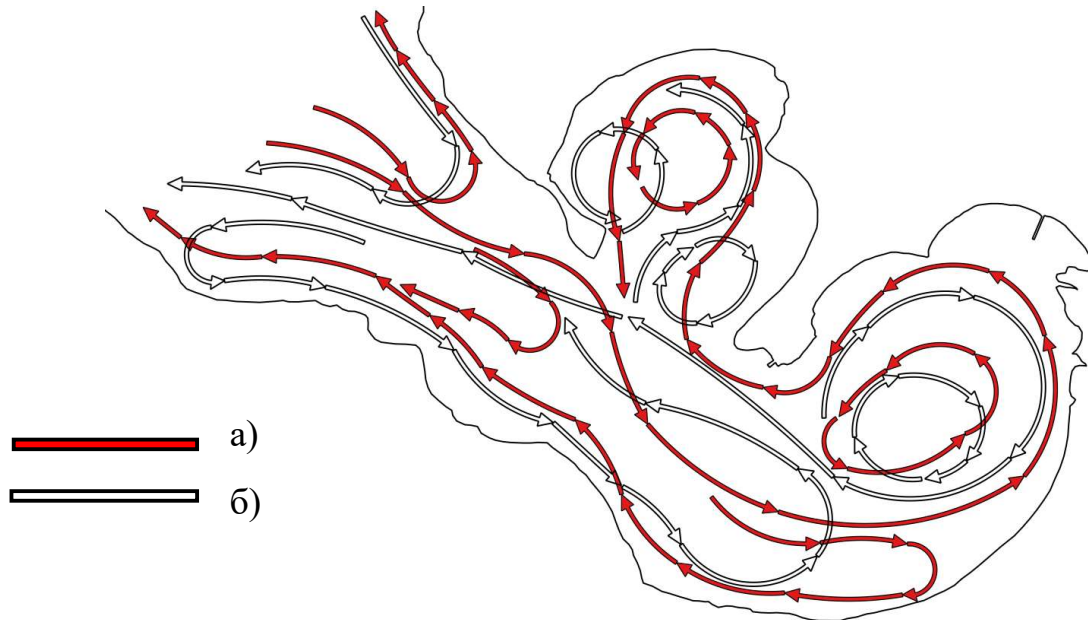


Рисунок 4.4 Структура модельных приливо-отливных течений, а) прилив; б) отлив.

В одном из результатов моделирования гидрологических процессов отмечено, что во время сильных дождей, связанных активной циклонической деятельностью и выходом тропических тайфунов, граница влияния стока р. Русская со значениями солёности 20–24 PSU в среднем и придонном слое достигает входа в б. Круглую и распространяется вплоть до центральной части б. Воевода, а в районе впадения р. Русская солёность в б. Мелководная может снижаться практически до полного распреснения (рисунок 4.5).

Максимальная вариативность модельных значений уровня моря зафиксирована 13.08.1990 г., в результате воздействия штормовых ветров тайфуна «Робин» (рисунок 4.6), в районе восточного побережья бухты Мелководная и составили 0.19 м.

Для целей данного исследования результаты моделирования для каждой ячейки расчетной сетки и каждого расчетного σ -слоя были представлены в виде временных рядов солёности и горизонтальных компонент скорости течения.

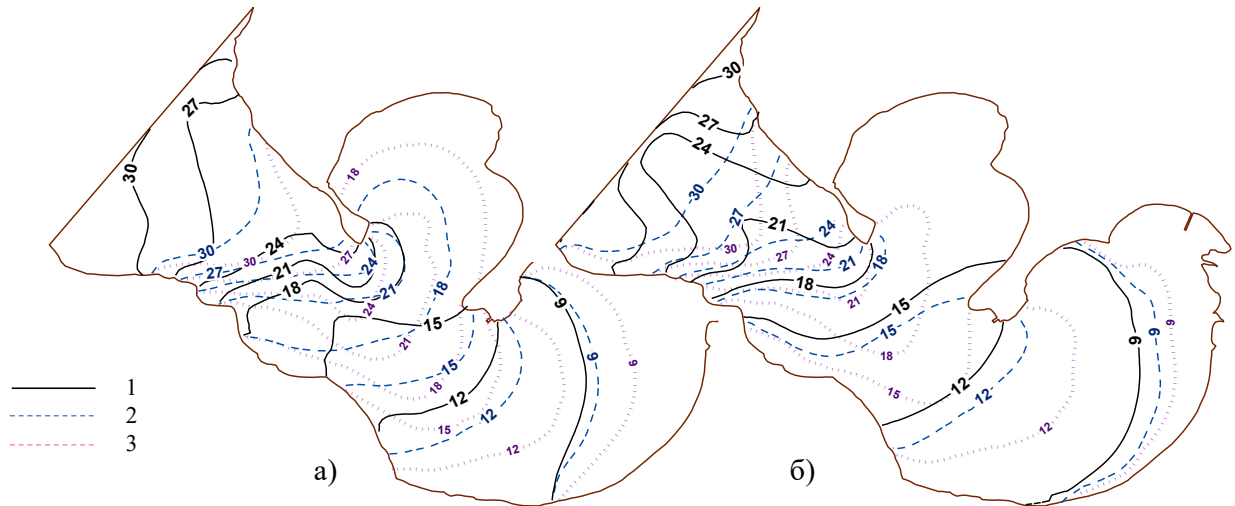


Рисунок 4.5 Пространственное распределение солёности при прохождении катастрофического паводка 1990 г. по данным модельных расчетов: а) 13.07 12:00 и б) 14.07 06:00 в поверхностном(1), среднем(2) и придонном (3) σ -слое модели Delft3D.

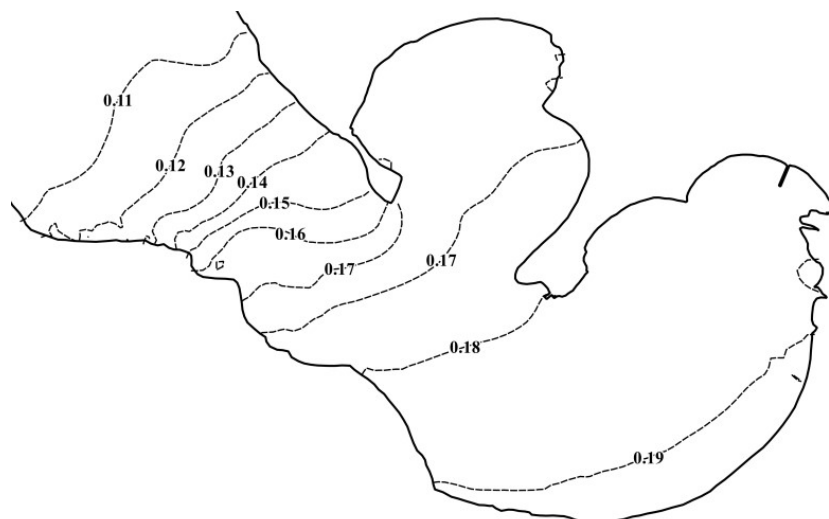


Рисунок 4.6 Смоделированные значения уровня моря (м) в 18.00 13.08.1990 г

Для построения эмпирических кривых обеспеченности были использованы данные только за теплый период (апрель–октябрь). Данный подход позволяет для

Результаты обследования подводных ландшафтов и выводы о распределении *M. gigas* в б. Мелководная были сопоставлены с пространственным распределением обеспеченности модельных значений скоростей и солености, входящих в диапазон благоприятных условий, указанных в литературных источниках и инструкциях по культивированию данных видов [Вышкварцев, 1979; Скарлато, 1981; Яковлев и др., 1981; Лоция, 1984; Лысенко, 1985; Супрунович, 1988; Супрунович, Макаров, 1990; Соколенко, Калинина, 2018;]. Для выделения зон выращивания подбирались линии равной обеспеченности, ограничивающие 100% случаев обнаружения гидробионтов.

В качестве пределов распространения в бухте оптимальных по халинным характеристикам условий выращивания для устрицы была принята минимальная граница – 80% обеспеченности для солености 28 PSU и максимальная, равная 95% обеспеченности солености 30 PSU. Пределы распространения условий, оптимальных по скоростям течений, определены с учетом результатов водолазного обследования бухты, показавшего, что районы расположения устричников сконцентрированы в области, ограниченной линией 95% обеспеченности скорости течения в придонном слое 0.02 м/с.

Линии равной обеспеченности указанных выше значений в среднем и придонном модельном слое были использованы для выделения зон садкового выращивания и границ пастбищных плантаций этого гидробионта (рисунок 4.8). Зоны пастбищного выращивания ограничены изобатой – 1 м, садкового – 5 м.

Таким образом, границы выделенных зон можно интерпретировать как вероятность не превышения (или не занижения) оптимальных значений. Например, установленная по данным наблюдений оптимальная граница акватории бухты для разведения устрицы, в 95 случаях из 100 обеспечивает не превышение солености выше 30 PSU. Выбранный критерий не исключает кратковременного воздействия неблагоприятных факторов, при которых могут происходить определенные потери качества или объемов продукции.

Наиболее благоприятными местами по гидрологическим условиям для роста и выращивания устрицы больше подходят бухты Мелководная и Круглая. Площадь участков, оптимальных по параметрам солености и скоростей течений для устрицы тихоокеанской составляет 1.93 км² (48%) и 1.04 км² (26%) для донного и садкового выращивания соответственно (рисунок 4.8).

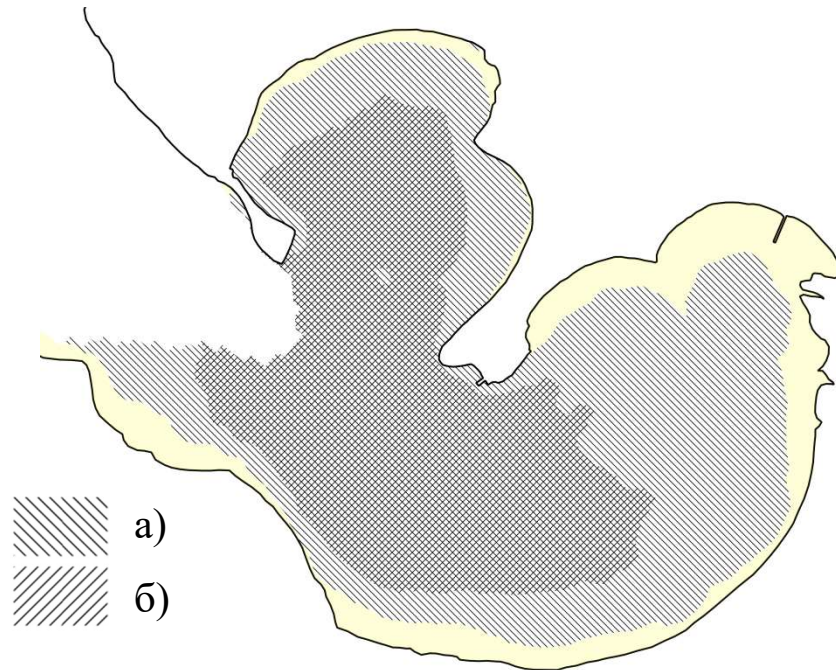


Рисунок 4.8 Районы оптимальные для донного (а) и садкового (б) выращивания устрицы гигантской в б. Воевода.

4.3 Моделирование продукционных характеристик

Моделирование продукционных характеристик производилось с использованием полей гидродинамики, рассчитанных ранее с помощью трехмерной модели Delft3D Flow за период 01.01.1988 – 01.01.2019 гг. На открытой границе, расположенной на входе в бухту, заданы параметры гармонических постоянных прилива по данным поста Владивосток [Деева, 1972], средняя температура и соленость воды – по данным сезонных измерений ТОИ ДВО РАН [Барабанчиков и др., 2015], содержание кислорода – как постоянное значение (9.21 мл/л) [Администрация, 2019].

Основным источником первичной продукции в районе исследования являются поля морских трав (*Zostera marina*) и планктонные диатомовые

водоросли [Барабанщиков и др., 2015]. При этом концентрация фитопланктона в зарослях трав значительно выше, чем в толще воды [Лысенко, 1985]. С учетом этого на модельной расчетной сетке были выделены ячейки, входящие в области произрастания zostеры, оконтуренные на основании результатов водолазного обследования бухты (рисунок 4.9) [Катрасов и др., 2021б].

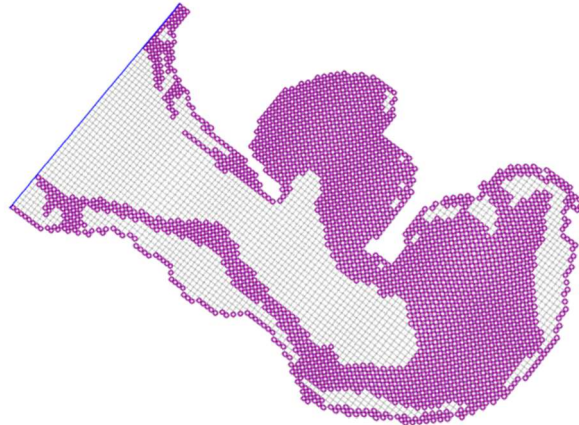


Рисунок 4.9 Расчетные ячейки и области распространения зарослей zostеры *Zostera marina* в бухте Воевода

Перечисленные ниже входные параметры модели, необходимые для включения первичной продукции zostеры в блок расчета концентрации и переноса компонентов производства первичной продукции от дна (zостеры) в верхние слои, откуда они дальше перераспределяются по акватории бухты в результате гидродинамического воздействия, были заданы по литературным данным [Вышкварцев, 1979; Лысенко, 1985; Los, Wijsman, 2007; Carr et al., 2008; Los, 2009] как постоянные значения на каждый расчетный шаг (сутки) для всего периода моделирования. Средний вертикальный водообмен ячеек расчетной сетки, расположенных в районах произрастания морских трав – $0.0017 \text{ м}^3/\text{с}$. Продуцируемый zostерой кислород – 6 мг/л (Carr et al., 2008). Коэффициенты стехиометрии морских диатомовых водорослей заданы для трех, определенных в модуле ECO фенотипов: энергетический (MDIATOMS_E) – 0.24 гС/м^3 , азотный (MDIATOMS_N) – 0.21 гС/м^3 и фосфорный (MDIATOMS_P) – 0.21 гС/м^3 по данным работ (38). Концентрации: (1) частиц твердого неорганического вещества

в воде IM1 – 7.9 г/м^3 ; (2) твердых частиц органического углерода в воде POC1 – 33 гC/ м^3 ; (3) биомасса подводной растительности SM1 – 0.003412 гC (5).

Расчет концентраций *Chl-a* и детрита выполнен с использованием модулей DELWAQ ECO: “Macrophyte submerged 01” и “Marine Diatoms”. Для каждой расчетной ячейки получены суточные значения продуцирования органического вещества zostерой и фитопланктоном в единицах органического углерода (гC), растворенного кислорода (DO, мг/л) и суммарной концентрации твердого неорганического (TPM, гC) и органического вещества (POM, гC) с учетом их перераспределения по району исследования под воздействием гидродинамических факторов (рисунок 4.10).

