

Федеральное агентство по рыболовству

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
«ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ»
ФГБНУ «ВНИРО»
Тихоокеанский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО»)

Курносова Анна Сергеевна

**ЛОКАЛИЗАЦИЯ ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ
ПО РАСПРЕДЕЛЕНИЮ ФОСФАТОВ В ЭСТУАРИЯХ ЯПОНСКОГО МОРЯ**

1.6.17 – океанология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
д.г.н. Ю.И. Зуенко

Владивосток – 2023

Оглавление

ВВЕДЕНИЕ	3
ОПИСАНИЕ ОСНОВНЫХ ОПРЕДЕЛЕНИЙ.....	11
Глава 1. ОБЗОР СОСТОЯНИЯ ПРОБЛЕМЫ	13
1.1. Определение эстуария. Физические и химические процессы в эстуариях..	13
1.2. Продукционно-деструкционные процессы в эстуариях	24
1.3. Методы определения продукции и деструкции в водоёмах	26
Глава 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ.....	35
2.1. Географическое описание исследованных объектов.....	35
2.2. Сроки и объем наблюдений	41
2.3. Методика сбора и обработки проб воды	44
2.4. Методика расчета продукционно-деструкционного баланса и первичной продукции	46
Глава 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЛОКАЛИЗАЦИИ ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В ЭСТУАРИЯХ ЯПОНСКОГО МОРЯ	53
3.1. Пространственные изменения концентраций фосфатов и кажущегося потребления (АОУ) растворенного кислорода вдоль градиента солености ...	53
3.2. Расчёт потенциальных концентраций фосфора.....	63
3.3. Расчет урожайности и деструкции	67
3.4. Расчет первичной продукции.....	71
Глава 4. ОБСУЖДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ.....	77
4.1. Сходство и различия продукционно-деструкционных процессов в исследованных эстуариях. Сравнение с другими эстуариями	77
4.2. Влияние особенностей продукционно-деструкционных процессов на некоторые характеристики эстуарных биоценозов	83
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	88
ВЫВОДЫ	89
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	90
ПРИЛОЖЕНИЕ	108

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы

Несмотря на свои относительно небольшие размеры – суммарно менее 0,5 % площади океанов (Михайлов, 1998), эстуарии занимают особое место среди природных экосистем и играют важную роль в территориально-хозяйственных комплексах. Благодаря своему положению между рекой и морем, эстуарии обладают специфическими морфологическими, гидрологическими, гидрохимическими и экологическими свойствами, отличающими их от других водных объектов Земли. Через эстуарии осуществляется обмен веществом и энергией между континентами и океанами, но это не просто пограничная зона. Собственная биологическая продуктивность эстуариев выше продуктивности прилегающих к ним акваторий, что обусловлено наличием комплекса специфических условий для утилизации поступающих с материковым стоком терригенных биогенных веществ (Израэль, 1984; Одум, 1986). Сообщества животных, обитающих в эстуариях, также отличаются высокой продуктивностью (Невская губа..., 1987; Макаревич, 2004; Berezina et al., 2007; Berezina, Golubkov, 2008; Надточий и др., 2010), кроме того, эстуарии используются многими животными, обитающими в соседних морских или речных водах, для нереста, нагула молоди и зимовки (Whitfield, 1999; Beck et al., 2001; Колпаков, 2016). Поэтому изучение эстуариев является важной междисциплинарной областью исследований. Особенно актуальны стали исследования эстуариев в последнее время, потому что, во-первых, расширяется хозяйственное использование богатых земельных, водных и биологических ресурсов эстуарных зон различными отраслями народного хозяйства (сельское хозяйство, речной и морской водный транспорт, рыбное хозяйство, гидротехническое строительство, водоснабжение и т.д.), во-вторых, поскольку берега многих эстуариев плотно заселены, обостряется

проблема сохранения природных эстуарных комплексов от истощения и загрязнения.

Несмотря на очевидный источник поступления питательных солей в эстуарии, из многочисленных наблюдений известно, что концентрации биогенных элементов не просто постепенно снижаются по мере разбавления речных вод морскими, но могут резко и разнонаправленно меняться под действием происходящих в самой эстуарии процессов (Eyre, Balls, 1999; Boonphakdee, Fujiwara, 2008; Süzal et al., 2008; Sarma et al., 2010; Лапин, 2011; Statham, 2012; и др.). В процессе продуцирования органического вещества из воды извлекаются минеральные формы некоторых химических элементов, а после деструкции органического вещества в воду поступают их регенерированные неорганические соединения. Естественно ожидать, что регенерированные в эстуариях биогенные элементы также вносят вклад в процесс синтеза нового органического вещества, хотя экспериментально этот вклад оценить сложно. В любом случае это дополнительный рост продукции эстуариев относительно уровня, обеспечиваемого терригенным ионным стоком рек. Соотношение продукции и деструкции в эстуариях отличается большой пространственной изменчивостью и меняется по сезонам, но ясного представления о механизмах этих изменений пока не сложилось. Вариации баланса продукционно-деструкционных процессов в эстуариях могут влиять как на общее обилие, видовой состав и продукцию обитающих там гидробионтов, так и на пространственную структуру и функционирование эстуарных экосистем.

Степень разработанности темы исследования.

Интенсивность и баланс продукционно-деструкционных процессов могут быть оценены по разным показателям: по количеству хлорофилла или углерода в составе органического вещества (Lee et al., 1996; Marra et al., 2007), по росту или убыванию содержания растворенного кислорода (Винберг, 1960), по отношению валовой первичной продукции к суммарной деструкции планктона (Хромов, Сёмин, 1975), по состоянию карбонатной системы (Johnson et al., 1979; Тищенко и др., 2005), для такого анализа могут быть использованы экосистемные модели,

оценивающие влияние какого-либо одного или нескольких факторов на процессы продукции и деструкции (Дмитриев и др., 2019). Знак и интенсивности продукционных или деструкционных процессов могут быть определены также по балансу растворенного неорганического углерода DIC (Тищенко и др., 2005) и по балансу биогенных элементов в эстуарных водах (Налетова и др., 1994; Леонов, Стыгар, 2001; Звалинский и др., 2005; Важова, Зуенко, 2014, 2015а, б; Vazhova, Zuenko, 2021). Такой подход основывается на допущении, что соотношение извлекаемых сообществом фитопланктона биогенных элементов между собой и связываемым в процессе продуцирования углеродом существенно не меняется и все эти элементы потребляются и высвобождаются соответственно стехиометрическому соотношению их содержания в составе органического вещества (Redfield et al., 1963).

В настоящее время в исследованиях первичной продукции и деструкции ещё не преодолена проблема недостатка экспериментальных данных и их пространственной и временной разобщенности, что во многих случаях не позволяет понять закономерности формирования первичной продукции и деструкции на акватории. Отчасти причина такой ситуации в том, что, несмотря на разнообразие прямых и косвенных методов определения продукционных характеристик, не существует безупречной методики измерения либо оценки первичной продукции и деструкции в водной среде, что очевидно обусловлено сложностью природных экосистем, в особенности таких динамичных, как эстуарии.

В зоне смешения речных и морских вод (примерно до солености 25 ‰) веществом, лимитирующим продукционные процессы, обычно является фосфор (Doering et al., 1995). В процессе фотосинтеза фосфор минеральных соединений, прежде всего дигидро- и гидрофосфатов, потребляется и связывается в органических соединениях. В процессе деструкции органического вещества фосфор вновь минерализуется, образуются фосфаты. Строго говоря, определить истинную скорость оборота фосфора посредством прямых измерений изменений во времени концентрации какой-либо из его форм невозможно, так как их

концентрации являются результатом одновременного протекания прямой и обратной реакций (Рыжаков, Степанова, 2016), однако можно определить, какая из них преобладает. В настоящей диссертационной работе рассмотрен именно оборот фосфора в ходе продукционно-деструкционных процессов.

Универсальность процессов, происходящих в эстуариях при смешении пресных и морских вод, даёт возможность на примере отдельных рек рассмотреть основные закономерности изменчивости продукционно-деструкционного баланса в эстуариях, чтобы понять причины их высокой продуктивности. Такие попытки активно предпринимаются в последнее время (Звалинский и др., 2005, 2008; Сёмкин и др., 2012а; Regnier et al., 2013; Гаретова и др., 2016). Особо следует отметить исследование коллектива Тихоокеанского океанологического института под руководством В.И. Звалинского и П.Я. Тищенко (Звалинский и др., 2005). Им удалось определить характерные особенности распределения биогенных элементов в эстуарии одной из крупнейших рек бассейна Японского моря – р. Раздольной, анализ которых позволил получить ориентировочные оценки первичной продукции (Звалинский и др., 2008, 2016). По неконсервативному поведению растворенного углерода в эстуарии были отмечены также процессы деструкции, влияющие на продукционно-деструкционный баланс (Тищенко и др., 2005). Однако и в этих работах, а также в нескольких более современных работах этого коллектива не были определены черты пространственной и сезонной изменчивости баланса продукционно-деструкционных процессов. В известной концепции эстуария как трёхступенчатого маргинального фильтра, предложенной А.П. Лисицыным (1994), деструкция органического вещества вообще не учитывается. Данное исследование направлено на поиск фундаментальных закономерностей продукционно-деструкционных процессов в эстуариях, которые проявились бы на примере всех исследованных рек, находящихся в одной природной зоне, но различных по своим размерам и гидрологическому режиму, исходя из предположения, что наиболее общие закономерности являются универсальными для эстуариев вообще, несмотря на различия между реками.