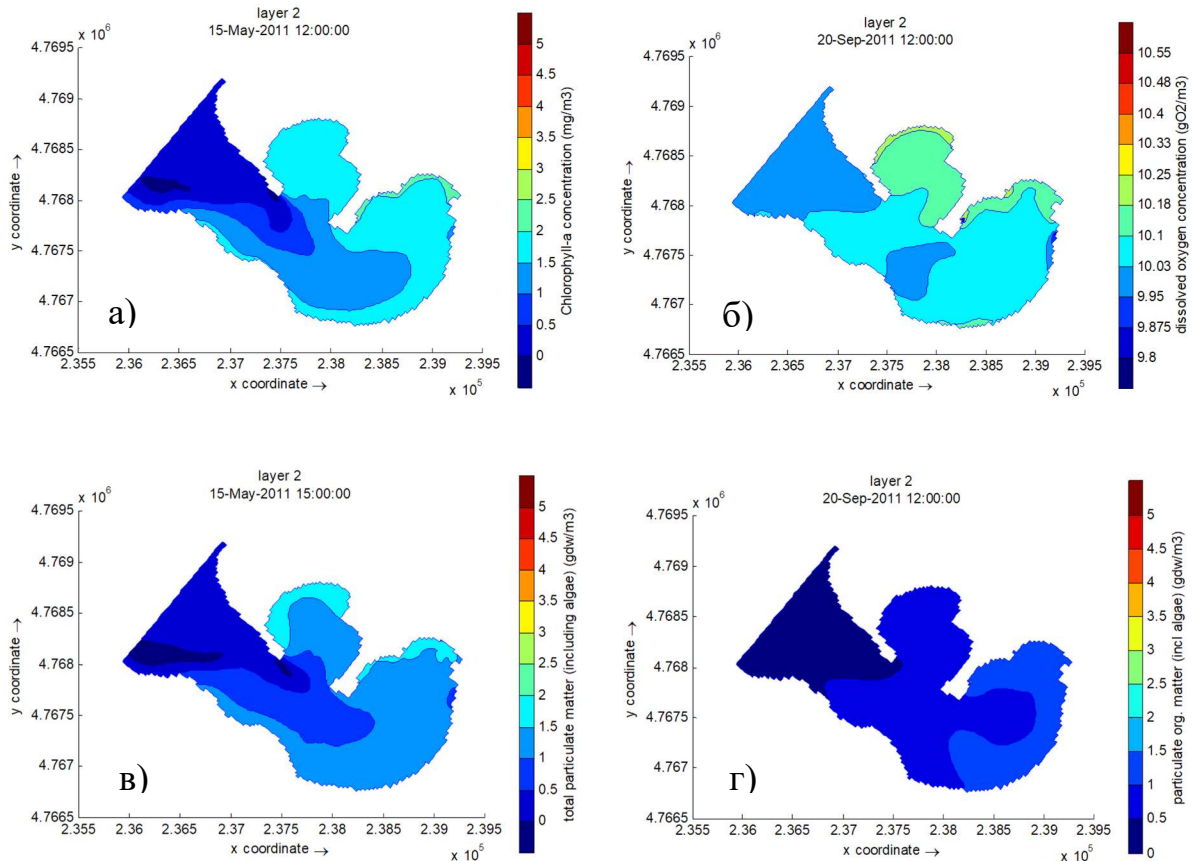


Рисунок 4.10 Результаты моделирования Del-WAQ, концентрация хлорофилла-а (CL-a) мг/м³ (а), концентрация растворенного кислорода (DO) г/м³ (б), концентрация взвешенных твердых частиц (TPM) гсв/м³ (в), концентрация твердых частиц органического вещества (POM) гсв/м³ (г).

На основании полученных данных, для каждой ячейки определены обеспеченные значения моделируемых параметров и построены их пространственные распределения (рисунок 4.11).

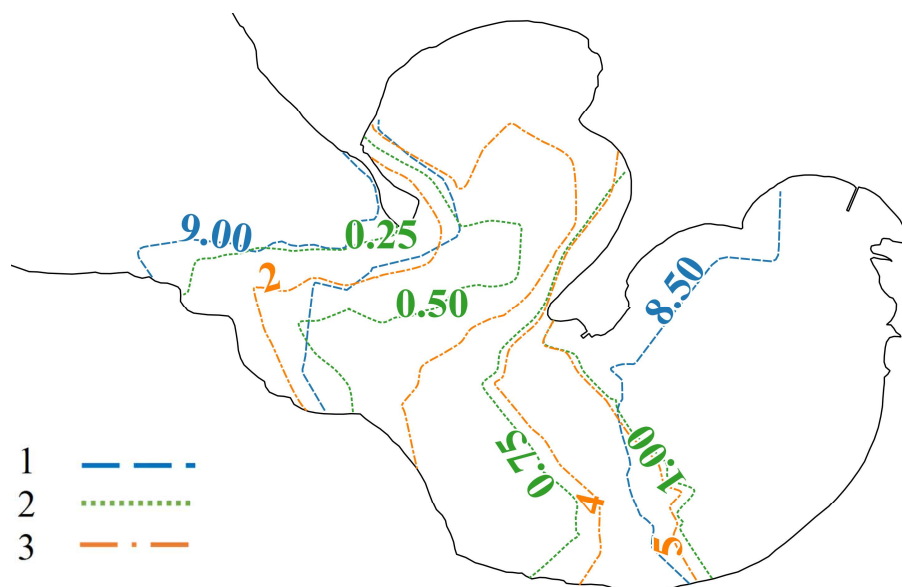


Рисунок 4.11 Пространственное распределение 75 % обеспеченных значений растворенного кислорода (DO) (1), хлорофилла-а (Chl-a) (2) и взвешенного органического вещества (POM) (3) в мг/л.

Анализ распределения смоделированных продукционных характеристик позволяет сделать заключение, что в районе исследований содержание растворенного кислорода не является лимитирующим фактором для производства первичной продукции и культивирования как для донного, так и для садкового способа выращивания выбранных гидробионтов. Концентрация *Chl-a* и POM в кутовой части (бухты Мелководная и Круглая) находятся в диапазоне оптимальных значений, ближе к центральной части бухты концентрации уменьшаются и далее в направлении входа в бухту Воевода достигают минимальных значений.

4.4 Моделирование продуктивности устрицы гигантской

Оценка продуктивности бухты Воевода произведена средствами программного комплекса Farm Aquaculture Resource Management (FARM™ - <http://www.farmscale.org>), с использованием результатов моделирования

гидрологических и биогеохимических параметров района исследования пакетом DELFT3D.

Выходные данные DELWAQ ECO были осреднены по площади 100×100 м ($5 \cdot 5$ расчетных ячеек), что соответствует оптимальному пространственному масштабу, моделирования FARM [Ferreira at el., 2007; Ferreira at el., 2008a], и подготовлены в виде суточных рядов в формате входных данных модели. При расчете потенциальной продукции гидробионтов были заданы следующие товарные характеристики устрицы: вес – 100 г, товарный размер – 12 см. Период начала культивирования устрицы задан в соответствии с региональными рекомендациями [Кучерявенко, Жук, 2011] – 01.08. Продолжительность периода культивирования – 22 месяца. Плотность посадки спата: донное выращивание устрицы – 100 экз/м², садковое выращивание – 200 экз/м².

Полученные в результате моделирования продукционных характеристик данные позволили с помощью FARM выполнить расчет для 28 рекомендованных региональной биотехнологией культивирования 22-х месячных периодов выращивания рассматриваемых гидробионтов [Кучерявенко, Жук, 2011]. Для расчета продуктивности донного выращивания использованы данные придонного слоя, для расчета продуктивности садкового выращивания были заданы параметры среднего слоя модели Delft3D Flow.

Для демонстрации и анализа результатов моделирования выделен расчетный блок 100×100 м, находящийся в центральной части зоны оптимального выращивания гидробионтов в б. Мелководная. Графики моделирования прироста суммарного веса гидробионтов за каждый из 28 периодов и их осредненная кривая представлены на Рисунок 4.12.

Модельные данные указывают на то, что при указанных параметрах культивирования для выращивания в б. Воевода, оптимальный период для устрицы в среднем составляет 12–13 месяцев. Минимальные значения прироста продукции соответствует началу периодов выращивания в 1994, 2000, 2012 и 2016 годах. Основной причиной слабого роста является пониженные за период культивирования средние значения солености (29.6–30.5 PSU), а также воздействие

сильного кратковременного распреснения (18.4–22.9 PSU), вызванное влиянием значительного притока пресных вод в акваторию бухты, вызванных тайфунами (Мелисса - 1994, Боллавен, Проперун, Саомэй - 2000, Санба, Боллавен - 2012, Лайнрок - 2016) и активным циклогенезом (2000 год). Суммарная продуктивность оптимальных районов культивирования устрицы гигантской в б. Воевода представлена на Рисунок 4.13.

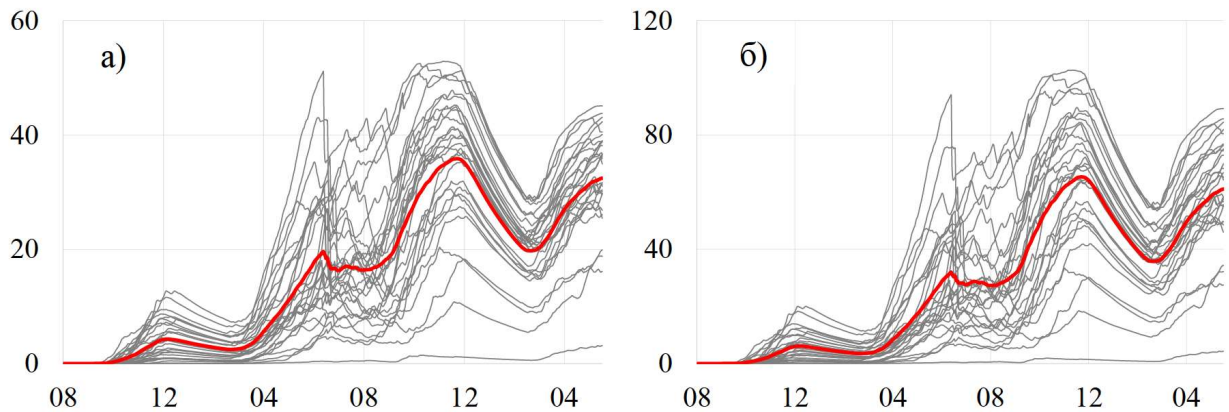


Рисунок 4.12 Графики прироста суммарного веса гидробионтов за каждый из 28 периодов и их осредненная кривая, донное (а) и садковое (б) культивирование.

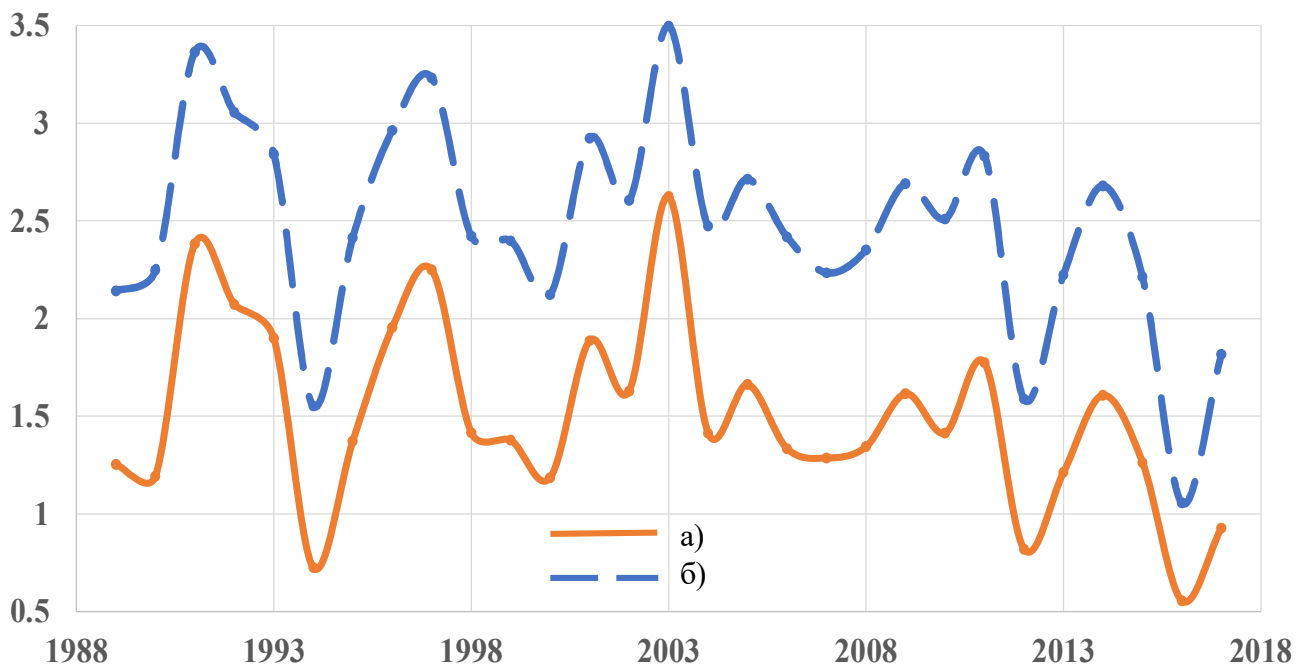


Рисунок 4.13 График суммарной продуктивности гигантской устрицы (тыс. т) б. Воевода по данным моделирования для садкового (а) и донного (б) культивирования

Для выделенных расчетных элементов (100×100 м) за каждый период культивирования были выбраны максимальные значения продуктивности гидробионтов на второй год выращивания. Указанные значения были ранжированы и вычислены их эмпирические обеспеченности. Данные о пространственном распределении 50, 75 и 95% значений модельной продуктивности для донного и садкового выращивания гидробионтов в акватории бухты с учетом рекомендованных для выращивания глубин – (1 и 5 м для придонного и садкового выращивания соответственно) [Кучерявенко, Жук, 2011] представлены на Рисунке 4.14.

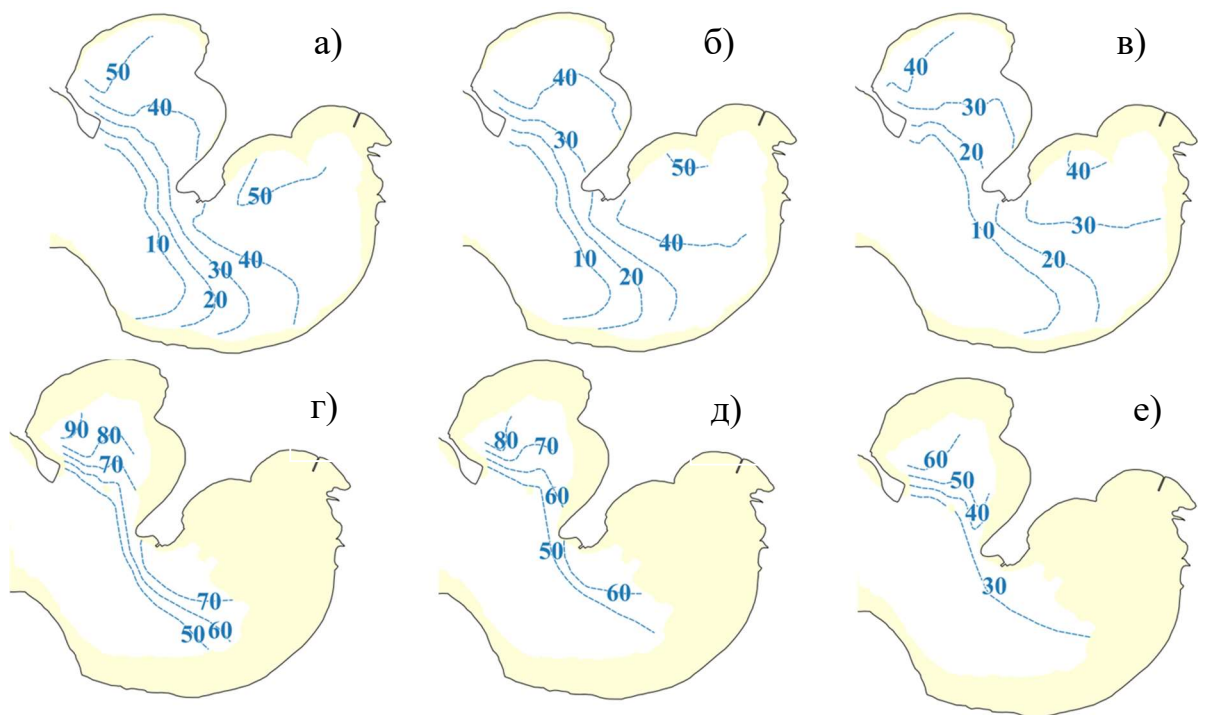


Рисунок 4.14 Пространственное распределение 50% (а, г), 75% (б, д) и 95% (в, е) обеспеченных значений модельной продуктивности для донного (а, б, в) и садкового (г, д, е) выращивания устрицы (т/га).

Пространственное распределение обеспеченных значений продуктивности устрицы гигантской (50, 75 и 95%) значительно зависит от условий культивирования, изолинии обеспеченных значений продуктивности имеют максимальные значения в кутовых частях бухт Мелководная и Круглая, с минимальными значениями в районе центральной части бухты Воевода (рисунок 4.14). Если предположить, что значения продуктивности 95% обеспеченности

можно рассматривать в качестве гарантированного объемам продукции, то разница между ним и значениями обеспеченной продуктивности 75 и 50% для устрицы может достигать 10 т/га для придонного и 10–40 т/га для садкового выращивания, соответственно.

Обеспеченные значения (50, 75 и 95%) продуктивности бухты по исследуемому виду двустворчатых моллюсков представлена в таблице 4.2.

Таблица 4.2. Обеспеченные значения общей продуктивности устрицы.

В числителе среднее, т/га, в знаменателе суммарное, т.