Цель работы: выявить основные черты продукционно-деструкционных процессов в эстуариях и сформулировать закономерности пространственно-временной изменчивости их баланса (на примере разнотипных эстуариев рек Раздольная, Суходол, Киевка).

Для достижения этой цели решались следующие **задачи:**

- рассмотрена зависимость кажущегося потребления кислорода и концентраций биогенных элементов от степени смешения речных и морских вод и процессов утилизации/регенерации кислорода и биогенных элементов в эстуариях и на этом основании определён знак продукционно-деструкционного баланса на различных участках эстуариев;

- выполнены количественные оценки величин продукции и деструкции на разных участках эстуариев, определены их сезонные изменения, выявлены зоны и периоды максимальных величин;

- ориентировочно оценены величины суточной первичной продукции в эстуариях.

Для оценки возможного практического применения полученных результатов рассмотрено влияние пространственно-временной изменчивости продукционно-деструкционных процессов в эстуариях на биотические компоненты эстуарных экосистем разных рек, используя результаты комплексного обследования экосистем эстуариев рек зал. Петра Великого, выполненного в 2010-е гг. в ТИНРО (Колпаков, 2018; и др.).

Положения, выносимые на защиту:

- Закономерная смена знака продукционно-деструкционного баланса вдоль оси эстуариев (вдоль градиента солёности) от преобладания процессов деструкции органического вещества к преобладанию продукционных процессов.

- Увеличение продукции эстуариев относительно потенциального уровня, обеспечиваемого терригенным ионным стоком рек, за счёт рециклинга биогенных элементов.

- Гидрохимическая природа нелинейности изменений биологических процессов по градиенту солёности и в первой зоне критической солёности.

Научная новизна. В работе впервые определены пространственная локализация продукции и деструкции в эстуарных зонах и характер сезонных изменений этих процессов; применена новая схема расчета первичной продукции по утилизации биогенных элементов при прохождении водой эстуария, учитывающая использование регенерированных биогенных веществ; показан значительный вклад рециклинга биогенных элементов в биопродуктивность эстуариев; сформулированы гидрохимические основы для распространения речного континуума циклически сменяющихся автотрофных и гетеротрофных сообществ гидробионтов на эстуарии; раскрыты механизмы смены знака продукционно-деструкционного баланса внутри эстуариев.

Практическая значимость настоящей работы состоит в том, что принципиальное различие продукционно-деструкционных процессов в разных частях эстуариев, проявляющееся в противоположных знаках продукционно-деструкционного баланса, является научной основой для формирования различных подходов к исследованию экосистем разных частей эстуариев, оценке их продукции, экосистемному моделированию и других видов научного обеспечения рациональной эксплуатации эстуарных биоресурсов. Количественные оценки продукции эстуарных экосистем, превышающие прежние, должны учитываться при определении экологической ёмкости эстуариев.

Фактические материалы. В работе проведен анализ результатов экспедиционных исследований в эстуариях рек Раздольная и Суходол (зал. Петра Великого, Японское море) в разные сезоны за период 2010–2013 гг. и в эстуарии р. Киевка (бухта Киевка, Японское море) весной 2020 г., выполненных с личным участием автора на всех этапах работ: от организации выездов и отбора проб до их анализа в лаборатории, расчётов гидрохимических показателей и интерпретации полученных результатов. В этих комплексных экспедициях помимо гидрохимических наблюдений выполнялись также измерения гидрологических параметров и обловы планктона, нектона и бентоса с тщательным разбором и анализом всего собранного материала, что позволило

сопоставить результаты гидрохимических работ с данными о термохалинной структуре вод и об обилии и видовом составе гидробионтов.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности.

Диссертационное исследование соответствует п. 6 паспорта специальности 1.6.17 — «Океанология»: «Биологические процессы в океане, их связь с абиотическими факторами среды и хозяйственной деятельностью человека, биопродуктивность районов Мирового океана». Соответствие содержания диссертационной работы специальности, по которой она представляется к защите, подтверждается апробацией работы, ее научной новизной и практической полезностью.

Апробация работы. Результаты и основные положения работы были представлены и обсуждены на научных семинарах и межлабораторных коллоквиумах ТИНРО (2013, 2014, 2015 гг.), на XVI конференции по промысловой океанологии в г. Калининграде (2014 г.), на Международной научно-практической конференции «Морские исследования и образование MARESEDU–2015» в г. Москве (2015 г.), на 8-й конференции по Международной программе PEACE «Современные проблемы океанографии окраинных морей Азии» в г. Владивостоке (2016 г.), на научных семинарах ВНИРО (2015, 2016 гг.), ДВНИГМИ (2016 г.), ТОИ ДВО РАН (2016 г.), ИБМ ДВО РАН (2016 г.), кафедры гидрометеорологии ДВФУ (2016 г.), на X Международной научно-практической конференции молодых ученых и специалистов «Современные проблемы и перспективы развития рыбохозяйственного комплекса» в г. Москве (2022 г.).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 12 работ, из них 5 статей в журналах из списка ВАК, 1 статья в международном сборнике (из базы данных рецензируемой научной литературы SCOPUS).

Структура и объем диссертации. Работа состоит из Введения, Описания основных определений, 4 глав, Заключения и Выводов, а также Списка литературы, содержащего 177 источников, в том числе 61 иностранного. Работа изложена на 114 страницах, содержит 28 рисунков, 4 таблицы, приложение.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность д-ру биол. наук Н.В. Колпакову и д-ру хим. наук П.Я. Тищенко за важные замечания, сделанные в

процессе подготовки диссертации, которые помогли улучшить понимание полученных результатов и более корректно их изложить, и научному руководителю д-ру геогр. наук Ю.И. Зуенко за всестороннюю помощь, ценные советы и рекомендации на всех этапах исследования. Техническую помощь оказывали сотрудники лаборатории промышленной океанографии ТИНРО и сотрудник ИБМ ДВО РАН М.А. Шульгина.

ОПИСАНИЕ ОСНОВНЫХ ОПРЕДЕЛЕНИЙ

Практика употребления терминов, связанных с понятиями «*первичная продукция*» и «*деструкция*», характеризуется большим спектром авторских интерпретаций, что вынуждает дать точное определение основных терминов, использованных в работе.

В представленной работе вслед за Г.Г. Винбергом (1960) под первичной продукцией водоема понимается результат жизнедеятельности автотрофов, представляющий собой новообразование органических веществ из минеральных. Выражения «(био)продуктивность» и «трофность» водоемов в работе также в основном использованы для характеристики процесса новообразования органического вещества, т.е. как синонимы первичной продукции. В то же время под «первичной продукцией» традиционно, и в этой работе также, понимается конкретная количественная характеристика продуктивности – масса продуцируемого органического вещества (обычно в углеродных единицах) в единичном объеме воды (обычно 1 м^3) за единицу времени (обычно сутки).

Термин «урожайность» («урожай органического вещества»), часто используемый при оценке продукции косвенными методами, также означает удельную массу органического вещества, образовавшегося в результате использования фитопланктоном биогенных элементов в единичном объеме воды (м^3), но не за единицу времени, а за некий временной отрезок. В данной работе общее понятие урожайности конкретизировано для эстуариев как урожай органического вещества с кубометра речной воды за время достижения этой водой различных участков эстуария (фактически той или иной станции).

Важной продукционной характеристикой, используемой в данной работе, является «продукция на единицу протяженности эстуария» ($\text{гС}/\text{м}^3 \text{ км}$), которая по смыслу аналогична традиционному количественному термину «первичной продукции», но относится не к 1 сут, а ко времени, за которое вода в эстуарии

проходит единицу расстояния (1 км), которое может быть и меньше, и больше суток, в зависимости от скорости течения, кроме того, отнесена к 1 м³ речной воды (рассчитывается по данным об урожае с 1 м³ речной воды). Эта понятная по смыслу, но нестандартная величина может быть пересчитана в первичную продукцию в единицу времени (гС/м³сут), учитывая скорость течения.

Под «деструкцией» в работе понимается стадия биологического круговорота химических элементов, связанная с разрушением органического вещества и минерализацией его компонентов. Все количественные показатели деструкции аналогичны соответствующим показателям продукции, но имеют противоположный знак. В продукционной биологии пока что не сложилось развитой терминологии деструкционных процессов, подобной терминологии для продукционных процессов, изложенной выше. В данной работе для разных показателей деструкции не применяются особые термины, но их смысл поясняется в каждом конкретном случае.

То, что все термины, касающиеся продукции и деструкции, в данной работе относятся к речной воде, проходящей через эстуарий, постепенно смешивающейся с морской водой, означает, что рассматриваются именно эстуарные продукционно-деструкционные процессы, связанные со смешением речных и морских вод, а не какие-либо другие. Можно предположить, что на акватории эстуариев, как на других прибрежных акваториях, куда не впадают реки, могут происходить и другие процессы синтеза-распада органического вещества, не связанные с поступлением речной воды, но в данной работе они не рассматриваются и их возможные последствия методически исключены из полученных результатов.

Остальные термины, используемые в работе, но не относящиеся напрямую к понятиям продукции и деструкции, поясняются по ходу изложения.

ГЛАВА 1. ОБЗОР СОСТОЯНИЯ ПРОБЛЕМЫ

1.1. Определение эстуария. Физические и химические процессы в эстуариях

В настоящее время термин «эстуарий» (от лат. *aestuarium* — затопляемое устье реки) в географической, геоморфологической и гидрологической литературе применяется в различных значениях, зависящих от области применения и стоящих перед исследователями задач. Несмотря на активное исследование эстуариев, до сих пор не существует единого определения для этих сложных природных объектов. В энциклопедических словарях эстуарии определены как воронкообразные расширения устьев рек, которые подвержены воздействию морских вод, что очевидно является неполным определением. Часто цитируется определение Притчарда (Pritchard, 1967), согласно которому эстуарий представляет собой полузакрытый, сообщающийся с морем прибрежный водоем, где происходит смешение пресных и соленых вод. Но под это определение подпадает большинство прибрежных водоемов, не только эстуарии. В зарубежной научной литературе под эстуарием обычно понимается любая область смешения морских и речных вод (Caspers, 1967). Недостатком многих определений является их базирование на географических и гидролого-морфологических признаках, таких как форма устья реки, подверженность влиянию приливов, обособленность от моря, при этом мало внимания уделяется происходящим в эстуариях процессам. В этом смысле более удачным выглядит определение эстуария как особого полузакрытого водного объекта, являющегося частью устьевой области реки и характеризующегося активными процессами смешения пресных вод суши и соленых (или солоноватых) вод моря (Михайлов и др., 2009; Михайлов, Горин, 2012).

Благодаря особенностям своего гидрологического режима и рельефа эстуарии отличаются высокими концентрациями биогенных и органических

веществ в разных формах, а также развитием одновременно всех жизненных форм фотосинтезирующих растений – планктонных водорослей, микро- и макрофитобентоса, что обеспечивает вышестоящие трофические уровни эстуарных экосистем обилием пищи, тем самым способствуя обилию обитающих в эстуариях животных. В результате эстуарные экосистемы входят в число наиболее продуктивных, их надземная продукция составляет 200–3000 гС/м² в год, а подземная (корневой системы высшей полупогруженной растительности) может быть равна надземной либо даже превышать ее (Kennish, 2002). В экологии обычно эстуарии рассматриваются в качестве экотонов (переходных областей) между относительно стабильными пресноводными и морскими экосистемами, где абиотические (соленость, рН, биогенные вещества, характер грунта и содержание в нем органического вещества) и биотические характеристики неустойчивы и обладают выраженным градиентом (Kromkamp, Peen, 1995; Столяров, 2013, 2017; Хлебович, 2015; Столяров, Бурковский, 2018). Однако Одум (1986) выделяет эстуарии в особый класс крупных экосистем, при этом включает в понятие «эстуарий», помимо собственно устьев рек, участки моря, где морская вода смешивается с пресной водой материкового стока – прибрежные части бухт, приливные болота (марши), водоемы берегового бара. Следуя такому подходу, в современной научной литературе к эстуариям относят очень широкий круг объектов: затопленные речные долины, лагуны, фьорды, приливные реки, приливные проливы между лагунами и морем, а также морские заливы некоторых типов. Объединение приустьевых участков рек и морей в единый эстуарный комплекс обосновано А.П. Лисицыным (1994), который предложил концепцию эстуариев как многоуровневого маргинального фильтра (хотя сам А.П. Лисицын не счёл необходимым дать определения понятию «эстуарий» в рамках этой концепции). В последние годы такое понимание эстуариев широко распространилось, и в данной работе использовано именно оно – в трактовке, представленной в монографии Ю.И. Зуенко (2008) в виде схемы (рис. 1).

Общее и важнейшее свойство эстуариев, независимо от используемого подхода к определению этого понятия, – это наличие градиента солености с

перепадом от значений, характерных для пресных вод ($< 1 ‰$), до значений, характерных для морских вод (обычно $> 25–30 ‰$). Взаимодействие речных и морских вод сопровождается также изменениями температуры, мутности, содержания кислорода, pH, концентраций биогенных элементов, скорости течения и других показателей, причем наблюдаются как горизонтальные, так и вертикальные градиенты (Нешиба, 1991; McLusky, Elliott, 2004). При этом в пределах эстуария выделяются две зоны, различающиеся вертикальной структурой вод, – внутренняя и внешняя.

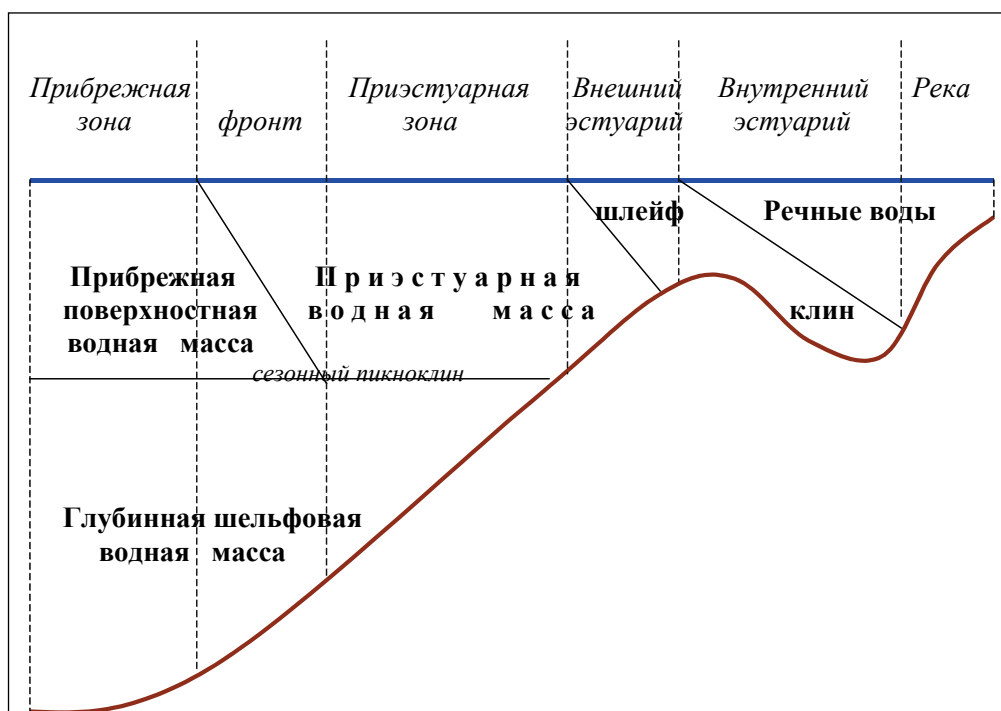


Рисунок 1 – Схема структуры вод в эстуарии (Зуенко, 2008)

Во внутреннем эстуарии поверхностный слой занят пресной или почти пресной речной водой, а у дна (если глубина достаточно большая) находится клин солоноватых вод. Во внешнем эстуарии поверхностный слой занят шлейфом эстуарных вод с постепенно возрастающей солёностью (на рис. 1 он разделён по солёности на собственно «шлейф», образуемый солоноватыми водами, и низкосолёные «приэстуарные воды»), а у дна – солёные морские воды. Внутренний эстуарий отделяется от реки придонным фронтом, внешний эстуарий отделяется от прибрежных морских вод поверхностным эстуарным фронтом, а между собой эти зоны разделяются поверхностным солёностным фронтом,

обычно проходящим где-то вблизи речного бара, но способным перемещаться вверх-вниз по течению под влиянием изменений расхода реки, приливов, уровня моря, ветра или других причин.