Тип выращивания	Устрица		
	50 %	75 %	95%
Придонное	$\frac{30.7}{2483.9}$	$\frac{27.0}{2187.5}$	$\frac{18.9}{1530.6}$
Садковое	$\frac{36.1}{1445.9}$	$\frac{30.1}{1203.4}$	$\frac{18.7}{747.6}$

На основе выполненных расчетов можно заключить, что гидрологические и биологические условия бухт Мелководная и Круглая больше подходят для выращивания гидробионтов. Центральная часть бухты Воевода обладает меньшим потенциалом для культивирования двустворчатых, модельная продуктивность для обоих видов снижается по направлению ко входу в бухту, что связано с особенностями производства первичной продукции и гидродинамического режима бухты. Несмотря на оптимальные концентрации пищевых ресурсов в кутовой части, условия в ней для выращивания устрицы хуже. Это определяется жестким гидрологическим режимом, характеризующимся резкими перепадами солености. По направлению к открытой части бухты, несмотря на меньшее количество пищевых ресурсов, наблюдаются более стабильные гидрологические условия, с меньшими сезонными и суточными амплитудами базовых параметров.

Полученные значения находятся в хорошем соответствии с интервалами значений урожайности, которые приводятся в литературных источниках по условиям культивирования и продуктивности гидробионтов в заливе Петра

Великого. По данным [Кучерявенко, Жук, 2011; Гайван и др., 2012] средняя урожайность устрицы при двухгодичном выращивании составляет 45 т/га.

Представленные результаты моделирования обеспеченности продукцией основаны только на учете факторов питания и гидрологического режима, которые наиболее важны на стадии выбора места установки марифермы, культивируемого вида, а также на начальном этапе выращивания гидробионтов.

После строительства гидробиотехнических установок могут быть выполнены более точные оценки продуктивности с учетом вторичной эвтрофикации акватории и взаимного ограничения водообмена обусловленного типом и пространственной конфигурацией самих установок.

4.5. Оценка пространственной неоднородности продуктивности устрицы гигантской в б. Воевода

Полученные данные продуктивности устрицы тихоокеанской позволяют оценить пространственную неоднородность условий культивирования. Для демонстрации неоднородности условий выращивания в границах физической емкости бухты Воевода были выбраны три участка размером 100x100 м, расположенных в б. Круглая, б. Мелководная и в центральной части б. Воевода, в районе входа в б. Круглая (рисунок 4.15).

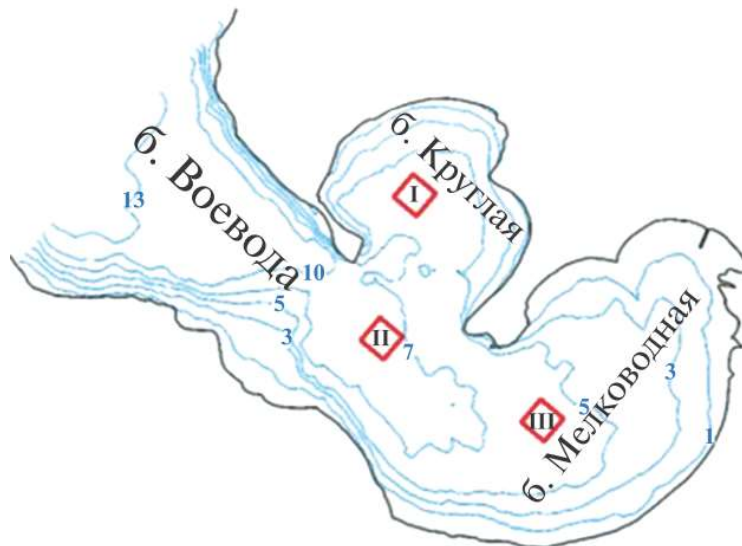


Рисунок 4.15 бухта Воевода (о. Русский, залив Петра Великого, Японское море), контрольные точки оценки условий культивирования устрицы (I, II, III).

Для каждого из смоделированных периодов выращивания были выбраны максимальные значения урожайности устрицы, выраженной в тоннах общего сырого веса (total fresh weight, TFW), которые приведены на рисунке 4.16. Из анализа представленных графиков можно заключить, что по сравнению с внутренними бухтами, район II, расположенный в центральной части б. Воевода характеризуется более жесткими гидрологическими условиями для выращивания устрицы. Только для отдельных периодов выращивания (1991-1992, 1997 и 2003 гг.) здесь удалось бы за 22-х месячный период культивирования вырастить урожай больше 5 т/га при садковом культивировании и от 0.5 до 2.5 т/га на пастбищных плантациях. В остальные годы значения модельной продуктивности составляют от нуля (2016 год) до 486 (в среднем 66) кг/га.

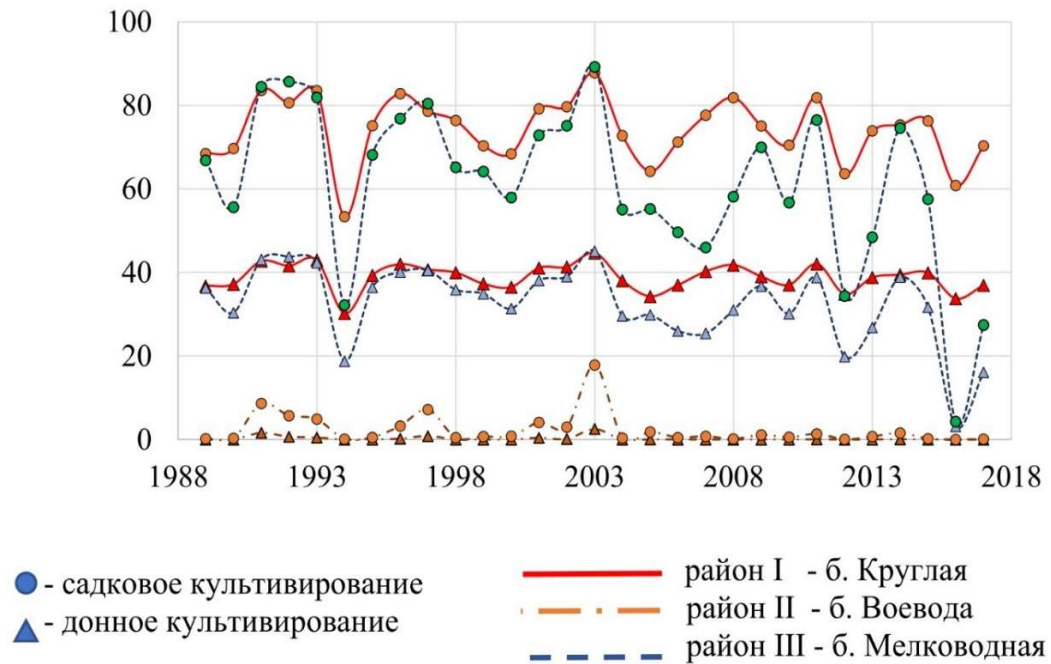


Рисунок 4.16 График продуктивности (т/га) садкового и донного культивирования для трех выделенных районов в б. Воевода по данным моделирования с помощью FARM.

Гистограммы распределения для каждого из районов (рисунок 4.17) характеризуют вариабельность значений TFW для всех расчетных периодов моделирования. Для района II, расположенного в бухте Воевода, 70% процентах случаев модельная продуктивность не превышала 0.3 и 2 т/га для донного и

садкового культивирования соответственно. Для участков, расположенных в б. Круглая и Мелководная около 60% значений модельной продуктивности для донного выращивания находится диапазоне 42-50 т/га. При садковом выращивании в 50% случаев продуктивность района I (б. Круглая) составляла от 78 до 95 т/га. Продуктивность района III (б. Мелководная) в 80% случаев превышала 50 т/га, при этом значения TWF достаточно равномерно распределены в указанном диапазоне.

Низкая урожайность *M. gigas* в районе II (рисунок 4.15) прежде всего связана с пониженным количеством доступной для гидробионтов пищи. Основным источником первичной продукции в районе исследования являются заросли морских трав (*Zostera marina*) и фитопланктон. Заросли zostеры расположены главным образом во внутренних бухтах. Перераспределение первичной продукции по акватории под воздействием гидродинамических факторов крайне неравномерно, соответственно во внутренних бухтах наблюдается ее избыток (в среднем 6-8 мгС/м³РОМ и 1.5 мг/м³Chl-а), а в более мористых участках дефицит (в среднем 2-3 мгС/м³РОМ и около 0.5 мг/м³Chl-а).

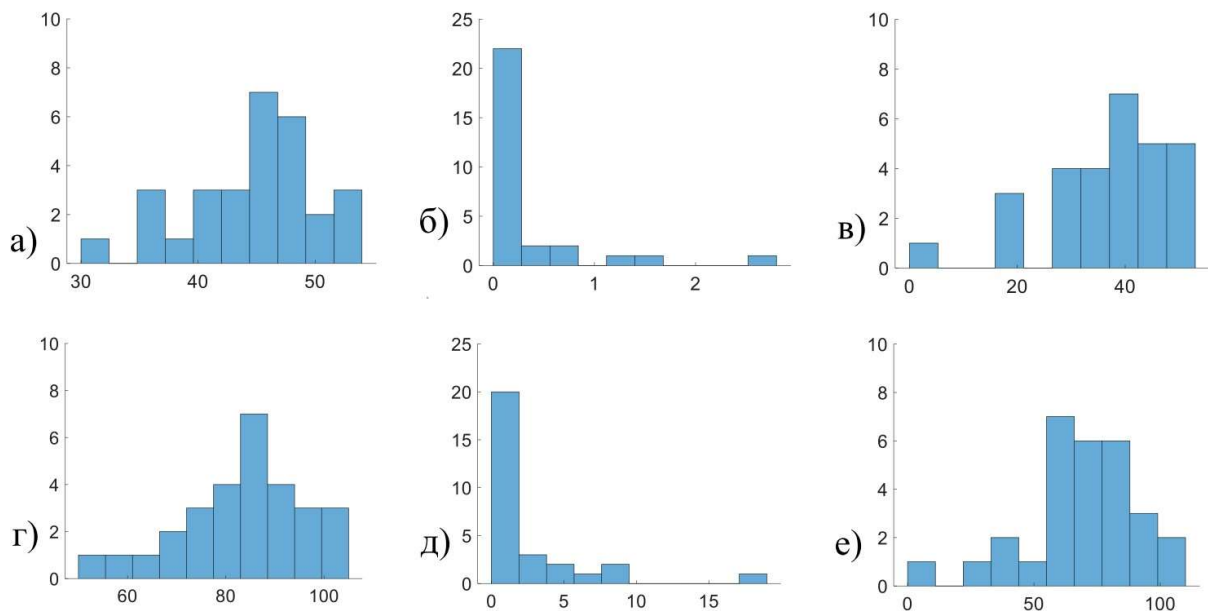


Рисунок 4.17. Гистограмма распределения продуктивности (т/га) для районов культивирования: №1 б. Круглая (а, г), района №2 центральная часть б. Воевода (б, д), района №3 б. Мелководная (в, е).

Гистограммы *Chl-a* и РОМ для каждого из рассматриваемых участков, построенные за весь период моделирования (рисунок 4.18) для районов, расположенных во внутренних бухтах, достаточно хорошо описываются нормальным распределением.

Параметры нормального распределения для района I (б. Круглая) и III (б. Мелководная) отличаются незначительно: среднее и дисперсия для РОМ по первому району 6.1 и 1.97, для второго района 6.2 и 1.76 соответственно. Для распределения *Chl-a* параметры распределений для первого района среднее значений 1.18, дисперсия – 0.37, для второго района – 1.2 и 0.33 соответственно. Для района II, расположенного в центральной части б. Воевода, гистограммы *Chl-a* и РОМ могут быть описаны логнормальным распределением, которое имеет выраженную положительную асимметрию, среднее и дисперсия для РОМ составляет 3.1 и 5.0, для *Chl-a* – 0.61 и 0.2. Количество первичной продукции здесь в основном находится в диапазоне низких значений и потенциальные возможности расположенных в данном районе участков культивирования значительно ниже.

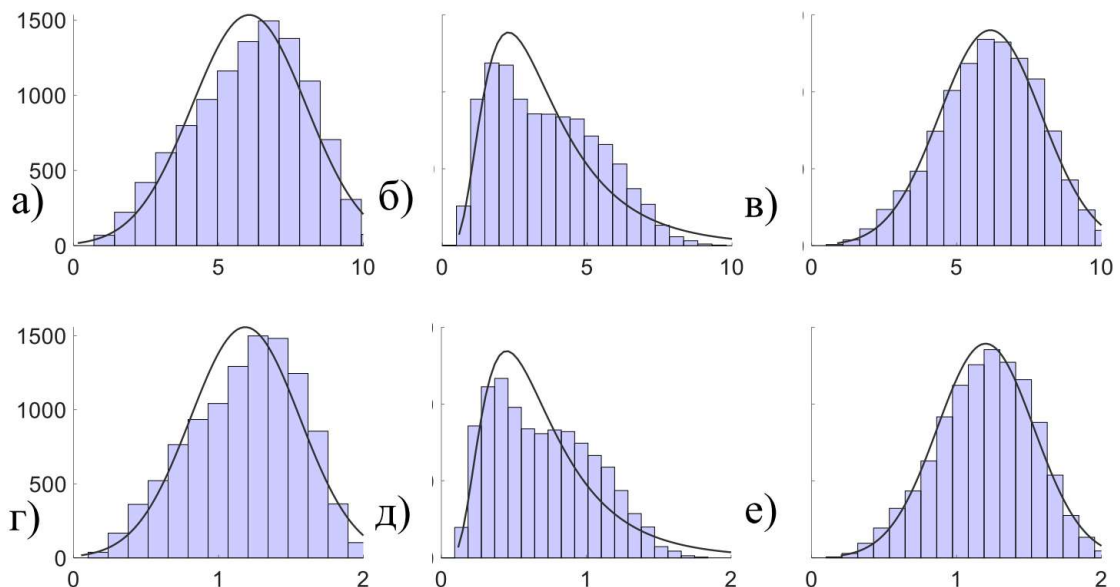


Рисунок 4.18. Гистограмма распределения РОМ мгС/м³ (а, б, в) и *Chl-a* мг/м³ (г, д, е) для районов культивирования: №1 б. Круглая (а, г), района №2 центральная часть б. Воевода (б, д), района №3 б. Мелководная (в, е).

Данные представленные на рисунке 4.18 наглядно демонстрируют, что условия культивирования по критерию обеспеченности устриц пищей для районов I и II, расположенных во внутренних бухтах намного лучше, чем в мористой части б. Воевода. В то же время несмотря на оптимальные концентрации трофических ресурсов во внутренних бухта, гидрологическим режим здесь более жесткий с резкими перепадами солености. В бухте Мелководная значения солености во время выхода тайфунов и активного циклогенеза на короткое время (до 5-ти дней) практически достигают условий полного распреснения. Катастрофические осадки, выпадающие на водосбор и акваторию бухты, могут приводить к полной гибели урожая. Водосбор б. Круглая намного меньше, чем б. Мелководная. Воздействие пресных вод здесь не так резко выражено, условия культивирования более стабильны, соответственно смертность гидробионтов намного ниже, чем в районе II, расположенном в зоне воздействия паводкового стока р. Русская.

Таким образом можно сделать вывод о том, что условия выращивания даже в небольшой по размерам б. Воевода настолько неоднородны по гидрологическим и биологическим факторам, что для каждого отдельного объекта и способа культивирования необходимо проводить специальные расчеты и районирование акватории по условиям выращивания. Продуктивность садкового культивирования устрицы ожидаемо выше чем пастбищного, в тоже время продуктивность садкового культивирования гораздо сильнее зависит от гидрометеорологических условий за период выращивания, потери урожайности при садковом выращивании могут быть намного более ощутимыми чем для донных плантаций. В условиях минимального неблагоприятного воздействия пресных вод урожайность в бухтах Круглая и Мелководная практически одинакова – обеспечивают практически одинаковые условия выращивания как для донного, так и для садкового культивирования.

Оценочные картосхемы пространственного распределения обеспеченных значений продуктивности могут быть использованы при обосновании и планировании размещения садковых и придонных плантаций, выбора видов культивирования с учётом гидродинамического режима бухты, условий по

абиотическим факторам и обеспеченности первичной продукцией – оптимальных с точки зрения принятой конкретным производителем стратегии реагирования на риски. Например, если принять значение 95% обеспеченности продуктивности гидробионтов в качестве гарантированного объёма продукции, то разница между ним и значениями большей продуктивности, но имеющей более низкие значения обеспеченности (повторяемости), могут рассматриваться как количественное выражение дополнительной прибыли (рисунок 4.19). С другой стороны, если в качестве базового принято 50%-е значение продуктивности, то разность со значениями более высокой обеспеченности, но более низкой продуктивности гидробионтов, могут рассматриваться как количественное выражение рисков потери прибыли, связанных с вероятным сочетанием неблагоприятных экологических условий за период выращивания.