Формирование эстуариев происходит в различных геоморфологических условиях: в пределах затопленных речных устьев, крутых ледниковых фьордов, барьерных островов, расположенных параллельно морскому побережью, или вогнутостей береговой черты, образовавшихся в результате смещения или опускания местности (Гордеев, 1983). Эстуарии имеют разные размер, площадь и глубину акватории, а также степень изолированности от моря, величину пресного стока, градиент солености. Некоторые эстуарии подвержены воздействию сильных приливов, причем приливы могут обращать речной сток вспять и переносить соленую морскую воду на десятки километров вглубь суши. Положение эстуарных фронтов, характер смешения речных и морских вод, стратификация эстуариев зависят от величины речного стока, фазы прилива, сгонно-нагонных явлений, сезонных изменений. Кроме этого, скорость и объем потока пресной воды, входящего в верхнюю зону эстуария, зависят от характеристик источника пресной воды. Так, паводок или сильные дожди, выпавшие в районе бассейна реки, могут существенно нарушить нормальные условия в эстуарии (Meubeck, 1982). Все эти особенности в наиболее общем виде описываются классификацией эстуариев на четыре типа: микроэстуарии (приливные ручьи, стоки, лужи, ванны и т.д.), мезоэстуарии (небольшие бухты, зарегулированные небольшие водоемы, эстуарии небольших рек, соленые марши с расположенными на их территории водоемами), макроэстуарии (настоящие эстуарии средних рек, включающие небольшие заливы, фьорды и т.д.) и мегаэстуарии (большие заливы, дельты больших рек, сильно опресненные моря) (Михайлов, 1997, 1998). В данной работе исследованы мезоэстуарии.

По особенностям водного баланса эстуарии классифицируются также на положительные, отрицательные и нейтральные (McLusky, Elliott, 2004). «Положительные» эстуарии формируются в тех случаях, когда сток реки превышает величину испарения с поверхности эстуария, в результате пресная

вода занимает поверхностный слой практически на всей акватории эстуария, перекрывая более солёный придонный слой: в эстуарии наблюдается двухслойная стратификация вод. «Отрицательные» эстуарии наблюдаются тогда, когда количество воды, испаряющееся с поверхности эстуария, выше, чем сток реки: в таком случае в эстуарии возникает нисходящий поток осолонившейся в результате испарения воды, он опускается вниз, и вся толща вод во внешней части эстуария занята солёными водами. Этот тип эстуариев характерен для аридных областей. Промежуточный вариант между описанными выше типами – «нейтральные» эстуарии, когда количество испаряющейся с поверхности эстуария воды эквивалентно величине речного стока. В этом случае перемешивание морской и речной воды идет постепенно, резкая двухслойная стратификация не формируется. В данном исследовании рассмотрены эстуарии наиболее распространённого типа – положительного.

Хотя циркуляция вод не влияет на продуктивность эстуариев напрямую, она создаёт тот гидрологический фон, то место действия, на котором происходит продуцирование и разложение органического вещества. Постоянная циркуляция вод в эстуариях формируется двумя процессами: гравитационным стоковым течением, являющимся продолжением речного потока, и бароклинным потоком, обусловленным горизонтальной неоднородностью плотности в зоне взаимодействия речных и морских вод с разной солёностью и температурой. Стоковый поток осуществляет распространение речных, а затем и солоноватых эстуарных вод в направлении уклона поверхности воды, т.е. от реки к морю. Он сильно зависит от расхода реки, уровня моря, приливов и может временно усиливаться либо ослабевать до нуля, но в целом обеспечивает преобладание низкосолёных вод в поверхностном слое эстуария. Бароклиновая циркуляция, иногда называемая «эстуарной», осуществляет «закачку» солёных и солоноватых вод вглубь эстуария в придонном слое. Она тоже весьма изменчива, но не разрушается ни в период половодья, ни под действием приливов, поскольку генерирующий её градиент плотности существует постоянно (Михайлов, 1998; Edinger et al., 1998). Таким образом, в результате действия противоположно

направленных потоков разной природы формируется характерная для эстуариев двухслойная структура вод с поверхностным слоем пониженной плотности и придонным слоем повышенной плотности, которая исключительно устойчива и не разрушается никакими внешними воздействиями.

Распределение солености в эстуариях формируется под действием описанных выше особенностей циркуляции вод и, хотя также сильно зависит от стока материковых вод и скорости водообмена эстуария с морскими водами, которая, в частности, усиливается приливным перемешиванием, всегда сохраняет свои основные черты (Pritchard, 1955; Officer, 1983). Аналогично в пределах эстуариев формируется распределение всех растворимых и нерастворимых примесей как терригенного, так и морского происхождения, в том числе и биогенных элементов, необходимых для фотосинтеза органического вещества. Однако, в отличие от компонентов постоянного солевого состава, биогенные вещества не являются консервативными примесями, но могут извлекаться из состава воды в процессе продуцирования органического вещества и включаться в его состав либо, наоборот, – восстанавливаться в своих минеральных формах при деструкции органического вещества. В эстуариях формируются условия, благоприятные для интенсификации процессов продукции и деструкции, прежде всего условия освещённости, поэтому поведение растворённых в воде биогенных веществ весьма неконсервативно: эстуарные экосистемы как бы «фильтруют» обогащённые терригенными биогенными веществами речные воды, утилизируя нужные соли.

На то, что эстуарные зоны играют роль природных «барьеров» между реками и морями, в разных смыслах этого понятия (седиментационных, морфологических, геохимических, гидробиологических) обратил внимание ещё в 1926 г. В.И. Вернадский (1960). Впоследствии А.И. Перельманом (1966) сформулировано понятие «геохимического барьера», а основы его функционирования описаны Е.М. Емельяновым (1979, 1995), А.П. Лисицыным (1994) и Л.Э. Скибинским (2005), которые под геохимической барьерной зоной понимают естественную границу участка моря или океана, по разные стороны

которой существуют различные условия накопления донных осадков в результате изменение концентрации химических элементов в воде. В.В. Хлебовичем и другими биологами (Khlebovich, 1968; Kinne, 1972; Хлебович, 1986) рассмотрен биологический барьер, разделяющий морскую и пресноводную фауны, и определено его положение в поле солёности – это зона критической солёности, или хорогалинная зона (*horeo* — греч. «разделяю») с солёностью 5–8 ‰ для вод с океаническим составом солей. В устьях рек, где соленая вода смешивается с пресной, характерное для морской воды соотношение ионов стабильно достигается также при солёностях выше 5 ‰ (Хлебович, 1974).

А.П. Лисицын (1994), рассмотрев физические, химические и биологические процессы, происходящие в эстуариях, обобщил представления о разного рода барьерах в виде концепции глобального маргинального фильтра взвешенных и растворенных примесей терригенного происхождения, переносимых с речной водой, на котором происходят резкие изменения концентрации растворенных и взвешенных веществ, что влечёт за собой изменения физико-химических свойств воды и состава биологических сообществ. Маргинальный фильтр представляет собой барьерную зону, задерживающую главную часть осадочного терригенного материала на пути с континента в океан и при этом разграничивающую пресноводную (речной сток) и морскую (океан) гидросферы не только географически, но и по силе протекающих в них процессов. В более поздней работе функционирование этого маргинального фильтра представлено им как последовательность зон гравитационной, физико-химической и биологической очистки речных вод (Лисицын, 2004). В нижнем течении рек, где скорость речного потока замедляется, процесс очистки начинается с гравитационной зоны, в которой осаждаются песчано-алевритовые фракции речной взвеси, поэтому здесь происходит резкое уменьшение мутности воды. В следующей за ней физико-химической зоне, формирующейся при контакте пресных и солёных вод, происходят процессы флоккуляции и коагуляции, обеспечивающие захват и осаждение коллоидов и малорастворимых соединений, переносимых речной водой, что вновь увеличивает мутность эстуарных вод. По мере осаждения этой

новообразованной взвеси вода просветляется, и в следующей, биологической, зоне маргинального фильтра происходят ассимиляция и трансформация растворенных в речной воде веществ в процессе фотосинтеза и развития фитопланктона. Таким образом, речные воды, проходя через систему биогеохимических барьеров, подвергаются значительной, практически полной, очистке за счет выпадения в осадок некоторых органических веществ, соединений железа и других металлов, а также активного поглощения растворённых питательных веществ автотрофными организмами.

Химические преобразования в эстуариях, в частности в процессе химической и биологической очистки, происходят не равномерно, а локализуются в активных зонах, слоях и на активных поверхностях барьерных зон, которые, с одной стороны, образуются под действием совокупности физических процессов, происходящих в эстуарии и формирующих структуру его вод, а с другой – сами формируют особенности гидрохимической структуры вод эстуария и распределения концентраций химических элементов и биоты (Хлебович, 1974; Лисицын, 1994). Так, при солёности 3–5 ‰ химический состав воды быстро трансформируется из речного гидрокарбонатно-кальциевого в морской хлоридно-натриевый. На этой границе отлагается большая часть приносимых рекой наносов, задерживаются и накапливаются растворенные в воде вещества, в том числе загрязняющие (Хлебович, 1974; Лисицын, 1994; Скибинский, 2005). Но при примерно этой же солёности (5–9 ‰) наблюдается гидробиологическая граница между пресноводной (речной) и солоноватоводной (морской) биотой, хотя прямых функциональных связей между основным химическим составом воды и видовым составом биоты нет.

В настоящем исследовании сделана попытка установить связь между особенностями пространственного распределения гидрохимических показателей и биоты в эстуариях через знак продукционно-деструкционного баланса. Биологические процессы в эстуарии происходят с участием набора биогенных элементов, которые являются минеральной базой первичной продукции, создаваемой фитопланктоном в процессе фотосинтеза. К числу биогенных

компонентов, которые непременно требуются для фотосинтеза, а при нехватке лимитируют развитие растений, относятся азот (преимущественно в форме нитратов) и фосфор (в форме фосфатов). В незагрязненных водоемах фотосинтез обычно лимитируется фосфатами, а в загрязненных водах – нитратами (Тарасова, Кузнецов, 1988). Кроме того, наиболее массовым в составе фитопланктона диатомовым водорослям для построения скелетов необходим кремний, который тоже зачастую рассматривается как один из биогенных элементов, хотя в буквальном смысле этого понятия таковым не является. В зоне биологической очистки эстуариев биогенные элементы активно утилизируются растениями благодаря складывающимся здесь идеальным условиям для фотосинтеза: сочетанию относительно хорошей прозрачности (из-за замедления течения и оседания взвеси), резкой плотностной стратификации, способствующей удержанию клеток фитопланктона в хорошо освещённом приповерхностном слое, и хорошей обеспеченности питательными солями. Наиболее выражены эти зоны в «положительных» эстуариях со значительным стоком речных вод (Голубков и др., 2008). Чтобы отличить эффект утилизации биогенных элементов в эстуариях от изменений их концентрации в результате смешения богатых ими речных вод с относительно «чистыми» морскими водами, достаточно рассмотреть зависимость концентрации элемента от солёности воды. Изменения концентрации элемента в результате смешения речных и морских вод («консервативное поведение») происходят обратно пропорционально изменениям солёности, а изменения концентрации вследствие участия элемента в химических и биологических процессах проявляются как «неконсервативное поведение», вызывающее отклонения от линейной зависимости от солёности. Как правило, поведение растворенных минеральных форм азота и фосфора в эстуариях неконсервативно (Монин, Гордеев, 1988; Gordeev et al., 1992, 2007; и др.; наблюдения автора).

Биологическая утилизация биогенных элементов происходит путём биоассимиляции (извлечение элементов из растворов для построения молекул органического вещества, а также скелетов организмов) и биофльтрации (преобразования новообразованного органического вещества внутри пищевой

цепи). Количественной характеристикой биоассимиляции является величина первичной продукции и косвенно – биомасса фитопланктона. Количественной характеристикой мощности биологической фильтрационной системы является прежде всего продукция зоопланктона и косвенно – его биомасса, в меньшей степени – продукция и биомасса более высоких трофических уровней. Деятельность всей биотической части экосистемы в целом по переводу растворенных форм химических элементов во взвеси (включая живое органическое вещество), а далее в седиментационный поток пеллет и другого детрита носит название биологического насоса (Лисицын, 1994). В настоящей работе рассматриваются главным образом продукционные процессы, т.е. биоассимиляционная часть этого насоса, но очевидно, что от функционирования этой части зависит работа всей системы биологического фильтра.

Эстуарии отличаются не только высокими показателями продукции, но и высокими скоростями круговорота биогенных веществ, что подразумевает сочетание активного синтеза нового органического вещества и активного разложения его на неорганические компоненты с восстановлением минеральных форм биогенных элементов (Head, 1976). В процессе регенерации азота конечным результатом является образование аммония, который в присутствии кислорода (т.е. в аэробных условиях) под действием бактерий превращается в нитриты и нитраты, а выделяемая при этом энергия используется бактериями для поддержания своей жизнедеятельности. Азот образующихся минеральных соединений может вновь использоваться растениями для фотосинтеза. Регенерация фосфора и кремния реализуется в ходе химически более простых реакций окисления.

В настоящей диссертационной работе для оценки величин как первичной продукции, так и регенерации биогенных элементов рассматриваются неконсервативные изменения концентрации минеральной формы фосфора. В природных водах фосфор может присутствовать в разных химических формах: в виде ортофосфорной кислоты (H_3PO_4) и ее анионов: мета-, пиро- и полифосфатов; фосфорорганических соединений (нуклеиновые кислоты, нуклеопротеиды,

фосфолипиды и др.). Кроме этого, фосфор может содержаться и в нерастворенном состоянии, присутствуя в виде взвешенных в воде труднорастворимых фосфатов, включая природные минералы, белковые, органические фосфорсодержащие соединения, остатки умерших организмов и др. Но основными формами присутствия неорганического фосфора в водоемах являются ионы HPO_4^{2-} (преобладают в нейтральных и щелочных водах с $\text{pH} > 6,5$) и H_2PO_4^- (в кислых водах с $\text{pH} < 6,5$) (Фосфор в окружающей среде, 1977). В природных водах при отсутствии загрязнения фосфор содержится в малых количествах: концентрации фосфатов составляют сотые и десятые доли миллиграмма на литр. Основной источник неорганического фосфора в природных водах – различные формы фосфата кальция (апатита). Они широко распространены в осадочных породах, а также используются в сельском хозяйстве в качестве удобрений. Фосфатный фосфор поступает в водоемы с поверхностным стоком с водосборной территории, на которой происходит выветривание и растворение пород, содержащих ортофосфаты (апатиты и фосфориты), или растворение орто-, мета-, пиро- и полифосфатов, содержащихся в удобрениях, синтетических моющих средствах и других продуктах сельскохозяйственной и бытовой химии либо образующихся при биологической переработке останков животных и растительных организмов.

Недостаток фосфора приводит к снижению биопродуктивности водоёмов, а избыточное количество способствует эвтрофированию экосистем, в результате чего может развиваться «цветение» воды, а у дна могут сформироваться условия гипоксии. Содержание в речных водах соединений фосфора подвержено значительным сезонным колебаниям, поскольку оно зависит от соотношения интенсивности процессов фотосинтеза и биохимического окисления органических веществ. Минимальные концентрации фосфатов в поверхностных водах наблюдаются обычно весной и летом, максимальные — осенью и зимой (Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990; Савенко, Савенко, 2007). В пресноводных водоемах фосфаты активно потребляются при фотосинтезе фитопланктоном, фитобентосом и высшими водными растениями и в большей степени способны

лимитировать первичную продукцию, поскольку относительно концентраций минерального азота и солей кремнекислоты фосфор часто находится в дефиците.

В то же время наличие фосфора в экосистеме в значительной степени зависит не от процессов внешнего обмена (в частности, ионного стока), а от процессов, проходящих внутри системы. При деструкции органического вещества большая часть фосфора, содержащегося в нём, минерализуется и возвращается в воду, другим важным внутренним источником поступления в воду регенерированных биогенных элементов могут быть донные осадки. В исследованиях регенерации питательных веществ в эстуариях установлено, что концентрации общего азота и фосфора в придонном слое повышаются в летний период при установившемся гидродинамическом равновесии, при этом отношение азот : фосфор уменьшается до $N/P = 11,7$, что способствует вторичной эвтрофикации (Кревш, Кучинскене, 2012).

Помимо утилизации в процессе фотосинтеза, минеральный фосфор в пресной воде подвержен сорбции взвесью. Но по мере роста солёности поверхностных вод в эстуариях сорбция фосфора взвесью резко снижается: в среднем с 80 до 20 % при росте солёности от 0,3 до 17,5 ‰ и с 90 до 40 % при росте солёности с 9,3 до 17,9 ‰ (Поповичев, Егоров, 2003).

1.2. Продукционно-деструкционные процессы в эстуариях

В водных экосистемах в результате продукционно-деструкционных процессов синтезируется либо разлагается органическое вещество, выделяется либо потребляется кислород, обеспечиваются пищевые потребности живых организмов. Деструкцию и минерализацию органического вещества осуществляют бактерии, зоопланктон, бентос, рыбы в процессе их катаболизма, а первичную продукцию создают растения (фитопланктон, макрофиты, фитобентос) в процессе фотосинтеза. Знак продукционно-деструкционного баланса зависит от того, какие процессы преобладают в экосистеме на конкретном участке эстуария – синтез или разложение органического вещества. Поскольку в реальных эстуариях можно встретить преобладание и того, и другого

процессов, сложившиеся в попытках объяснить с разных позиций феномен высокой продуктивности эстуариев представления об их продукционно-деструкционном балансе весьма противоречивы.