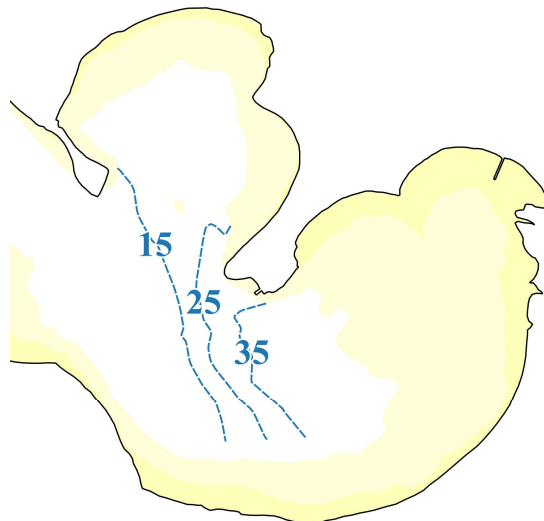


Рисунок 4.19 Разница значений продуктивности 95% обеспеченности и значений обеспеченной продуктивности 50% при садковом выращивании устрицы (т/га).

Представленные картосхемы обеспеченных значений модельной продуктивности гидробионтов могут быть использованы при планировании размещения садковых и придонных плантаций, выбора видов культивирования с учетом особенностей производства первичной продукции, гидродинамическим режимом бухты, оптимальных условий по абиотическим факторам и обеспеченностью первичной продукцией. Представленные расчеты выполнены с

учетом региональных рекомендаций по культивированию гидробионтов, использование отличных от указанных региональных параметров товарной продукции может так же привести к существенно отличающимся от приведенных в работе результатов моделирования.

Заключение

Комплексное моделирование продуктивности мариферм, учитывающее влияние притока пресных вод с водосбора водоемов, производство и перераспределение первичной продукции под влиянием гидродинамических факторов в отечественной практике культивирования марикультуры пока применяется редко. Необходимые компьютерные технологии и информационная поддержка подобных исследований еще недостаточно развиты. В данном исследовании, для определения мест размещения и определения потенциальной продуктивности донных и садковых плантаций устрицы в бухте Воевода, было проведено численное моделирование динамики гидрологических и продукционных параметров бухты. Получены следующие основные результаты:

- Создана интегрированная система моделирования и предложены методы статистической и пространственной постобработки результатов, позволяющая разрабатывать вероятностные долгосрочные прогнозы продуктивности водных объектов с учетом рисков воздействия неблагоприятных гидрометеорологических факторов.
- С помощью гидрологической и гидродинамической моделей выполнен расчет гидродинамического режима б. Воевода, с учетом притока пресных вод к акватории. На основе пространственного распределения обеспеченных значений горизонтальных скоростей течений и солености выделены районы с благоприятными условиями для пастбищного и садкового разведения устрицы гигантской (*M. gigas*).
- С помощью биогеохимической модели выполнен расчет продукционных характеристик и перераспределения первичной продукции по акватории, в результате воздействия гидродинамических факторов.
- Выполнен расчет продуктивности *M. gigas* с учетом региональных рекомендаций по культивированию, представлены картосхемы обеспеченных значений модельной продуктивности устрицы.

- На основе анализа пространственной динамики абиотических факторов показано, что возможности выращивания устрицы на локальных участках бухты главным образом определяются квазипериодическими изменениями солености. При этом продуктивность культивирования зависит от трофических условий, определяемых производством и транспортом органического вещества под влиянием гидродинамических факторов.
- Показано, что при использовании вероятностно-статистической оценки продуктивности марикультуры, при различных экологических условиях морской среды, может быть достигнут значительный экономический и экологический эффект, определяющий возможности повышения эффективности и устойчивости деятельности марихозяйств.

Представленные результаты моделирования продуктивности устрицы основаны только на учете факторов питания и гидрологического режима, которые наиболее важны на стадии выбора места размещения марифермы, культивируемого вида, а также на начальном этапе выращивания гидробионтов. После сооружения гидробиотехнических установок могут быть выполнены более точные оценки продуктивности, с учетом вторичной эвтрофикации акватории и взаимного ограничения водообмена, обусловленного типом и пространственной конфигурацией самих установок. Расчеты выполнены с учетом региональных рекомендаций по культивированию гидробионтов, использование отличных от указанных региональных параметров товарной продукции может привести к существенно отличающимся от приведенных в работе результатам моделирования

Список литературы

1. Абакумов А.И. Модельные исследования водных экосистем / А.И. Абакумов // Вестник ДВО РАН, 1994, № 5-6, с. 107-111.
2. Абрамова А. С. Оценка точности общедоступных цифровых моделей рельефа дна океанов на примере участков покрытия многолучевой съемкой Норвежского и Баренцева морей/ А. С. Абрамова // Геодезия и картография. – 2021. – № 1. – С. 13–22. DOI: 10.22389/0016-7126-2021-967-1-13-22
3. Администрация Приморского края. Доклад об экологической ситуации в Приморском крае в 2018 году // Администрация Приморского края г. Владивосток 2019 год, 252 с.
4. Акулин В.Н., Дзизюров В.Д., Поздняков С.Е. Аквакультура на Дальнем Востоке: вчера, сегодня, завтра / В.Н. Акулин, В.Д. Дзизюров, С.Е. Поздняков // Труды ВНИРО. 2015. Т. 153. С. 121–136.
5. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию: монография. Л. : Гидрометеиздат, 1989. - 146 с.
6. Арзамасцев И.С., Преображенский Б.В., 1990. Атлас подводных ландшафтов Японского моря. – М.: Наука. – 224 с.
7. Афейчук Л.С., Мокрецова Н.Д. Биологические основы культивирования тихоокеанской мидии (*Mytilus trossulus*) в открытых районах залива Петра Великого / Л.С. Афейчук, Н.Д. Мокрецова // Изв. ТИНРО. 2000. Т. 127. С. 642–656.
8. Бакланов П. Я., Романов М. Т. Направления долгосрочного развития Дальневосточного региона России / П. Я. Бакланов П. Я., М. Т. Романов // Вестник ДВО РАН, 2019, 6-18.
9. Бакланов П.Я. Морское пространственное планирование: теоретические аспекты / П.Я. Бакланов // Балтийский регион. 2018. Т. 10, № 2. С. 76-85.
10. Бакланов П.Я., Романов М.Т. Стратегия социально-экономического развития Приморского края до 2050 г / П.Я. Бакланов, М.Т. Романов // Таможенная политика России на Дальнем Востоке № 2(63)/2013
11. Бакланов П.Я., Романов М.Т., Стратегия развития Приморского региона: от прошлого к будущему / П.Я. Бакланов, М.Т. Романов // Учёные записки ЗабГУ, 2013
12. Барабанщиков Ю.А., Тищенко П.Я., Семкин П.Ю., Волкова Т.И., Звалинский В.И., Михайлик Т.А., Сагалаев С.Г., Сергеев А.Ф., Тищенко П.П., Швецова М.Г., Шкирникова Е.М. Сезонные гидролого-гидрохимические исследования бухты Воевода (Амурский залив, Японское море)/ Ю.А. Барабанщиков, П.Я. Тищенко, П.Ю. Семкин, Т.И. Волкова, В.И. Звалинский, Т.А. Михайлик, С.Г. Сагалаев, А.Ф. Сергеев, П.П. Тищенко, М.Г. Швецова, Е.М. Шкирникова // Известия ТИНРО. 2015; 180:161–178. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2015-180-161-178>
13. Барабанщиков Ю.А., Тищенко П.Я., Семкин П.Ю., Михайлик Т.А., Косьяненко А.А. Условия образования лечебных грязей в бухте Воевода

- (Амурский залив, Японское море)/ Ю.А. Барабанщиков, П.Я. Тищенко, П.Ю. Семкин, Т.А. Михайлик, А.А. Косьяненко // Известия ТИНРО. 2018;192: С.167–176. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-192-167-176>
14. Биологические основы марикультуры / Под ред. Душкиной Л.А. М.: ВНИРО, 1998. 320 с.
 15. Блиновская Я.Ю., Жариков В.В., Ахмаева Э.Э. Морское пространственное планирование: информационная основа, структура и организация данных. В сборнике: Развитие рынков «зеленого» финансирования в России и мире : сборник статей I Международной научно-практической конференции, г. Уфа, 24 декабря 2020 г. / под ред. И.О. Туктаровой, Я.Ю. Блиновская, В.В. Жариков, Э.Э. Ахмаева // – Уфа: Изд-во УГНТУ, 2020. – 171 с.
 16. Брегман Ю. Э. Биоэнергетика трофической цепи «моллюск - фильтратор - голотурия - детритофаг» в условиях биокультуры. Э. Брегман/ Ю. Э. Брегман // Известия Тихоокеанского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. - Владивосток, 1994. - Т.: 113: С. 5-12
 17. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М., Бугаец Н.Д. Опыт обработки информации модернизированной гидрологической сети с использованием системы управления анными CUAHNSI HIS ODM // Метеорология и гидрология. 2013. № 5. С. 91-101.
 18. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Терешкина А.А., Гончуков Л.В., Бугаец Н.Д., Сидоренко Н.Ю., Пшеничникова Н.Ф., Краснопеев С.М. Опыт применения модели SWAT для изучения гидрологического режима малого речного бассейна (река Комаровка, Приморский край)/ А.Н. Бугаец, Б.И. Гарцман, А.А. Терешкина, Л.В. Гончуков, Н.Д. Бугаец, Н.Ю. Сидоренко, Н.Ф. Пшеничникова, С.М. Краснопеев // Метеорология и гидрология. 2018. № 5. С. 68–79.
 19. Бугаец А.Н., Катрасов С.В., Жариков В.В., Масленников С.И. Вероятностно-статистическая оценка потенциальной продуктивности марикультуры (на примере бухты Воевода, юг Приморского края) // Доклады Российской академии наук. Науки о Земле. 2022. Т. 503. № 1. С. 41-45.
 20. Будаева В.Д., Зуенко Ю.И., Макаров В.Г. Структура и динамика вод залива Петра Великого в условиях сильного летнего распреснения (2008–2009 гг.) / В.Д. Будаева, Ю.И. Зуенко, В.Г. Макаров // Тр. ДВНИГМИ. – 2010. – Юбил. вып. — С. 158–172.
 21. Бульон В. В., Бергер В. Я. Моделирование и реконструкция биотического потока энергии в экосистеме Белого моря на основе балансового принципа / В. В. Бульон, В. Я. Бергер // Океанология, 2020, том 60, № 2, с. 233–243
 22. Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В. Основные океанологические задачи теории мелкой воды / Н.Е. Вольцингер, Р.В. Пясковский - Л.: Гидрометеиздат, 1968. - 300с.
 23. Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В. Теория мелкой воды / Н.Е. Вольцингер, Р.В. Пясковский - Л.: Гидрометеиздат Л 1977. - 207с.

24. Вышкварцев Д.И. Особенности продукционных процессов в мелководных бухтах залива Посъета (Японское море :). аАвтореф. дисс. ... канд. биол. : наук / Вышкварцев Дмитрий Иванович; Владивосток. 1979. 22 стр.
25. Гаврилова Г.С. Приемная емкость аквакультурной зоны залива Петра Великого (Японское море): автореферат дис. ... докт. биол. наук: 03.02.14/ Гаврилова Галина Сергеевна; Владивосток: ТИНРО-Центр. 2012. - 37 с.
26. Гаврилова Г.С. Продуктивность плантаций двустворчатых моллюсков в Приморье [Электронный ресурс]: [монография] / Г.С. Гаврилова. А.В. Кучерявенко - Владивосток: ТИНРО-Центр, 2011. – 113 с. – Библиогр.: с. 101-111 - ISBN 978-5-89131-099-5. – Режим доступа: <https://rucont.ru/efd/278345>
27. Гаврилова Г.С. Современное состояние и проблемы развития дальневосточной марикультуры. В сборнике: Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промышленное и техническое использование. Материалы VIII Всероссийской научно-практической конференции, посвященной 75-летию рыбохозяйственного образования на Камчатке. В 2-х частях / Ответственный за выпуск Н.Г. Клочкова. 2017. С. 68-71.
28. Гаврилова Г.С., Ким Л.Н. Эффективность культивирования приморского гребешка (*Mizuhopecten yessoensis*) в Уссурийском заливе (Японское море)/ Г.С. Гаврилова, Л.Н. Ким // Известия ТИНРО. 2016; 185: 240–250. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2016-185-240-250>
29. Гайван Е.А., Земцов С.П., Мазурова А.А. «Марикультура Приморского края. Потенциал развития отрасли в рамках акваториальных систем региона»/ Е.А. Гайван, С.П. Земцов, А.А. Мазурова LAP LAMBERT Academic Publishing, 2012
30. Ганзей К.С., Киселёва А.Г., Пшеничникова Н.Ф. Ландшафты острова Русский. Карта. Масштаб 1:25000 / К.С. Ганзей, А.Г. Киселёва, Н.Ф. Пшеничникова Владивосток: Колорит. Владивосток, 2016.
31. Ганзей К.С., Киселёва А.Г., Пшеничникова Н.Ф. Ландшафты острова Русский (залив Петра Великого, Японское море): Пространственная организация и особенности функционирования / К.С. Ганзей, А.Г. Киселёва, Н.Ф. Пшеничникова // ADVANCES IN CURRENT NATURAL SCIENCES № 6, 2016 с. 138
32. Гарцман Б.И., Бугаец А.Н., Тегай Н.Д., Краснопеев С.М. Анализ структуры речных систем и перспективы моделирования гидрологических процессов/ Б.И. Гарцман, А.Н. Бугаец, Н.Д. Тегай, С.М. Краснопеев // География и природные ресурсы. 2008. № 2. С. 20–29.
33. Горчаков А.М. Исследование элементов водного баланса и его структуры в Приморье / А.М. Горчаков - Л.: Гидрометеиздат. 1983. – 180 с.
34. Деева Р.А. Каталог гармонических и негармонических постоянных приливов отечественных вод морей Дальнего Востока / Р.А. Деева– Л.: Гидрометеиздат, 1972. – 249 с.
35. Жариков В.В., Преображенский Б.В. Теоретическое обоснование кадастра морских рыбопромысловых участков // Известия ТИНРО, 2004, Том 137, с. 271-284.

36. Иванов Г.И. Почвообразование на юге Дальнего Востока / Г.И. Иванов - М.: Наука, 1976. 200 с.
37. Иващенко Э.А. Циркуляция вод залива Петра Великого / Э.А. Иващенко Географические исследования Дальневосточного шельфа. - Владивосток: ДВГУ, 1993. С. 31-61.
38. Инструкция по технологии культивирования тихоокеанской устрицы / сост. А.В. Кучерявенко, А.П. Жук; Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр. – Владивосток: ТИПРО-Центр, 2011. – 27 с.
39. Йоргенсен С.Э. Управление озерными системами. М.: Агропром, 1985. 160 с.
40. Карпевич А.Ф. Потенциальные свойства гидробионтов и их реализация в аквакультуре / А.Ф. Карпевич Биологические основы марикультуры. - М.: ВНИРО. 1998. С. 78–100.
41. Катрасов С.В., Бугаец А.Н., Жариков В.В., Ганзей К.С., Гончуков Л.В., Соколов О.В., Лебедев А.М., Пшеничникова Н.Ф., Краснопеев С.М. Определение районов размещения плантаций марикультуры на основе результатов гидродинамического моделирования/ С.В. Катрасов, А.Н. Бугаец, В.В. Жариков, К.С. Ганзей, Л.В. Гончуков, О.В. Соколов, А.М. Лебедев, Н.Ф. Пшеничникова, С.М. Краснопеев // Океанология, 2021а, том 61, № 3, с. 433–443. <https://doi.org/10.31857/S0030157421030060>
42. Катрасов С. В., Бугаец А. Н., Жариков В. В., Масленников С. И., Лысенко В. Н., Барабанщиков Ю. А., Тищенко П. Я. Оценка продуктивности плантаций двустворчатых моллюсков на основе результатов моделирования / С. В. Катрасов , А. Н. Бугаец, В. В. Жариков, С. И. Масленников , В. Н. Лысенко , Ю. А. Барабанщиков , П. Я. Тищенко // Океанология. 2021б. Т. 61. № 5. С. 759–768.
43. Качур А. Н., Михайличенко Ю. Г., Масленков С. И., Середа А. В. Опыт и перспективы комплексного (интегрированного) управления морским природопользованием на Дальнем Востоке России/ А. Н. Качур, Михайличенко, Ю. Г., С. И. Масленков, А. В. Середа // Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук, 2019, (1), 75–89.
44. Ковачева Н.П., Печёнкин Д.С., Никонова И.Н., Борисов Р.Р., Чертопруд Е.С.// Труды ВНИРО, 2016 г. Том 163, с. 80-93.
45. Ковин Р. В., Марков Н. Г. Геоинформационные системы / Р. В. Ковин, Н. Г. Марков – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2008. – 175 с.
46. Колесникова М.Л. Морское пространственное планирование в ЕС /М.Л. Колесникова Институт Европы РАН. 2018. 28 февраля. Аналитическая записка №13 (№109) // URL:<http://instituteofeurope.ru/images/uploads/analitika/2018/an109.pdf> (дата обращения: 24.11.2022).
47. Куликов Е. А., Гусяков В.К., Иванова А.А., Баранов Б.В. Численное моделирование цунами и рельеф дна / Е. А. Куликов, В.К. Гусяков, А.А. Иванова, Б.В. Баранов // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 3. Физ. Астрон. 2016. № 6. С. 3

48. Ластовецкий Е.И., Вещева В.М. Гидрометеорологический очерк Амурского и Уссурийского заливов / Под ред. Закопной Л.Н. Владивосток: Приморское управление гидрометеорологической службы. 1964. 264 с.
49. Лихт Ф.Р., Астахов А.С., Боцул А.И. и др. Структура осадков и фации Японского моря: моногр./ отв. ред. А. Г. Аблаев, П. В. Маркевич – Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1983. – 287 с.
50. Лоция северо-западного берега Японского моря от реки Туманная до мыса Белкина / ГУНО. - 1984. - 316 с.
51. Лучин В.А., Тихомирова Е.А. Типовые распределения океанографических параметров в заливе Петра Великого (Японское море) / В.А. Лучин, Е.А. Тихомирова // Известия ТИНРО, 2012, т. 169, с. 134-146.
52. Лучин В.А., Тихомирова Е.А., Круц А.А. Океанографический режим вод залива Петра Великого (Японское море) / В.А. Лучин, Е.А.Тихомирова, А.А. Круц // Известия ТИНРО, 2005, т. 140, с. 130-169.
53. Лысенко В.Н. Продукция макробентоса сообщества *Zostera marina* в северо-западной части Японского моря. аАвтореф. дисс. ... канд. биол. наук. / Лысенко Владимир Николаевич Владивосток: ДВНЦ АН СССР. 1985. 26 стр.
54. Меншуткин В.В. Имитационное моделирование водных экологических систем / В.В. Меншуткин СПб.: Наука, 1993. 160 с.
55. Меншуткин В.В., Виноградов М.Е., Шушкина Э.А. Математическая модель экосистемы пелагиали Японского моря / В.В. Меншуткин, М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина // Океанология. 1974 14(5): 880-887.
56. Микуленко М.Н. Река Нарва // Примпогода [Электронный ресурс]. – URL: https://primpogoda.ru/articles/reki_primorya/reka_narva. (дата обращения: 10.02.2023)
57. Минеев А.Л. Геоэкологическое районирование территории Архангельской области с использованием цифровых моделей рельефа и ГИС-технологий : диссертация на соискание учёной степени кандидата геолого-минералогических наук: 25.00.36 / Минеев Александр Леонидович, Архангельск, 2020 г., 174 стр.
58. Мишуков В.Ф., Калинин В.В., Мишукова Г.И. Модель расчета переноса и трансформации нефтяного загрязнения в Дальневосточных морях (на примере залива Петра Великого Японского моря) / гл. ред. В. А. Акуличев Дальневосточные моря России. Исследование морских экосистем и биоресурсов. М.: Наука, 2007. С. 345–353.
59. Морская доктрина Российской Федерации: утверждена Президентом Российской Федерации 26 июля 2015 года
60. Обоснование инвестиций в строительство Дальневосточной ВЭС. Информационный материал для ознакомления общественности при подготовке технического задания по оценке воздействия на окружающую среду / Владивосток, 2009 г., 33 с.
61. Олейников И.С., Юрасов Г.И., Ищенко М.А. Опыт применения системы численного моделирования ROMS для исследования гидродинамических

- процессов в заливе Петра Великого/ И.С. Олейников , Г.И. Юрасов, М.А. Ищенко // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 166. С. 275–283.
62. Орлов Ю.И. Синий краб – ценный потенциальный объект акклиматизации. Рыбное хозяйство, 1995. Вып. 2, с. 36–38.
 63. Отраслевая программа «Развитие товарной аквакультуры (товарного рыбоводства) в Российской Федерации на 2015–2020 годы», 2014 г.
 64. Петров К.М., 1971. Береговая зона моря как ландшафтная система // Изв. ВГО, 103(5). – с. 391-396.
 65. Пономарев В.И., Файман П.А., Дубина В.А., Машкина И.В. Особенности динамики вод синоптического и субсиноптического масштабов над континентальным склоном Японской котловины и шельфом Приморья / В.И. Пономарев, П.А. Файман, В.А. Дубина, И.В. Машкина // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2013. Т. 10. № 2. С. 155-165
 66. Пономарев В.И., Файман П.А., Машкина И.В., Дубина В.А. Моделирование разномасштабной циркуляции в северо-западной части Японского моря / В.И. Пономарев, П.А. Файман, И.В. Машкина, В.А. Дубина // Системы контроля окружающей среды. Севастополь: ИПТС. 2015. Вып. 2 (22). С. 65–73.
 67. Пранц С. В., Улейский М. Ю., Будянский М. В. Численное моделирование распространения в океане радиоактивного загрязнения от АЭС “ФУКУСИМА ДАЙИЧИ”/ С. В. Пранц, М. Ю. Улейский, М. В. Будянский // ДОКЛАДЫ АКАДЕМИИ НАУК, 2011, том 439, № 6, с. 811–814
 68. Преображенский Б.В., Жариков В.В., Дубейковский Л.В. Основы подводного ландшафтоведения: (Управление морскими экосистемами) / Б.В. Преображенский, В.В. Жариков, Л.В. Дубейковский - Владивосток: Дальнаука, 2000. 352 с.
 69. Распоряжение Правительство Российской Федерации от 24 сентября 2020 г. № 2464-р «НАЦИОНАЛЬНАЯ ПРОГРАММА социально-экономического развития Дальнего Востока на период до 2024 года и на перспективу до 2035 года»
 70. Распоряжение Правительство Российской Федерации от 28 декабря 2009 г. № 2094-р «СТРАТЕГИЯ социально-экономического развития Дальнего Востока и Байкальского региона на период до 2025 года»
 71. Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. Математические модели биологических продукционных процессов / Г.Ю. Ризниченко, А.Б Рубин - М., Изд. МГУ, 1993
 72. Родионов Н.И. Японское море / Прогноз загрязнений морей СССР. - Л.: ГИМИЗ. 1984. С. 118-150
 73. С.А. Ляшенко С.А. Особенности воспроизводства тихоокеанской мидии в бухте Воевода (остров Русский) / С.А. Ляшенко // Изв. ТИНРО. 2005. Т. 140. С. 352–365.

74. Савельева Н.И. Общая схема циркуляции вод Амурского и Уссурийского заливов по результатам численного моделирования / Н.И. Савельева - Владивосток, 1989. 29 с.
75. Свод правил СП 33-101-2003. Определение основных расчетных гидрологических характеристик. Издание официальное. — М.: Госстрой России, 2004. — 73 с.
76. Семкин П.Ю. Гипоксия эстуариев залива Петра Великого : дис. ... канд. геогр. Наук: 25.00.28 / Семкин Павел Юрьевич — Владивосток, 2018. — 140 с.
77. Скарлато О.А. Двустворчатые моллюски умеренных широт западной части Тихого океана / Определители по фауне СССР. Л., 1981. Вып. 126. 479 с
78. Соколенко Д.А., Калинина М.В. Современное состояние и структура естественных поселений тихоокеанской устрицы в северной части Амурского залива (залив Петра Великого, Японское море) / Д.А. Соколенко, М.В. Калинина // Изв. ТИНРО. 2018. Т. 195. С. 48–60.
79. СТО ГГИ 52.08.40-2017 Определение морфометрических характеристик водных объектов суши и их водосборов с использованием технологии географических информационных систем по цифровым картам РФ и спутниковым снимкам // Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет). СПб.: ООО “РПЦ Офорт”, 2017. 148 с.
80. Стратегия развития аквакультуры в Российской Федерации на период до 2020 г. – М.: Минсельхоз России, 2007. – 19 с.
81. Стратегия развития рыбохозяйственного комплекса Российской Федерации на период до 2030 года. – М.: ФГБНУ «Роинформагротех», 2019. – 68 с.
82. Супранович Т.И., Якунин Л.П. Гидрология залива Петра Великого / Т.И. Супранович, Л.П. Якунин // Труды ДВНИГМИ, 1976, Вып. 22, С. 104–105.
83. Супрунович А. В. Аквакультура беспозвоночных / А. В. Супрунович Киев : Наук, думка, 1988. 156 с.
84. Супрунович А. В., Макаров Ю. Н. Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные: мидии, устрицы, гребешки, раки, креветки / А. В. Супрунович, Ю. Н. Макаров АН УССР. Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского. Киев: Наук. думка, 1990. 264 с.
85. Технологические аспекты / Технология культивирования приморского гребешка.: Портал ЕСИМО (Единая государственная система информации об обстановке в Мировом океане) [Электронный ресурс] // Версия 1.6.8 Разработано Центром океанографических данных ФГБУ ВНИИГМИ-МЦД 1999-2020.
URL:<http://portal.esimo.ferhri.ru/portal/portal/poi/japan/pacificKISWindowJapan> (дата обращения: 20.04.2020)
86. Тихомирова Е.А. Межгодовые изменения первичной продукции залива Петра Великого (Японское море) / Е.А. Тихомирова // Вестн. ДВО РАН. 2012. № 6. С. 72–80.

87. Тихомирова Е.А. Оценка первичной продукции для отдельных районов залива Петра Великого (Японское море) / Е.А. Тихомирова // Вестн. ДВО РАН. 2008. № 6. С. 126–133.
88. Тищенко П.П., Тищенко П.Я., Звалинский В.И., Сергеев А.Ф. Карбонатная система Амурского залива (Японское море) в условиях гипоксии / П.П. Тищенко, П.Я. Тищенко, В.И. Звалинский, А.Ф. Сергеев // Океанология. 2011. Т. 51. № 2. С. 246-257.
89. Тищенко П.Я., Михайлик Т.А., Тищенко П.П., Швецова М.Г., Шкирникова Е.М., Колтунов А.М., Сергеев А.Ф., Звалинский В.И. Особенности гидрохимических характеристик вод Амурского залива в июле 2008 г / П.Я. Тищенко, Т.А. Михайлик, П.П. Тищенко, М.Г. Швецова, Е.М. Шкирникова, А.М. Колтунов, А.Ф. Сергеев, В.И. Звалинский // Вода: химия и экология, 2013, № 9, с. 3-10.
90. Триас и юра Сихотэ-Алиня. Книга 1. Терригенный комплекс / Владивосток: Дальнаука, 2004. 417 с. +0,5 п. л. цв. вкл. ISBN 5-8044-0397-4.]
91. Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры: пер. с англ./ Ф. Уитон – М.: Агропромиздат, 1985, 528 с
92. Файман П.А. Диагностический расчет течений залива Петра Великого / П.А. Файман // Специальный выпуск ДВНИГМИ № 4. Владивосток: Дальнаука, 2003. с. 26-33.
93. Фащук Д.Я., Муравьев В.Б., Петренко О.А. географо-экологическая оценка возможного воздействия марикультуры на прибрежные воды восточной части Черного моря // Водные ресурсы, 2007, том 34, № 2, с. 2016-224.
94. ФГБОУ ВО «Дальрыбвтуз» Осуществление товарного рыбоводства ООО «ДАЛЬСТАМ-МАРИН» в южной части бухты Воевода острова Русский. Предварительная оценка, Том 1 / ФГБОУ ВО «Дальрыбвтуз» - Владивосток, 2019, 237 с.
95. Федоров В.В., 1981. Донные ландшафты шельфа и подводных гор (на примере некоторых промысловых районов Атлантического, Тихого и Индийского океанов). – Дисс. на соиск. уч. степени кандидат геогр. наук. – М. – 253 с.
96. Чернобровкина Е.И., 1985. Опыт классификации морских ландшафтов. – В кн.: Географические аспекты изучения Мирового океана. Тезисы докл. секции III, VIII съезда Географического о-ва СССР. – Л. – с. 5-7.
97. Яковлев Ю.М., Раков В.А., Долгов Л.В. Размножение и развитие тихоокеанской устрицы *Crassostrea gigas* Thunb. / В кн.: Организмы обрастания дальневосточных морей - Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1981, с. 79–93.
- 98.
99. Aguilar-Manjarrez J. 1996. Development and evaluation of GIS-based models for planning and management of coastal aquaculture: a case study in Sinaloa, Mexico. Institute of Aquaculture, University of Stirling, Scotland, UK. (Ph.D. dissertation)
100. Aguilar-Manjarrez J., Kapetsky J.M., Soto D. The potential of spatial planning tools to support the ecosystem approach to aquaculture. FAO Expert Workshop,

- 19-21 November 2009, Rome. Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 17. Rome, FAO. 176 pp.
101. Aguilar-Manjarrez J., Kapetsky J.M., Soto D. The potential of spatial planning tools to support the ecosystem approach to aquaculture / J. Aguilar-Manjarrez J., J.M. Kapetsky J.M., D. Soto D. // FAO/Rome. Expert Workshop. 19–21 November 2008, Rome, Italy. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No.17. Rome, FAO. 2010. 176p.
 102. Aguilar-Manjarrez J., Soto D., Brummet R. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture / Full document. FAO and the World Bank. Rome: – 2017. – 408 pp.
 103. Arnold J. G., Allen P. M., and Bernhardt G. A comprehensive surface - groundwater flow model/ J. G. Arnold, P. M. Allen, G. Bernhardt // J. Hydrology, 1993, Vol. 142, p. 47-69.
 104. Arnold J.G., Fohrer N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling / J.G. Arnold, N. Fohrer N. // Hydrological Processes, 2005, v. 19, p. 563–572.
 105. Aure J., Strohmeier T., Strand Ø. Modelling current speed and carrying capacity in long-line blue mussel (*Mytilus edulis*) farms / J. Aure, T. Strohmeier, Ø. Strand // Aquac. Res. 38, 2007, p.304-312.
 106. Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., Winthrop, R. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation // Ecosystem Services, 2013. Vol. 5. pp. 27–39.
 107. Bartell S.M., Gardner R.H., O’Neill R.V. / Bartell S.M., Gardner R.H., O’Neill R.V. Ecological Risk Estimation . Lewis Publishers, Chelsea, MI., 1992, p 245
 108. Bartell S.M., Gardner R.H., O’Neill R.V. An integrated fates and effects model for estimation of risk in aquatic systems / S.M. Bartell, R.H. Gardner, R.V. O’Neill // In Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, Vol. 10, ASTM STP 971, pp. 261–274.
 109. Bartell S.M., Lefebvre G., Kaminski G., Carreau M., Campbell K.R. An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes, and reservoirs / S.M. Bartell, G. Lefebvre, G. Kaminski, M. Carreau, K.R. Campbell Ecol. Model. 1999. p 124.
 110. Beck M.B. , Brumbaugh R.D. , Airoidi L. , Carranza A. , Coen L.D. , Crawford C., Defeo O., Edgar G.J., Hancock B., Kay M., Lenihan H., Luckenbach M.W, Toropova C.L., Zhang G. Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions / M.B. Beck, R.D. Brumbaugh, L. Airoidi , A. Carranza , L.D. Coen, C. Crawford , O. Defeo, G.J. Edgar, B. Hancock, M. Kay, H. Lenihan, Luckenbach M.W., C.L. Toropova, G. Zhang The Nature Conservancy , Arlington, VA, 2009, p. 52 .
 111. Behrenfeld M.J., Falkowski P.G. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration // Limnol. Oceanogr. 1997. Vol. 42. P. 1–20.
 112. Benassai, G., Mariani, P., Stenberg, C., Christoffersen, M. A sustainability index of potential co-location of offshore wind farms and open water aquaculture // Ocean and Coastal Management. 2014. Vol. 95. pp. 213–218.