С одной стороны, результаты исследований переноса веществ, растворённых и взвешенных в речных водах, показывают, что эстуарии представляют собой высокоэффективный многоуровневый фильтр, задерживающий до 95 % примесей речного стока (Лисицын, 1994). В верхней части эстуария (при солёности менее 8 ‰) преобладают процессы физической и химической фильтрации, сопровождающиеся коагуляцией и флокуляцией, что уменьшает прозрачность воды (это неблагоприятно для фотосинтеза). Ниже по течению, по мере осаждения взвешенных веществ и повышения прозрачности воды, продуцирование органического вещества активизируется и происходит утилизация растворённых биогенных веществ, что интерпретируется как работа биологического фильтра. Получается, что эстуарии контролируют и ограничивают поступление терригенных химических элементов в Мировой океан, что позволяет характеризовать их как «планетарный маргинальный фильтр». Касательно биопродуктивности в рамках концепции маргинального фильтра указывается на практически полную утилизацию в эстуариях биогенного стока рек, отмечается даже встречный поток биогенных элементов из океана (через клин солёных вод), также поглощаемый эстуарным фильтром. Таким образом, с позиции концепции маргинального фильтра высокая биопродуктивность эстуариев объясняется высокой эффективностью утилизации биогенного речного стока, которая обеспечивается предварительной очисткой речных вод от взвеси (Лисицын, 1994).

С другой стороны, из многочисленных наблюдений известно, что в эстуариях происходит активная деструкция, обеспечивающая рециклинг биогенных элементов, особенно в послевегетационный период. Высвобождающиеся при этом биогенные элементы поддерживают высокий уровень первичной продукции как в самих эстуариях, так и за их пределами (Налетова, Сапожников, 1993; Лапин, 2014). Таким образом, эстуарии являются

источником, «фабрикой биогенов». С позиции концепции «фабрики биогенов» условия эстуариев благоприятны именно для деструкции органического вещества, поскольку влекомая рекой органическая взвесь аккумулируется в области замедления течения в нижней части речного русла, и именно рециклинг обеспечивает высокую биопродуктивность эстуариев. «Новая» продукция за счёт утилизации терригенных биогенных веществ в рамках этого подхода рассматривается как фоновая, свойственная реке, к которой в эстуарии добавляется продукция рециклинга «собственного производства», сопоставимая с «новой» или даже превосходящая её.

Различные взгляды на соотношение продукции и деструкции органики в эстуариях отчасти противоречат друг другу, поскольку исследователи обычно уделяют внимание лишь какой-то одной стороне процесса и никто не рассматривает его во всей в полноте. В ходе данного исследования были использованы разные концептуальные подходы с целью достичь наиболее полного понимания всего комплекса продукционно-деструкционных процессов в эстуариях.

1.3. Методы определения продукции и деструкции в водоёмах

Первичная продукция является одной из основных характеристик экосистем, сведения о ней широко востребованы, так как используются при характеристике биологической продуктивности водоемов, в частности в классификации водоёмов по степени трофности. Выше, во Введении, было дано краткое определение первичной продукции, здесь целесообразно дать его более развёрнуто.

Первичная продукция – результат жизнедеятельности автотрофных организмов, итог процесса фотосинтеза, в ходе которого органическое вещество синтезируется из минеральных компонентов окружающей среды. Скорость новообразования органического вещества является мерой первичной продукции (Винберг, 1960; Бульон, 1983, 1993).

Деструкция или разложение органического вещества в водной среде осуществляется за счет деятельности всего сообщества консументов (зообентос, зоопланктон, простейшие, микроорганизмы). Основная роль в окислении органического вещества принадлежит бактериопланктону (Заварзин, Колотилова, 2001). Интенсивность деструкции зависит от ряда факторов: температуры, кислородного режима, количества и качественного состава разлагающегося вещества. Главными факторами, определяющими активность микробных сообществ, являются гидрологический режим и доступность органического вещества (Вон, 1991).

Продуктивность акватории и баланс продукционно-деструкционных процессов оцениваются с большей или меньшей степенью точности и достоверности самыми разными способами и по разным показателям. Для понимания причин сложившегося большого разнообразия методик рассмотрим сначала методы прямого определения, хотя в работе они использованы не были.

При прямом определении продукции выполняется инкубация пробы в лабораторных условиях и измеряется либо количество новообразованного вещества, либо количество образовавшегося при реакции синтеза кислорода (Методические вопросы изучения ..., 1993). Инкубационные методы разделяются на несколько изотопных (использующих изотопы C^{14} и C^{13} для определения чистой продукции углерода и O^{18} для определения валовой продукции кислорода и чистой продукции сообщества), метод относительной переменной флуоресценции (которым определяется валовая продукция кислорода, пропорциональная продукции органического вещества) и скляночный кислородный метод Винклера (которым определяется валовая продукция кислорода и чистая продукция сообщества).

Исторически первым был разработан скляночный метод, кислородная модификация которого была впервые применена в 1927 г. (Gaarder, Gran, 1927). В дальнейшем методика была формализована и внедрена в практику Г.Г. Винбергом (1934). Метод основан на сравнении изменений концентрации кислорода в двух склянках, в одной из которых (светлой) происходит фотосинтез, а в другой

(тёмной) его нет. Величину валовой первичной продукции за время экспозиции оценивают по разности содержания кислорода в светлой и темной склянках в конце экспозиции, а величину деструкции – по уменьшению содержания растворенного кислорода в тёмной склянке. Кислородный метод имеет ряд явных недостатков: значительный расход времени на экспозицию в полевых условиях, трудоёмкость, низкая точность в связи с отсутствием устойчивой корреляции между газообменом и ростом биомассы (Иванова и др., 2007). Тем не менее благодаря простой технике определений он довольно широко используется и в настоящее время.

Радиоизотопные методы оценки величины первичной продукции основаны на измерении изменения содержания элемента (углерода, азота) в растительной клетке в процессе фотосинтеза. Для этого в пробу воды вносят изотоп углерода ^{14}C в виде карбоната или гидрокарбоната натрия с известной радиоактивностью, и после непродолжительной экспозиции склянки воду отфильтровывают через мембранный фильтр и определяют на фильтре радиоактивность клеток фитопланктона. Радиоуглеродная модификация скляночного метода была впервые применена Стиман-Нильсеном (Stemann-Nielsen, 1952) и позднее многократно совершенствовалась (Сорокин, 1959; Goldman, 1960; Saunders et al., 1962; и др.). Недостатки этого метода связаны с применением фильтрации проб воды, в ходе которой часть клеток разрушается, что ведёт к недоучёту первичной продукции, а также с неучетом внеклеточной продукции, которая может достигать 50 % от общей продукции взвешенного живого органического вещества (Бульон, 1983, 1993, 1997). Несмотря на эти недостатки, радиоуглеродный метод в настоящее время является основным методом определения величины первичной продукции, в том числе в эстуарных экосистемах разных типов. Так, в 1976–1978 гг. этим методом была измерена первичная продукция микрофитобентоса в эстуарии Эмс-Доллард, которая была оценена в диапазоне 50–250 гС/м²год (Colijn, Jonge, 1984).

Другие методы прямого определения первичной продукции, такие как метод баланса изотопов кислорода в атмосфере и океане ($\text{O}^{17}/\text{O}^{16}$ и $\text{O}^{18}/\text{O}^{16}$) и

метод относительной переменной флуоресценции, менее распространены, при этом также имеют свои недостатки. Практика показывает, что общим недостатком всех методов прямого определения является недостаточная точность (Методические вопросы изучения..., 1993). Американскими учеными был сделан обзор более 1000 работ по оценке годовой первичной продукции фитопланктона инкубационными методами в эстуарных зонах, охватывающих около 150 различных экосистем. Среднее значение продукции составило $252 \text{ гС/м}^2\text{год}$, но диапазон оценок оказался очень широким – от 105 (эстуарий Шельды) до $1890 \text{ гС/м}^2\text{год}$ (эстуарий Тамагава), – возможно, вследствие большого количества факторов, влияющих на продуктивность экосистем, но вероятно также и из-за излишней вариативности самих оценок (Cloern et al., 2014).

Поэтому параллельно с развитием методов прямого определения первичной продукции развиваются и косвенные методы её оценки по изменениям сопутствующих фотосинтезу гидрохимических или гидробиологических параметров, в которых продукция не измеряется, а рассчитывается.

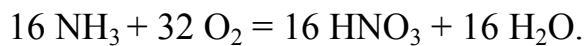
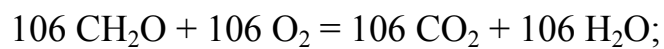
Простые, грубые оценки первичной продукции возможны по концентрации хлорофилла (Ryther, 1956; Kiefer, Cullen, 1991) или углерода в составе органического вещества (Berger et al., 1987) и даже по динамике общей биомассы фитопланктона или планктона в целом. Для более точной оценки учитывается освещённость, при этом расчётная продукция зависит от количества поглощённого фитопланктоном света с учётом стандартных величин ассимиляционного числа, свойственных разным видам растений (Lee et al., 1996; Behrenfeld et al., 2005; Marra et al., 2007; Демидов, Мошаров, 2013; Kahru et al., 2015). Освещённость обычно тоже рассчитывается по эмпирическим соотношениям между глубиной фотической зоны и прозрачностью воды. Этот подход часто используется в экосистемном моделировании, где независимо от сложности и реалистичности моделей, как правило, оценивается первичная продукция, а иногда также деструкция (см., напр.: Дмитриев и др., 2019).

В отличие от гидробиологии, в гидрохимии используются косвенные оценки продукции и деструкции по балансу биогенных элементов в эстуарных

водах (Налетова и др., 1994; Леонов, Стыгар, 2001; Звалинский и др., 2005, 2008; Важова, Зуенко, 2015б), либо по кажущемуся потреблению кислорода (Libes, 2009). Метод кажущегося потребления кислорода (apparent oxygen utilization — AOU) является более простым и грубым. Кажущееся потребление кислорода — это разница между концентрацией кислорода в состоянии равновесия с атмосферой при температуре и солёности *in situ* и фактической концентрацией кислорода. Знак AOU означает преобладание в точке измерения либо деструкции органического вещества (окислительные реакции, AOU положительное), либо его продуцирования (восстановительные реакции, AOU отрицательное) (Redfield et al., 1963). Простота определения AOU дает возможность получения экспресс-оценок о преобладании продукционных или деструкционных процессов на исследуемой акватории (Ogura, 1970; Richey et al., 1988; Doval, Hansell, 2000; Yamashita, Tanoue, 2008; Колтунов и др., 2009; Тищенко и др., 2005, 2011; Сёмкин и др., 2012б, 2015; Костылева, Мошаров, 2017; Ito et al., 2017; Свищев, 2021). Вместе с тем вполне очевидна приблизительность таких оценок, так как в методе не учитывается свободный газообмен океана с атмосферой или между разными слоями в океане, а также изменения растворимости кислорода в воде при колебаниях температуры и солёности.

Биогенные элементы являются минеральной базой для формирования первичной продукции, поэтому по изменениям концентрации биогенных веществ во времени также можно косвенно оценить первичную продукцию исходя из допущения, что соотношение извлекаемых сообществом фитопланктона биогенных веществ и связываемого в процессе продуцирования углерода существенно не меняется. На основе этого допущения можно рассчитать величину первичной продукции по утилизированному фитопланктоном количеству фосфора, азота или кремния, а на основе данных об их регенерации оценить деструкцию. Такой подход формализован Редфилдом (Redfield et al., 1963) в виде стехиометрических соотношений потребляемых при фотосинтезе элементов. Редфилд систематизировал многочисленные данные измерений и получил относительно стабильные величины отношения утилизируемых морским

фитопланктоном азота и фосфора, а Ричардсом (Richards, 1965) на основе этих данных была предложена стехиометрическая модель органического вещества, согласно которой соотношение между углеродом (в форме углеводов), азотом (в форме аммиака) и фосфором (в виде фосфорной кислоты) при синтезе органического вещества равно $C : N : P = 106 : 16 : 1$, а обобщённый состав органического вещества определён условно как $(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4$. В этой форме процессы разложения, гидролиза и окисления органического вещества в воде, содержащей свободный кислород, записываются следующим образом:



Практика показала, что на большей части акватории Мирового океана при нормальном протекании продукционно-деструкционных процессов (без лимитирования) фосфор и азот действительно извлекаются из морской воды и возвращаются обратно в соответствии с вышеприведёнными стехиометрическими соотношениями (Сапожников, Метревели, 2015).

Примером применения такого подхода (назовём его «дифференциальным») в исследовании продуктивности эстуариев является масштабная работа по оценке продуктивности Обской губы, выполненная во ВНИРО по данным частых натурных съёмок (Лапин, 2011). Отмечено, что в Обской губе максимальная продукция формируется в период открытой воды на этапе высокой водности, а самая продуктивная зона эстуария прилегает к эстуарному фронту со стороны реки, где приливное перемешивание и нагон вод обеспечивают периодическое пополнение запасов биогенных веществ. Величины первичной продукции в Обской губе оценены в $0,56\text{--}0,60 \text{ гС/м}^2\text{сут}$, что вдвое выше, чем в речной части эстуария, где продукция создается почти исключительно за счет зимнего предвегетационного запаса.

Подобный способ оценки первичной продукции применяется и в экосистемном моделировании с использованием балансовых дифференциальных моделей, например для эстуариев – боксовой модели Гордона (Gordon et al., 1996),

учитывающей разбавление речной воды морской водой. Метод заключается в выполнении численных оценок скоростей переноса биогенных элементов в морских прибрежных экосистемах, для чего выполняется расчет водного баланса и бюджета биогенов в каждом боксе, после этого продукция оценивается по остаточным членам балансовых уравнений с использованием стехиометрических соотношений. В целом балансовый метод оценки первичной продукции в текучих водах считается более приемлемым и методологически обоснованным, поскольку при использовании инкубационных методов измерения первичной продукции не учитывается турбулентное перемешивание (Лебедев, 1993).

Недостатком дифференциального подхода является потребность в частых измерениях, так как для создания дифференциальных уравнений баланса биогенных элементов нужно определить их концентрации как минимум дважды, причём в условиях установившегося гидрохимического режима. К тому же использование данных, осреднённых по большим объёмам (боксам), не позволяет локализовать продукционно-деструкционные процессы. Поэтому в довольно многочисленных исследованиях бюджета биогенных элементов, выполненных для эстуариев рек в разных регионах мира с применением дифференциального подхода (Eyre, Balls, 1999; Boonphakdee, Fujiwara, 2008; Süzal et al., 2008; Sarma et al., 2010), пространственно-временные изменения процессов продуцирования и минерализации органического вещества не рассматриваются подробно. Однако результаты этих исследований в целом подтверждают концепцию А.П. Лисицына (1994), согласно которой утилизация большей части биогенного стока рек происходит во внешнем эстуарии.

Ещё одним принципиальным недостатком дифференциального подхода является невозможность отдельной количественной оценки продукции и деструкции. В лучшем случае оценивается разность продукции и деструкции (Boonphakdee, Fujiwara, 2008). Обычно же при исследовании продукционных процессов в эстуариях вклад рециклинга вообще не учитывается, и все выносимые рекой биогенные элементы рассматриваются как терригенные

(Ефимова, Цыцарин, 2002; Лапин, 2011; Statham, 2012), что, разумеется, приводит к занижению оценок продукции.

Другой гидрохимический способ косвенной оценки первичной продукции, применимый только для эстуариев (и использованный в данной работе), основывается на оценке отклонений наблюдаемых концентраций биогенных элементов от их консервативных значений (обусловленных смешением речных и морских вод). Подробно метод расчёта продукции и деструкции изложен ниже в соответствующем разделе. Этот подход применён В.И. Звалинским с соавторами (2005) в исследовании поведения биогенных веществ в эстуарии р. Раздольной, в ходе которого установлено, что в пределах эвфотической зоны они имеют выраженное неконсервативное поведение, что интерпретировано как результат извлечения их из воды фитопланктоном в процессе первичного продуцирования. Отмечено, что при малом расходе реки биомасса фитопланктона относительно невысока, тогда как при большом расходе (паводке) она может быть в несколько раз выше. По результатам этих расчётов эстуарий р. Раздольной охарактеризован как высокопродуктивный с максимальной средней по акватории величиной первичной продукции фитопланктона 2,5–4,0 гС/м²сут.

Резюмируя обзор методов определения первичной продукции и деструкции, отметим, что в настоящее время в исследованиях первичной продукции и деструкции ещё не преодолена проблема недостатка экспериментальных данных и их пространственной и временной разобщенности, что во многих случаях не позволяет понять закономерности формирования первичной продукции и деструкции на акватории. Отчасти причина такой ситуации в том, что, несмотря на разнообразие прямых и косвенных методов определения продукционных характеристик, не существует безупречной методики измерения либо оценки первичной продукции и деструкции в водной среде, что, очевидно, обусловлено сложностью природных экосистем, в особенности таких динамичных, как эстуарии. Поэтому приближенные и даже ориентировочные оценки продуктивности вод и локализации продукционно-деструкционных процессов в эстуарных зонах являются актуальными. Существует практическая потребность в

таких оценках как основа для количественной характеристики водных экосистем и экологического моделирования, что, в частности, необходимо для планирования рациональной рыбохозяйственной деятельности и природоохранных мероприятий. В свою очередь, отсутствие общепринятой методики стимулирует усилия по усовершенствованию традиционных методов и/или созданию практичных и точных новых методов определения величин первичной продукции и деструкции – такая попытка представлена и в данной работе.