113. Beveridge M.C.M. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact / M.C.M. Beveridge // FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 255. Rome, FAO. 1984. 131 pp.
114. Beveridge M.C.M. Cage aquaculture. Second edition / M.C.M. Beveridge, Oxford, UK, Wiley- Blackwell. 1996. 352 pp.
115. Beveridge M.C.M. Cage Aquaculture. Third edition / M.C.M. Beveridge Oxford. UK. Wiley- Blackwell. 2004. pp 368.
116. Biljecki, F, Heuvelink, G.B.M., Ledoux, H., Stoter, J. The effect of acquisition error and level of detail on the accuracy of spatial analyses // Cartography and Geographic Information Science. 2018. Vol. 45(2). pp. 156-176.
117. Bingner R.L., Garbrecht J., Arnold J.G., and Srinivasan R. Effect of watershed subdivision on simulated runoff and fine sediment yield / R.L. Bingner, J. Garbrecht, J.G. Arnold, R. Srinivasan // Transaction of the American Society of Agricultural Engineering (ASAE), v. 40, no. 5, 1997, p. 1329–1335.
118. Bosch D.D., Sheridan J.M., Batten H.L., Arnold J.G. Evaluation of the SWAT model on a coastal plain agricultural watershed / D.D. Bosch, J.M. Sheridan, H.L. Batten, J.G. Arnold // Transaction of the American Society of Agricultural Engineering (ASAE), v. 47, no. 5, 2004, p. 1493–1506.
119. Boumans, R., Roman, J., Altman, I., & Kaufman, L. The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems // Ecosystem Services, 2015, Vol. 12, pp. 30–41. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.01.004
120. Bricker S.B., Ferreira J.G., Simas T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status/ S.B. Bricker, J.G. Ferreira, T. Simas // Ecol. Model. 2003. V. 169. № 1. P. 39–60.
121. Brigolin D., Dal Maschio G., Rampazzo F. An individual-based population dynamic model for estimating biomass yield and nutrient fluxes through an off-shore mussel (*Mytilus galloprovincialis*) farm / D. Brigolin, G. Dal Maschio, F. Rampazzo // Estuar. Coast. Shelf Sci. 2009. V. 82. № 3. P. 365–376.
122. Brigolin, D., Pastres, R., Nickell, T.D. Modelling the impact of aquaculture on early diagenetic processes in sea loch sediments / D. Brigolin, R.Pastres, T.D. Nickell Mar. Ecol. Prog. Ser. 2009. p 388: 63–80.
123. Bugaets A.N., Gartsman B.I., Gonchukov L.V., Lupakov S.Y., Shamov V.V., Pshenichnikova N.F., Tereshkina A.A. Modeling the hydrological regime of small testbed catchments based on field observations: a case study of the Pravaya Sokolovka River, the Upper Ussuri River basin / A.N. Bugaets, B.I. Gartsman, L.V. Gonchukov, S.Y. Lupakov, V.V. Shamov, N.F. Pshenichnikova, A.A. Tereshkina // Water Resources. 2019. T. 46. № S2. P. S8–S16.
124. Bugaets A.N., Gonchukov L.V., Sokolov O.V., Gartsman B.I., Krasnopeev S.M. Information system to support regional hydrological monitoring and forecasting / A.N. Bugaets, L.V. Gonchukov, O.V. Sokolov, B.I. Gartsman, S.M. Krasnopeev // Water Resources. 2018. T. 45. № S1. P. S59–S66.
125. Byron C.J., Costa-Pierce B. 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C.

- Telfer, L. Falconer, D. Soto., J. Aguilar-Manjarrez, eds. Site selection and carrying capacity for inland and coastal aquaculture, pp. 87-101. FAO / Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6-8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp.
126. Caldow, C., Monaco, M. E., Pittman, S. J., Kendall, M. S., Goedeke, T. L., Menza, C., et al.. Biogeographic assessments: A framework for information synthesis in marine spatial planning // *Marine Policy*, 2015. Vol. 51, pp. 423–432.
 127. Carr H., Axelsson L. Photosynthetic Utilization of Bicarbonate in *Zostera marina* Is Reduced by Inhibitors of Mitochondrial ATPase and Electron Transport // *Plant Physiology*, 2008. V. 147. No. 2. P. 879–885. doi:10.1104/pp.107.115584
 128. Carver C.E.A., Mallet A.L. Estimating the carrying capacity of a coastal inlet for mussel culture / C.E.A. Carver, A.L. Mallet // *Aquaculture*, 1990, 88(1), pp. 39-53.
 129. Chanasyk D.S., Mapfumo E., Willms W. Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds / D.S. Chanasyk, E. Mapfumo, W. Willms // *Agricultural Water Management*, 2003, v. 9, p. 137–153.
 130. Chary K, Brigolin D, Callier MD. Farm-scale models in fish aquaculture – An overview of methods and applications // *Rev Aquac.* 2022. Vol. 14(4), pp. 2122-2157. DOI:10.1111/raq.12695
 131. Christensen, V., Pauly, D. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics // *Ecological Modelling*. 1992. Vol. 61(3-4). pp. 169-185.
 132. Christensen, V., Walters, C.J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations // *Ecological Modelling*. 2004. Vol. pp.172 109–139.
 133. Cloern J.E. Does the benthos control phytoplankton biomass in south San Francisco Bay? / J.E. Cloern // *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1982, 9, pp. 191–202.
 134. Coffey M.E., Workman S.R., Taraba J.L., Fogle A.W. Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions / M.E. Coffey, S.R. Workman, J.L. Taraba, A.W. Fogle // *Transaction of the American Society of Agricultural Engineering (ASAE)*, 2004,v. 47, no. 1, p. 59–68.
 135. Comeau L.A., Drapeau A., Landry T., Davidson J. Development of longline mussel farming and the influence of sleeve spacing in Prince Edward Island Canada / L.A. Comeau, A. Drapeau, T. Landry, J. Davidson // *Aquaculture*, 2008, 281, pp. 56–62.
 136. Corner R.A., Brooker A.J., Telfer T.C., Ross L.G. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites / R.A. Corner, A.J. Brooker, T.C. Telfer, L.G. Ross // *Aquaculture*, 2006, 258, pp. 299-311.
 137. Costa-Pierce B.A. Farming systems research and extension methods for the development of sustainable aquaculture ecosystems / In B.A. Costa-Pierce, ed. *Ecological aquaculture: the evolution of the blue revolution*, pp. 103-124. Oxford, UK, Blackwell Science. 2002. 320 pp.
 138. Cotter A.S., Chaubey I., Costello T.A., Soerens T.S., Nelson M.A. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data / A.S.

- Cotter, I. Chaubey, T.A. Costello, T.S. Soerens, M.A. Nelson // *Journal of American Water Resources Association*, 2003, v. 39, no. 4, p. 977–986.
139. Cranford P., Strain P.M., Dowd M. Influence of mussel aquaculture on nitrogen dynamics in a nutrient enriched coastal embayment / P.Cranford, P.M. Strain, M. Dowd // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* — 2007. — Vol. 347. — P. 61-78.
 140. Cranford P.J., Anderson R., Archambault P., Balch T., Bates S.S., Bugden G., Callier M.D., Carver C., Comeau L.A., Hargrave B., Harrison W.G., Home E., Kepkay P.E., Li W.K.W., Mallet A., Ouellette M., Strain P. Indicators and thresholds for use in assessing shellfish aquaculture impacts on fish habitat / P.J. Cranford, R. Anderson, P. Archambault, T. Balch, S.S. Bates, G. Bugden, M.D. Callier, C. Carver, L.A. Comeau, B. Hargrave, W.G. Harrison, E. Home, P.E. Kepkay, W.K.W. Li, A. Mallet, M. Ouellette, P. Strain // *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2006/034. vii + 116p.
 141. Cranford P.J., Duarte P., Robinson S.M.C., Fernández-Reiriz M.J., Labarta U. Suspended particulate matter depletion and flow modification inside mussel (*Mytilus galloprovincialis*) culture rafts in the Ría de Betanzos, Spain. J./ P.J. Cranford, P. Duarte, S.M.C. Robinson, M.J. Fernández-Reiriz, U. Labarta // *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 2014, 452, pp. 70-81.
 142. Cranford P.J., Kamermans P., Krause G., Mazurié J., Buck B.H., Dolmer P., Fraser D., Van Nieuwenhove K., O’Beirn F.X., Sanchez-Mata. A., Thorarinsdóttir G.G., Strand Ø. An ecosystem-based approach and management framework for the integrated evaluation of bivalve aquaculture impacts / P.J. Cranford, P. Kamermans, G. Krause, J. Mazurié, B.H. Buck, P. Dolmer, D. Fraser, K. Van Nieuwenhove, F.X. O’Beirn, A. Sanchez-Mata, G.G. Thorarinsdóttir, Ø. Strand // *Aquacult. Environ. Interact.* 2012. 2, pp. 193-213.
 143. Cranford P.J., Strain, P.M., Dowd M., Hargrave B.T., Grant J., Archambault M.C. Influence of mussel aquaculture on nitrogen dynamics in a nutrient enriched coastal embayment / P.J. Cranford P.J., P.M. Strain, M. Dowd, B.T. Hargrave, J. Grant, M.C. Archambault // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007.— Vol. 347. — P. 61-78.
 144. Cromey C.J., Nickell T.D., Black K.D. DEPOMOD - modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms / C.J. Cromey, T.D. Nickell, K.D. Black // *Aquaculture*, 214, 2002, pp. 211-239.
 145. Cromey C.J., Nickell T.D., Black K.D., Provost P.G., Griffiths C.R. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment / C.J. Cromey, T.D. Nickell, K.D. Black, P.G. Provost, C.R. Griffiths // *Estuaries*, 25, 2002, pp. 916-929.
 146. Dallaghan, B. UISCE Project – Virtual Aquaculture // *Aquaculture Ireland*. 2009. No. 128. pp. 6–7.
 147. Deltares: DELFT3D-Flow, Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual Hydro-Morphodynamic, Version 3.15.30932. 2013a. Delft, Netherlands.
 148. Deltares: D-Water Quality, Versatile water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes. User Manual D-Water Quality, Version 4.99.31050. 2013b. Delft, Netherlands.

149. Di Luzio M., Arnold J.G., Srinivasan R. Effect of GIS data quality on small watershed streamflow and sediment simulations / M. Di Luzio, J.G. Arnold, R. Srinivasan // *Hydrological Processes*, 2005, v. 19, no. 3, p. 629–650.
150. Di Luzio M., Arnold J.G., Srinivasan R. Integration of SSURGO maps and soil parameters within a geographic information system and nonpoint source pollution model system / M. Di Luzio, J.G. Arnold, R. Srinivasan // *Journal of Soil and Water Conservations*, 2004, v. 59, p. 123–133.
151. DIRECTIVE 2014/89/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 July 2014
152. Douvere F. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management / F. Douvere. // *Mar. Pol.*, 2008, 32, pp. 762-771.
153. Dowd M. A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture / M. Dowd M. // *Ecol. Model.* 2005.183: 323-346.
154. Du B., Arnold J.G., Saleh A., Jaynes D.B. Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes / B. Du, J.G. Arnold, A. Saleh, D.B. Jaynes // *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers ACAE*, 2005, v. 48, no. 3, p. 1121–1133.
155. Duarte P., Hawkins A.J.S., Pereira A. How does estimation of environmental carrying capacity for bivalve culture depend upon spatial and temporal scales? / In: Dame R.F., Olenin S. (eds.). *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems*. Springer Verlag, Netherlands. 2005. pp. 121–135.
156. Duarte P., Labarta U., Fernández-Reiriz M.J. Modelling local food depletion effects in mussel rafts of Galician Rias/ P. Duarte, U. Labarta, M.J. Fernández-Reiriz // *Aquaculture*, 2008, 274, pp. 300-312.
157. Ecological modeling in risk assessment : chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes / Robert A. Pastorok ... [et al.], editors. ISBN 1-56670-574-6 (alk. paper) QH545.A1 E277 2001
158. EPC. Directive 2014/89/EU of the European parliament and of the council of July 23, 2014 establishing a framework for maritime spatial planning // *Official Journal of the European Union*, L, 2014. Vol. 257, pp. 135–145.
159. Ervik A., Agnalt A.-L., Asplin L., Aure J., Bekkvik T.C., Doskeland I., Hageberg A., Hansen T., Karlsen O., Oppedal F., Strand O. AkvaVis - dynamisk GIS-verktøy for lokalisering av oppdrettsanlegg for nye oppdrettsarter - Miljøkrav for nye oppdrettsarter og laks / *Fisken og Havet*, 2008, nr 10/2008. 90 pp.
160. Ervik, A., Agnalt, A. L., Asplin, L., Aure, J., Bekkvik, T. C., Døskeland, I., et al. AkvaVis decision support system. 2011. Bergen, NO: Fisken og Havet.
161. Falconer L., Hunter D.C., Telfer T.C., Ross L.G. Using physical environmental 577 parameters and cage engineering design within GIS-based site suitability models for marine 578 aquaculture / L. Falconer, D.C. Hunter, P.C. Scott, T.C. Telfer, L.G. Ross // *Aquaculture Environment Interactions*, 2013a, 4, pp. 223-237.
162. Falconer L., Hunter D.C., Telfer T.C., Ross L.G. Visual, seascape and landscape analysis 580 to support coastal aquaculture site selection / L. Falconer, D.C. Hunter, T.C. Telfer, L.G. Ross // *Land Use Policy*, 2013b, 34, pp. 1-10.

163. Falconer L., Middelboe A.L., Kaas H., Ross L.G., Telfer T.C. Use of geographic information systems for aquaculture and recommendations for development of spatial tools / L. Falconer, A.L. Middelboe, H. Kaas, L.G. Ross, T.C. Telfer // *Reviews in Aquaculture*, 2020, 12, pp. 664-677, which has been published in final form at <https://doi.org/10.1111/raq.12345>
164. FAO. 2009. Environmental impact assessment and monitoring in aquaculture / FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 2009. No. 527. Rome. 57 pp. Includes a CD-ROM containing the full document (648 pp.) (also available at www.fao.org/docrep/012/i0970e/i0970e00.htm).
165. Fayman P., Ostrovskii A., Lobanov V., Park J.H., Park Y.G., Sergeev A. Submesoscale eddies in Peter the Great Bay of the Japan/East Sea in winter / P. Fayman, A. Ostrovskii, V. Lobanov, J.H. Park, Y.G. Park, A. Sergeev // *Ocean Dynamics*. 2019. Vol. 69. P. 443–462. DOI: 10.1007/s10236-019-01252-8
166. Fayman P.A., Prants S.V., Budyansky M.V., Uleysky M.Yu. Coastal summer eddies in the Peter the Great Bay of the Japan Sea: in situ data, numerical modeling and Lagrangian analysis / P.A. Fayman, S.V. Prants, M.V. Budyansky, M.Yu Uleysky // *Continental Shelf Res.* 2019. Vol. 181. P. 143–155. DOI: 10.1016/j.csr.2019.05.002.
167. Fennel W., Neumann T. / W. Fennel, T. Neumann Introduction to the modelling of marine ecosystems. Elsevier Oceanography Series, 72. Elsevier, Amsterdam. 2004. 297 p.
168. Ferreira J. G., Hawkins A. J. S., Monteiro P., Moore H., Service M., Pascoe P. L., Ramos L., Sequeira A. Integrated assessment of ecosystem-scale carrying capacity in shellfish growing areas/ J. G. Ferreira, A. J. S. Hawkins, P. Monteiro, H. Moore, M. Service, P. L. Pascoe, L. Ramos, A. Sequeira // *Aquaculture*, 2008a. 275(1-4), 138–151. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.12.018
169. Ferreira J.G., Andersson H.C., Corner R.A., Desmit X., Fang Q., de Goede E.D., Groom S.B., Gu H., Gustafsson B.G., Hawkins A.J.S., Hutson R., Jiao H., Lan D., Lencart-Silva J., Li R., Liu X., Luo Q., Musango J.K., Nobre A.M., Nunes J.P., Pascoe P.L., Smits J.G.C., Stigebrandt A., Telfer T.C., de Wit M.P., Yan X., Zhang X.L., Zhang Z., Zhu M.Y., Zhu C.B., Bricker S.B., Xiao Y., Xu S., Nauen C.E., Scalet M. / J.G. Ferreira, H.C. Andersson, R.A. Corner, X. Desmit, Q. Fang, E.D. de Goede, S.B. Groom, H. Gu, B.G. Gustafsson, A.J.S. Hawkins, R. Hutson, H. Jiao, D. Lan, J. Lencart-Silva, R. Li, X. Liu, Q. Luo, J.K. Musango, A.M. Nobre, J.P. Nunes, P.L. Pascoe, J.G.C. Smits, A. Stigebrandt, T.C. Telfer, M.P. de Wit, X. Yan, X.L. Zhang, Z. Zhang, M.Y. Zhu, C.B. Zhu, S.B. Bricker, Y. Xiao, S. Xu, C.E. Nauen, M. Scalet Sustainable options for people, catchment and aquatic resources. The SPEAR project, an international collaboration on integrated coastal zone management. Institute of Marine Research/European Commission. 2008b. 180 pp. (also available at www.biaoqiang.org/documents/SPEAR_book.pdf).
170. Ferreira J.G., Hawkins A.J.S., Bricker S.B. Management of productivity, environmental effects and profitability of shellfish aquaculture – the Farm Aquaculture Resource Management (FARM) model / J.G. Ferreira , A.J.S. Hawkins , S.B. Bricker // *Aquaculture*. 2007a. V. 264. P. 160–174.

171. Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Montiero, P., Service, M., Moore, H., Edwards, A., Gowen, R., Lourenco, P., Mellor, A., Nunes, J.P., Pascoe, P.L., Ramos, L., Sequeira, A., Simas, T., Strong, J., SMILE Sustainable Mariculture in Northern Irish Lough Ecosystems – Assessment of Carrying Capacity for Environmental Sustainable Shellfish Culture in Carlingford Lough, Strangford Lough, Belfast Lough, Larne Lough, and Lough, Foyle. Ed. IMAR – Institute of Marine Research. 2007. 100 pp.
172. Filgueira R., Comeau L., Guyondet T., McKindsey C., Byron C. / R. Filgueira, L. Comeau, T. Guyondet, C. McKindsey, C. Byron Modelling carrying capacity of bivalve aquaculture: a review of definitions and methods. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2015/002. 2015. v+31p
173. Filgueira R., Comeau L.A., Guyondet T. / R. Filgueira, L.A. Comeau, T. Guyondet Modelling carrying capacity of bivalve aquaculture: a review of definitions and methods, Fisheries and Oceans Canada Gulf Fisheries Centre Science Branch, P.O. Box 5030, Moncton, NB, E1C 9B6, Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2015, 36 p.
174. Filgueira R., Grant J., Bacher C., Carreau M. / R. Filgueira, J. Grant, C. Bacher, M. Carreau A physical-biogeochemical coupling scheme for modeling marine coastal ecosystems. *Ecol. Inform.* 2012. 7: 71-80.
175. Filgueira, R., Grant, J., & Strand, O. Implementation of marine spatial planning in shellfish aquaculture management: Modeling studies in a Norwegian fjord // *Ecological Applications*. 2014. Vol. 24. pp. 832–843.
176. Fisher, W. L., Rahel, F. J. Geographic information systems in fisheries // *Journal of Fish Biology*. 2004. Vol. 66. pp. 290–291.
177. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) . 2008a . The State of World Fisheries and Aquaculture 2008 . Technical Fisheries Bulletin. Fisheries and Aquaculture Department. FAO Rome (2009). www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm (дата обращения 20.12.2023)
178. Food and Agriculture Organization of the United Nations . 2008b . FISHSTAT Plus: Universal Software for Fishery Statistical Time Series (Food and Agriculture Organization, Rome) Version 2.32 .
179. Ford A. / A. Ford Modelling the environment. Washington DC, Island Press. 1999. 415 pp.
180. Gangnery A., Bacher C., Buestel D. Assessing the production and the impact of cultivated oysters in the Thau lagoon (Méditerranée, France) with a population dynamics model / A. Gangnery, C. Bacher, D. Buestel // *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 2001. 58, pp.1–9.
181. Gangnery, A., Bacher, C., Boyd, A., Liu, H., You, J., Strand, O. Web-based public decision support tool for integrated planning and management in aquaculture // *Ocean & Coastal Management*, 2021, Vol. 203, 105447. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105447.
182. Gassman P.W., Gangnery A., Bacher C., Buestel D. Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G. / P.W. Gassman, A. Gangnery, C. Bacher, D. Buestel, M.R. Reyes, C.H. Green, J.G. Arnold The Soil and Water Assessment Tool: Historical

- development, applications, and future research directions: American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE), 2007, v. 50, no. 4, p. 1211-1250.
183. Gimpel, A., Stelzenmüller, V., Grote, B., Buck, B. H., Floeter, J., Núñez-Riboni, I., et al. A GIS modelling framework to evaluate marine spatial planning scenarios: Co-location of offshore wind farms and aquaculture in the German EEZ // *Marine Policy*. 2015. Vol. 55. pp. 102–115.
 184. Gonchukov L.V., Bugaets A.N., Gartsman B.I., Lee K.T. Weather radar data for hydrological modelling: an application for south of Primorye region, Russia / L.V. Gonchukov, A.N. Bugaets, B.I. Gartsman, K.T. Lee // *Water Resources*. 2019. T. 46. № S2. P. S25–S30.
 185. Grant J., Curran K.J., Guyondet T.L., Tita G., Bacher C., Koutitonsky V., Dowd M. A box model of carrying capacity for suspended mussel aquaculture in Lagune de la Grande-Entrée, Iles-de-la-Madeleine, Québec / J. Grant, K.J. Curran, T.L. Guyondet, G. Tita, C. Bacher, V. Koutitonsky, M. Dowd // *Ecol. Model.* 2007. 200: 193-206.
 186. Grant J., Filgueira, R. 2011. The application of dynamic modelling to prediction of production carrying capacity in shellfish farming /In: Shumway, S.E. (ed.) // *Aquaculture and the environment*. Wiley-Blackwell, Chichester. pp. 135–154.
 187. Green C.H., Tomer M.D., Di Luzio M., Arnold J.G., James D. Hydrologic calibration of the soil and water assessment tool for a large tile-drained watershed in Iowa / C.H. Green, M.D. Tomer, M. Di Luzio, J.G. Arnold, D. James // *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, 2006, v. 49, no. 2, p. 411–413.
 188. Gregersen J. B., Gijssbers P. J. A., and Westen S. J. P. OpenMI: Open modelling interface. - *J. Hydroinformatics*, 2007, vol. 9, No. 3, pp. 175-191.
 189. Griffin, R., Buck, B., & Krause, G. Private incentives for the emergence of co-production of offshore wind energy and mussel aquaculture. *Aquaculture*. 2015. Vol. 436. pp. 80–89.
 190. Halpern B.S. , Walbridge S. , Selkoe K.A. , Kappel C.V. , Micheli F. , C.D. Agrosa , Bruno J.F. , Casey K.S. , Ebert C. , Fox H.E. , Fujita R. , Heinemann D. , Lenihan H.S. , Madin E.M.P. , Perry M.T., Selig E.R. , Spalding M. , Steneck R. , Watson R. / B.S. Halpern , S. Walbridge , K.A. Selkoe, C.V. Kappel, F. Micheli, C.D. Agrosa , J.F. Bruno, K.S. Casey , C. Ebert , H.E. Fox, R. Fujita , D. Heinemann, H.S. Lenihan, E.M.P. Madin, M.T. Perry, E.R. Selig, M. Spalding , R. Steneck, R. Watson A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. 2008 . 319: 948 – 952 .
 191. Hanratty M.P., Stay F.S. Field evaluation of the littoral ecosystem risk assessment model's predictions of the effects of chlorpyrifos / M.P. Hanratty, F.S. Stay // *J. Appl. Ecol.* 1994. 31:439–453.
 192. Hawkins A.J.S., Bayne B.L. Physiological processes, and the regulation of production / *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*. Amsterdam: Elsevier. 1992. 590 p.
 193. Hawkins A.J.S., Duarte P., Fang J.G., Pascoe P.L., Zhang J.H., Zhang X.L., Zhu M.Y., A functional model of responsive suspension-feeding and growth in bivalve

- shellfish, configured and validated for the scallop *Chlamys farreri* during culture in China / A.J.S. Hawkins, P. Duarte, J.G. Fang, P.L. Pascoe, J.H. Zhang, X.L. Zhang, M.Y. Zhu // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2002. 281 (1–2), 13–40.
194. Hawkins, A.J.S., Pascoe, P.L., Parry, H., Brinsley, M., Black, K.D., McGonigle, C., Moore, H., Newell, C.R., O'Boyle, N., O'Carroll, T., O'Loan, B., Service, M., Smaal, A.C., Zhang, X.L., Zhu, M.Y. Shellsim: A generic model of growth and environmental effects validated across contrasting habitats in bivalve shellfish // *Journal of Shellfish Research*, 2013, Vol. 32(2), P. 237-253.
 195. Heip C.H.R., Goosen N.K., Herman P.M.J., Kromkamp J., Middelburg L., Soetaert K. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries / C.H.R. Heip, N.K. Goosen, P.M.J. Herman, J. Kromkamp, L. Middelburg, K. Soetaert // *Ann. Rev. Ocean. Mar. Biol.* 1995. 33: 1-149.
 196. Holvoet K., Van Griensven A., Seuntjens P., Vanrolleghem P.A. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT / K. Holvoet, A. Van Griensven, P. Seuntjens, P.A. Vanrolleghem // *Physics and Chemistry of the Earth*, 2005, v. 30, p. 518–526.
 197. Incze L.S., Lutz R.A., True E. Modeling carrying capacity for bivalve molluscs in open, suspended-culture systems / L.S. Incze, R.A. Lutz, E. True // *J. World Maricult. Soc.* 1981. 12(1): 143-155.
 198. Inglis G.J., Hayden B.J., Ross A.H. / G.J. Inglis, B.J. Hayden, A.H. Ross An Overview of Factors Affecting the Carrying Capacity of Coastal Embayments for Mussel Culture. NIWA, Christchurch. 2000. Client Report CHC00/69: vi+ 31 p.
 199. Jackson J.B.C. , Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A. , Botsford L.W., Bourque B.J. , Bradbury R.H., Cooke R. , Erlandson J. , Estes J.A. , Hughes T.P. , Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H. , Steneck R.S., Tegner M.J., Warner R.R. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems / J.B.C. Jackson, M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner, R.R. Warner // *Science*. 2001.293: pp. 629 – 638 .
 200. Jha M., Gassman P.W., Secchi S., Gu R., Arnold J.G. Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment, and nutrient predictions / M. Jha, P.W. Gassman, S. Secchi, R. Gu, J.G. Arnold // *Journal of American Water Resources Association*, 2004, v. 40, no. 3, p. 811–825.
 201. Kapetsky J.M., Aguilar-Manjarrez J. / J.M. Kapetsky, J. Aguilar-Manjarrez Geographic information systems, remote sensing and mapping for the development and management of marine aquaculture. FAO Fisheries Technical Paper No. 458. Rome, FAO. 2007.125 pp. (<http://www.fao.org/docrep/009/a0906e/a0906e00.htm> дата обращения 20.12.2023).
 202. Kapetsky J.M., Aguilar-Manjarrez J. From estimating global potential for aquaculture to selecting farm sites: perspectives on spatial approaches and trends / In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto. J. Aguilar-Manjarrez, eds. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, pp. 129-146.

- FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6-8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 2013. 282 pp.
203. Kapetsky J.M., Nath S.S. A strategic assessment of the potential for freshwater fish farming in Latin America / J.M. Kapetsky, S.S. Nath // COPESCAL Technical Paper No. 10. Rome, FAO. 1997. 128 pp. (available at www.fao.org/docrep/005/w5268e/W5268E00.htm).
 204. Kapetsky, J. M., Aguilar-Manjarrez, J., & Jenness, J. A global assessment of potential for offshore mariculture development from a spatial perspective. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 549. 2013. Rome, Italy: FAO.
 205. Kapetsky, J. M., J. M. Hill, and L. D. Worthy. A geographical information system for catfish farming development // Aquaculture. 1988. Vol. 68 pp. 311–320.
 206. Kapetsky, J. M., J. M. Hill, L. D. Worthy, and D. L. Evans. Assessing potential for aquaculture development with a geographic information system // Journal of the World Aquaculture Society. 1990. Vol. 21. pp. 241–249.
 207. Kelly, C., Gray, L., Shucksmith, R. J., Tweddle, J. F. Investigating options on how to address cumulative impacts in marine spatial planning // Ocean and Coastal Management, 2014. Vol. 102, pp. 139–148.
 208. Klinger D.H., Eikeset A.M., Davíðsdóttir B., Winter A.M., Watson J.R. () The mechanics of blue growth / D.H. Klinger, A.M. Eikeset, B. Davíðsdóttir, A.M. Winter, J.R. Watson // Management of oceanic natural resource use with multiple, interacting sectors. Marine Policy, 2018, 87: 356-362.
 209. Kooijman S.A.L.M. / S.A.L.M. Kooijman S.A.L.M. Dynamic energy budget theory for metabolic organisms, 3rd edn. Cambridge University Press, Cambridge. 2010. 320 p.
 210. Lagmay AMFA, Racoma BA, Aracan KA, Alconis-Ayco J, Saddi I.L. Disseminating near-real-time hazards information and flood maps in the Phillippines through Web-GIS // Journal of Environmental Sciences. 2017. Vol. 59. pp. 13-23.
 211. Levinton, J.S., Marine Ecology. 1982. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. 526 pp.
 212. Lillesand, T.M., Kiefer, R., Chipman, J.W. Remote sensing and image interpretation. 7th edition. 2015. John Wiley & Sons Inc, New Jersey, USA. 720pp.
 213. Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J., Rhind D.W. / P.A. Longley, M.F. Goodchild, D.J. Maguire, D.W. Rhind Geographic Information Science and Systems. John Wiley & Sons, 2015. 560 p
 214. Los F. / F. Los Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM. Amsterdam: Ios Press. 2009. 288 p.
 215. Los F.J, Wijsman J.W.M. Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters / F.J Los, J.W.M Wijsman. // J Marine Syst. 2007. V. 64. P. 201–215.

216. Lotze H. , Lenihan H. , Bourque B. , Bradbury R. , Cooke R. , Kay M. , Kidwell S., Kirby M., Peterson C. , Jackson J. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas / H. Lotze, H. Lenihan, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, M. Kay, S. Kidwell, M. Kirby, C. Peterson , J. Jackson // *Science*. 2006. 312 : 1806 – 1809 .
217. MacCormick A.J.A., Loucks O.L., Koonce J.F., Kitchell J.F., Weiler P.R. An ecosystem model for the pelagic zone of a lake / A.J.A. MacCormick, O.L. Loucks, J.F. Koonce, J.F. Kitchell, P.R. Weiler // *Environ. Sys. Sci.* 1975. 2:339–382.
218. MacIntosh D.L., Suter II G.W., Hoffman F.O. Uses of probabilistic exposure models in ecological risk assessments of contaminated sites / D.L. MacIntosh, G.W. Suter II, F.O. Hoffman // *Risk Anal.* 1994. 14(4):405-419.
219. Maguire, D.J., Longley, P.A. The emergence of geoportals and their role in spatial data infrastructures. *Computers // Environment and Urban Systems*, 2009. Vol. 29(1). pp. 3-14.
220. Marra J. / When will we tame the oceans? // J. Marra *Nature*. 2005 .436 : 175 – 176 .
221. McCausland W.D., Mente E., Pierce G.J., Theodossiou I. A simulation model of sustainability of coastal communities: aquaculture, fishing, environment and labour markets / W.D. McCausland, E. Mente, G.J. Pierce, I. Theodossiou // *Ecological Modelling*. 2006. V. 193 (3–4). P. 271–294.
222. McKindsey C.W. Carrying capacity for sustainable bivalve aquaculture / In: Christou, P., Savin, R., Costa-Pierce, B., Misztal, I., and Whitelaw, B. (eds.). *Sustainable Food Production*, Springer, Science + Business Media, New York 2013. DOI 10.1007/978-1-4614-5797-8. pp. 449-466.
223. McKindsey C.W., Thetmeyer H., Landry T., Silvert W. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management / C.W. McKindsey, H. Thetmeyer, T. Landry, W. Silvert // *Aquaculture*, 2006. 261(2): 451-462.
224. Melbourne-Thomas J., Johnson C.R., Fulton E.A. Characterizing sensitivity and uncertainty in a multiscale model of a complex coral reef system / J. Melbourne-Thomas, C.R. Johnson, E.A. Fulton // *Ecol. Model.* 2011. 222: 3320-3334.
225. Michalak, S. A Multipurpose Marine Cadastre to Manage Conflict Use with Marine Renewable Energy. In: Olçer, A., Kitada, M., Dalaklis, D., Ballini, F. (eds) *Trends and Challenges in Maritime Energy Management*. WMU Studies in Maritime Affairs. 2018. vol 6. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-319-74576-3_31.
226. Moreno Navas J, Telfer TC, Ross LG Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture // *Continental Shelf Research*, (2011. Vol. 31(6). pp. 675-684.
227. Motovilov Yu.G., Bugaets A.N., Gartsman B.I., Gonchukov L.V., Kalugin A.S., Moreido V.M., Suchilina Z.A., Fingert E.A. Assessing the sensitivity of a model of runoff formation in the Ussuri River basin / Yu.G. Motovilov, A.N. Bugaets, B.I. Gartsman, L.V. Gonchukov, A.S. Kalugin, V.M. Moreido, Z.A. Suchilina, E.A. Fingert // *Water Resources*. 2018. T. 45. № S1. P. S128–S134.

228. MSP global: international guide on marine/maritime spatial planning (Электронный ресурс) // United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. – URL: <http://msp.ioc-unesco.org/> (дата обращения 24.11.2022).
229. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models part I— A discussion of principles / J.E. Nash, J.V. Sutcliffe J.V. // *Journal of Hydrology*, 1970, v. 10, no. 3, p. 282
230. Nath S.S., Bolte J.P., Ross L.G., Aguilar-Manjarrez J. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture / S.S. Nath, J.P. Bolte, L.G. Ross, J. Aguilar-Manjarrez // *Aquacultural Engineering*, 2000. 23: 233-278.
231. Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R., Williams J.R. / S.L. Neitsch, J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan, J.R. Williams Soil and water assessment tool input/ output file documentation, version 2005: 808 east Blackland Road Temple, Texas 76502, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, 2005, 506 p.
232. Newell C.R., Richardson J.R. Shellfish carrying capacity and site optimization/ C.R. Newell, J.R. Richardson // *Aquac. Irel.* 2004. 115, pp. 15–19.
233. Newell R.I.E. A framework for developing “ecological carrying capacity” mathematical models for bivalve mollusk aquaculture/ R.I.E. Newell // *Bull. Fish. Res. Agency.* 2007. — № 19. — P. 41-52.
234. Nobre A.M., Ferreira J.G., Newton A. et al. Management of coastal eutrophication: integration of field data, ecosystem-scale simulations and screening models / A.M. Nobre, J.G. Ferreira, A. Newton et al. // *J. Mar. Syst.* 2005. V. 56. № 3/4. P. 375–390.
235. Nunes J.P., Ferreira J.G., Gazeau F., Lencart-Silva J., Zhang X.L., Zhu M.Y., Fang J.G. A model for sustainable management of shellfish polyculture in coastal bays / J.P. Nunes, J.G. Ferreira, F. Gazeau, J. Lencart-Silva, X.L. Zhang, M.Y. Zhu, J.G. Fang // *Aquaculture* 2003. 219 (1–4), 257–277.
236. Nunes, J. P., Ferreira, J. G., Bricker, S. B., O’Loan, B., Dabrowski, T., Dallaghan, B., et al. Towards an ecosystem approach to aquaculture: Assessment of sustainable shellfish cultivation at different scales of space, time and complexity // *Aquaculture*, 2011. Vol. 315. pp. 369–383.
237. Officer C.B., Smayda T.J., Mann R. Benthic filter feeding: A natural eutrophication control / C.B. Officer, T.J. Smayda, R. Mann // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1982. 9: 203-210.
238. Padilla, D.K., McCann, M.J., and Shumway, S.E. Marine invaders and bivalve aquaculture: sources, impacts and consequences. / In: Shumway, S.E. (ed.). *Aquaculture and the environment*. Wiley-Blackwell, Chichester. 2011. pp. 395–424.
239. Park R.A. / R.A. Park AQUATOX for Windows: A Modular Toxic Effects Model for Aquatic Ecosystems Contract No. 68-C4-0051, 3-13. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1998.
240. Park R.A., O’Neill R.V., Bloomfield J.A., Shugart H.H., Booth R.S., Goldstein R.A., Mankin J.B., Koonce J.F., Scavia D., Adams M.S., Clescer L.S., Colon E.M.,

- Dettman E.H., Joppes J.A., Huff D.D. A generalized model for simulating lake ecosystems / R.A. Park, R.V. O'Neill, J.A. Bloomfield, H.H. Shugart, R.S. Booth, R.A. Goldstein, J.B. Mankin, J.F. Koonce, D. Scavia, M.S. Adams, L.S. Clescer, E.M. Colon, E.H. Dettman, J.A. Joppes, D.D. Huff // *Simulation*. 1974. 23(2):33–50.
241. Pauley D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. Fishing down marine food webs / D. Pauley, V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, F. Torres // *Science*. 1998. 279: 860 – 863.
242. Perez, O. M., Telfer, T. C., Ross, L. G. Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands // *Aquaculture Research*, 2005. Vol. 36. pp. 946–961.
243. Perez, O.M., Telfer, T.C., Beveridge, M.C.M., Ross L.G. Geographical Information Systems (GIS) as a simple tool to aid modelling of particulate waste distribution at marine fish cage sites // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2002. Vol. 54(4). pp. 761-768.
244. Pfenninger, S., DeCarolis, J., Hirth, L., Quoilin, S., Staffell, I. The importance of open data 700 and software: Is energy research lagging behind? // *Energy Policy*. 2017. Vol. 101 pp. 211-215.
245. Pilditch C.A., Grant J., Bryan K.R. Seston supply to sea scallops (*Placopecten magellanicus*) in suspended culture / C.A. Pilditch, J. Grant, K.R. Bryan // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2001. 58: 214-253.
246. Polovina, J. J. Model of a coral reef ecosystem. 1. The ECOPATH model and its application to French frigate shoals // *Coral Reefs*. 1984. Vol. (3) pp. 1–11.
247. Pullin R., Rosenthal H., Maclean J. Environment and aquaculture in developing countries /R. Pullin, H. Rosenthal, J. Maclean// *ICLARM Conference Proceedings*. 1993. No. 31. 359 pp.
248. Qin R, Lin L, Kuang C, Su TC, Mao X, Zhou Y A GIS-based software for forecasting pollutant drift on coastal water surfaces using fractional Brownian motion: A case study on red tide drift // *Environmental Modelling & Software*, 2017. Vol. 92 pp. 252-260.
249. Riley G.A. / G.A. Riley A mathematical model of regional variations in plankton. *Limnol.* 1965. *Oceanogr.* 10 (Suppl.):R202–R215.
250. Riley G.A., Stommel H., Bumpus D.F. Quantitative ecology of the plankton of western North Atlantic/ G.A. Riley, H. Stommel, D.F. Bumpus // *Bull. Binghamton*. 1949. *Oceanogr. Collection* 12:1–169.
251. Rosland R., Bacher C., Strand Ø., Aure J., Strohmeier T. Modelling growth variability in longline mussel farms as a function of stocking density and farm design / R. Rosland, C. Bacher, Ø. Strand, J. Aure, T. Strohmeier // *J. Sea Res.* 2011. 66: 318-330.
252. Ross L.G., Telfer T.C., Falconer L., Soto D., Aguilar-Manjarrez J. / L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto, J. Aguilar-Manjarrez Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. Rome: FAO. 2013. – 295 pp.

253. Rueda J.L., Smaal A.C., Scholten H. A growth model of the cockle (*Cerastoderma edule* L.) tested in the Oosterschelde estuary (The Netherlands) / J.L. Rueda, A.C. Smaal, H. Scholten // *Journal of Sea Research*. 2005. 54, pp. 276–298.
254. Saleh D. K., Kratzer C. R., Green C. H., Evans D. G. / D. K. Saleh, C. R. Kratzer, C. H. Green, D. G Evans Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to simulate runoff in Mustang Creek Basin, California: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009 – 5031, 28 p.
255. Santhi C., Arnold J.G., Williams J.R., Dugas W.A., Srinivasan R., Hauck L.M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources / C. Santhi, J.G. Arnold, J.R. Williams, W.A. Dugas, R. Srinivasan, L.M. Hauck // *Journal of American Water Resources Association*, 2001, v. 37, no. 5, p. 1169–1188.
256. Saurel, C., Ferreira, J.G., Cheney, D., Suhrbier, A., Dewey, B., Davis, J., Cordell, J., Ecosystem goods and services from Manila clam culture in Puget Sound: a modelling analysis // *Aquaculture Environment Interactions*. 2014. Vol. 5. pp. 255–270.
257. Schellingerhout J. / J. Schellingerhout Modelling bio-physical interactions by tube building worms, University of Twente, 2012. 54 pp.
258. Sequeira A., Ferreira J. G., Hawkins A. J. S., Nobre A., Lourenco P., Zhang X. L., Yan X., Nickell T. Trade-offs between shellfish aquaculture and benthic biodiversity: A modelling approach for sustainable management / A. Sequeira, J. G. Ferreira, A. J. S. Hawkins, A. Nobre, P. Lourenco, X. L. Zhang, X. Yan, T. Nickell // *Aquaculture*, 2008, 274(2-4), pp. 313-328. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.10.054>.
259. Silva C., Ferreira J.G., Bricker S.B., DelValls T.A., Martin Diaz M.L., Yanez E. Site selection for shellfish Aquaculture by means of GIS and farm-scale models, with an emphasis on data-poor environments / C. Silva, J.G. Ferreira, S.B. Bricker, T.A. DelValls, M.L. Martin Diaz, E. Yanez // *Aquaculture*. 2011. № 318. P. 444–457.
260. Silver W., Cromey C.J. Modelling impacts / In K.D. Black, ed. *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield, UK, Sheffield Academic Press. 2001. 214 pp.
261. Smaal A.C., Prins T.C. The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. / In: Dame, R.F. (ed.). *Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes*. Springer-Verlag, Berlin. 1993. pp. 271–298.
262. Smaal A.C., Prins T.C., Dankers N., Ball B. Minimum requirements for modeling bivalve carrying capacity / A.C. Smaal, T.C. Prins, N. Dankers, B. Ball // *Aquat. Ecol*. 1998. № 31. P. 423-428.
263. Smith M.D., Roheim C.A. , Crowder L.B. , Halpern B.S. , Turnipseed M., Anderson J.L., Asche F., Bourillon L., Guttormsen A.G. , Kahn A. , Liguori L.A. , McNevin A., O’Connor M.I. , Squires D., Tyedmers P., Brownstein C., Carden K. , Klinger D.H., Sagarin R., Selkoe K.A. Sustainability and global seafood / M.D. Smith, C.A. Roheim, L.B. Crowder, B.S. Halpern , M. Turnipseed, J.L. Anderson, F. Asche, L. Bourillon, A.G. Guttormsen , A. Kahn , L.A. Liguori, A. McNevin,

- M.I. O'Connor, D. Squires, P. Tyedmers, C. Brownstein, K. Carden, D.H. Klinger, R. Sagarin, K.A. Selkoe // *Science*. 2010. 327: 784 – 786.
264. Solidoro C., Pastres R., Melaku Canu D., Pellizzato M., Rossi R. Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic lagoons / C. Solidoro, R. Pastres, D. Melaku Canu, M. Pellizzato, R. Rossi // *Marine Ecology. Progress Series*. 2000. 199, 137–148.
265. Soto D., Salazar F.J., Alfaro M.A. Considerations for comparative evaluation of environmental costs of livestock and salmon farming in southern Chile / In D.M. Bartley, C. Brugere, D. Soto, P. Gerber & B. Harvey, eds. *Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors: methods for meaningful comparisons*, 2007. pp. 121-136. FAO/WFT Expert Workshop, 24-28 April 2006, Vancouver, Canada. FAO Fisheries Proceedings No. 10. Rome, FAO. 241 pp. (also available at www.fao.org/docrep/010/a1445e/a1445e00.htm).
266. Spruill C.A., Workman S.R., Taraba J.L. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model / C.A. Spruill, S.R. Workman, J.L. Taraba // *Transaction of the American Society of Agricultural Engineering (ASAE)*, 2000, v. 43, no. 6, p. 1431–1439.
267. Stelzenmuller, V., Lee, J., South, A., Foden, J., Rogers, S. I. Practical tools to support marine spatial planning: A review and some prototype tools // *Marine Policy*. 2012. Vol. 38. pp. 214–227.
268. Suspended versus bottom oyster culture in eastern Canada: Comparing stocking densities and clearance rates / L.A. Comeau // *Aquaculture*, 2013, 410-411, pp. 57-65.
269. Tavornpanich S., Paul M., Viljugrein H., Abrial D., Jimenez D., Brun E. Risk map and spatial determinants of pancreas disease in the marine phase of Norwegian Atlantic salmon farming sites / S. Tavornpanich, M. Paul, H. Viljugrein, D. Abrial, D. Jimenez, E. Brun // *BMC Veterinary Research* 2012. 8, 172. <http://doi.org/10.1186/1746-6148-8-172>
270. Taylor M.H., Wolff M., Vadas F., Yamashiro C. Trophic and environmental drivers of the Sechura Bay ecosystem (Peru) over an ENSO cycle / M.H. Taylor, M. Wolff, F. Vadas, C. Yamashiro // *Helgol. Mar. Res.* 2008. 62 (Suppl 1): S15-S32.
271. *The state of world fisheries and aquaculture 2020* / FAO Fisheries and Aquaculture Department. Rome: – 2020. – 206 pp.
272. Tironi, A., Marin, V.H., Campuzano, F.J. A Management Tool for Assessing Aquaculture 1321 Environmental Impacts in Chilean Patagonian Fjords: Integrating Hydrodynamic and 1322 Pellets Dispersion Models // *Environmental Management*. 2010. Vol. 45(5). pp. 953-962.
273. Tumbiolo M.L., Downing J.A. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994. - Vol. 114. - P. 165-174.
274. UN: 1992, Earth Summit. Agenda 21 (Chapter 17) / The United Nations Programme of Action from Rio, The Final Text of Agreements Negotiated by

- Governments at the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3–14 June 1992. Rio de Janeiro, Brazil, 1992. 294 p.
275. Van Brakel M.L., Ross L. Aquaculture development and scenarios of change in fish trade and market access for the poor in Cambodia. / M.L. Van Brakel, L. Ross // *Aquaculture Research* 2011, 42 (7), pp. 931-942. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02661.x>
 276. Van Griensven A., Bauwens W. Multiobjective autocalibration for semidistributed water quality models / A. Van Griensven, W. Bauwens // *Water Resources Research*, 2003, v. 39, no. 12, p. 1348.
 277. Van Griensven A., Brauwens W. Application and evaluation of ESWAT on the Dender basin and Wister Lake Basin / Van Griensven A., Brauwens W. // *Hydrological Processes*, 2005, v. 19, no. 3, p. 827–838.
 278. Van Griensven A., Brauwens W. Integral water quality modeling of catchments / A. Van Griensven, W. Brauwens // *Water Science and Technology*, 2001, v. 43, no. 7, p. 321–328.
 279. Walters, C. J., Christensen, V., Pauly D. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments // *Revs Fish Biol. Fish.* 1997. Vol. 7, pp. 139–172.
 280. Walters, C. J., Pauly, D., Christensen, V. ECOSPACE: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas // *Ecosystems*. 2000. Vol. 2, pp. 539–554.
 281. Wever, L., Krause, G., & Buck, B. H. Lessons from stakeholder dialogues on marine aquaculture in offshore wind farms: Perceived potentials, constraints and research gaps. *Marine Policy*. 2015 Vol. 51. pp. 251–259.
 282. Williams J.R., Nicks A.D., Arnold J.G. Simulator for water resources in rural basins / J.R. Williams, A.D. Nicks, J.G. Arnold // *Journal of Hydrologic Engineering*, 1985, v. 111, no. 6, p. 970–986.
 283. Winberg G.G. Rate of metabolism and food requirements of fishes / G.G. Winberg // *Transl. Ser. Fish. Res. Board Can.* 1960.194: 1-202.
 284. Wolff M. A trophic model of Tongoy Bay – a system exposed to suspended scallop culture (Northern Chile) / M. Wolff // *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1994. 182: 149–168.
 285. Wolff M., Koch V., Isaac V. A trophic flow model of the Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources / M. Wolff, V. Koch, V. Isaac // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2000. 50: 789–803.
 286. You, J., Yu, L., Meillon, J., Gangnery A., Bacher, C., Liu, H., Strand, O. A set of web-based public decision support tools for integrated planning and management in aquaculture // *MethodsX*, 2022, Vol. 9, 101795. DOI: 10.1016/j.mex.2022.101795.