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

2.1. Географическое описание исследованных объектов

Исследуемые в работе эстуарии рек относятся к бассейну **Японского моря**, которое расположено в северо-западной части Тихого океана между материковым берегом Евразии, японскими островами и о. Сахалин. По своему физико-географическому положению оно относится к окраинным океаническим морям и отгорожено от смежных бассейнов мелководными барьерами. Особенностью морфологии дна Японского моря является слабо развитый шельф, который тянется вдоль берега полосой от 15 до 70 км на большей части акватории. Один из относительно широких его участков – это зал. Петра Великого на западном побережье моря.

Залив Петра Великого является одним из крупнейших заливов Японского моря. Залив вдается в материк почти на 100 км к северу, площадь его водной поверхности 10 000 км², протяженность береговой черты, включая острова, – 1700 км (Лоция..., 2005). В состав залива входят шесть заливов второго порядка: Посъета, Амурский, Уссурийский, Стрелок, Восток, Находка. Глубины в средней части зал. Петра Великого изменяются от 60 до 120 м, постепенно уменьшаясь по направлению к его берегам. В зал. Петра Великого впадают многочисленные, но в основном мелкие водотоки. Суммарный средний многолетний материковый сток в залив составляет 4,72 км³, варьируя от года к году от 2,12 до 8,17 км³ (Петренко, Мануйлов, 1988). Водная масса зал. Петра Великого обладает сложной структурой, меняющейся по сезонам. Циркуляция вод в заливе складывается из дрейфовых, непериодических и приливно-отливных составляющих, постоянных течений в зал. Петра Великого нет (Яричин, 1980; Лоция..., 1984).

Амурский залив находится в северо-западной части зал. Петра Великого Японского моря. С севера и запада акватория Амурского залива ограничена побережьем материка, с востока – п-овом Муравьева-Амурского и цепью о-вов

Императрицы Евгении. Протяжённость Амурского залива в направлении с юго-запада на северо-восток составляет около 70 км при ширине 10–22 км (в среднем 15 км), площадь залива – 331 миля², т.е. 1136 км² (Лоция..., 2005). Для вод Амурского залива типичны резкие сезонные изменения температуры и солёности, обусловленные муссонным климатом региона (Григорьев, Зуенко, 2005). Особенностью Амурского залива является значительное различие термохалинных и гидрохимических условий между северной (внутренней) и южной (внешней) частями. Прибрежная поверхностная водная масса, характерная для зал. Петра Великого в целом занимает внешнюю часть Амурского залива, а во внутренней его части под влиянием материкового стока, прежде всего стока р. Раздольной, формируется приэстуарная водная масса. Это различие наблюдается во все сезоны года, кроме зимы, причем приэстуарные воды отличаются не только пониженной солёностью, но и повышенной температурой, так как лучше прогреваются благодаря высокой вертикальной устойчивости.

Уссурийский залив занимает северо-восточную часть зал. Петра Великого. С северо-запада он ограничен п-овом Муравьёва-Амурского, о. Русским и островами, лежащими к юго-западу от о. Русского, а с востока — материковым берегом и о. Аскольд. В залив впадает множество мелких рек и ручьёв, в том числе р. Суходол. Суммарный годовой речной сток в Уссурийский залив в среднем едва превышает 1 км³ (Подорванова и др., 1989). Для Уссурийского залива характерны мощные апвеллинги и даунвеллинги в зависимости от направления муссонных ветров (Жабин и др., 1993; Юрасов и др., 2007), а также для теплого периода года наибольшее значение имеют прогрев вод и сгонно-нагонные эффекты (Бирюлин и др., 1970; Лучин и др., 2005).

Бухта Киевка располагается в южной части побережья Приморья в 30 км к востоку от зал. Петра Великого, имеет широтную протяжённость и открыта с южной стороны. Глубины в открытой части бухты — около 20 м; по направлению к вершине бухты до изобаты 10 м они уменьшаются плавно, а затем резко. В бухту впадает р. Киевка, шлейф эстуарных вод которой распространяется обычно вдоль берега на юго-восток, реже – прямо на юг (Зуенко, Рачков, 2003).

Река Раздольная (Суйфун, Suifen) – одна из наиболее крупных рек побережья Японского моря, оказывающая сильное влияние на гидрологический режим Амурского залива. Её исток находится в горах северо-восточного Китая, общая длина – 245 км, площадь водосбора 16 830 км² (из них на территории России 6 820 км²), общее падение русла — 880 м, средний уклон 2,13 ‰ (в пределах Приморского края 0,45 ‰). Диапазон глубин реки (в летнюю межень) — от 0,5 до 5,0 м, скорости течения меняются от весьма незначительных до 1,5 м/с (наибольшие скорости до 3 м/с — на перекатах). Преобладающая ширина реки 100–150 м. Дно русла реки галечное и песчаное. Берега реки преимущественно крутые и обрывистые, высотой от 0,5 до 5,0 м. Температура воды р. Раздольной имеет тенденцию повышения от истока к устью, и летом в нижнем течении приповерхностный слой сильно прогревается, с максимумом в июле-августе до 28–32 °С. Как правило, в летнее время воды р. Раздольной теплее, чем поверхностный слой вод Амурского залива, и значительно теплее вод большинства других рек, впадающих в Амурский залив. В первой половине ноября река обычно замерзает, причем практически одновременно по всей длине.

Водный режим реки характеризуется относительно низким весенним половодьем (из-за слабого снежного покрова в долине) и несколькими летне-осенними дождевыми паводками, обычно от 2 до 8. Среднемноголетний расход воды (по данным гидрометеопоста в с. Тереховка, расположенного в нижнем течении реки) равен 74,6 м³/с (средний объём стока 2,35 км³/год). В течение года водность реки распределена крайне неравномерно: в теплый период с апреля по сентябрь проходит 84 % годового стока; с октября по ноябрь – 13 %, с декабря по март – 3 %, самый маловодный месяц – февраль (0,2 %). Во время летних дождевых паводков среднемноголетний летний расход р. Раздольной возрастает примерно в 20 раз, а во время катастрофических наводнений – в 100 раз и более. Вода р. Раздольной отличается большой мутностью. В августе-сентябре проходит около 50 % годового объема твердого стока, тогда как на зимний период приходится лишь 1,5–2,0 %. В эстуарии уровень мало зависит от водности реки, а в основном определяется сгонно-нагонными явлениями, которые обуславливают

его колебания до 2 м. Приливные явления в эстуарной зоне проявляются в изменениях не только уровня моря и скоростей течений, но и положения солёностного фронта – границы между внешней и внутренней частями эстуария. По наблюдениям О.В. Дударева с соавторами (2005) с помощью красителей этот фронт во время отлива смещается в сторону открытого моря на 2,0–3,5 км. Однако солёностный фронт перемещается и под воздействием ветра: так, зафиксирован факт смещения фронта на 4 км вверх по течению за 2 ч действия юго-восточного ветра силой 15 м/с (Дударев и др., 2005).

При впадении в море р. Раздольная образует широкий, протяженный эстуарий. Внутренний эстуарий начинается ниже с. Раздольного (условно с отметки 22 км от устья вверх по течению, которой может достигать клин солоноватой воды), где отсутствует уклон, поэтому речное течение незначительно, наблюдаются приливы. Толщина верхнего слоя пресных речных вод в пределах внутреннего эстуария, как правило, не превышает 2,5 м, ниже наблюдается галоклин, обычно до самого дна. Глубины во внутреннем эстуарии – 4–5 м, местами до 10 м, что, предположительно, является результатом действия приливных течений (Гомоюнов, 1927). В 5 км от моря русло реки разветвляется, образуя двухрукавную дельту площадью около 7 км², изрезанную сетью небольших протоков. Перед впадением в Амурский залив река образует Тавричанский лиман. Берега лимана окаймлены обширными песчаными осушками. От моря дельта отделена мелководным баром с глубинами 0,5–1,5 м и осыхающими при сгонах банками. Внешний эстуарий р. Раздольной занимает северо-западную часть Амурского залива, обычно к северу от п-ова Песчаного. В зоне внешнего эстуария поверхностный слой занят шлейфом солоноватых вод, а в подповерхностном слое до дна распространяются воды высокой солености, мало отличающиеся от подповерхностных шельфовых вод внешней части Амурского залива. В периоды паводков зона внешнего эстуария расширяется далеко на юг, практически на всё протяжении Амурского залива.

Река Суходол – одна из нескольких небольших горных рек, впадающих в Уссурийский залив в Шкотовском районе Приморского края России. Река берет

начало на восточных склонах г. Туманной (1230 м) — отрога хребта Большой Воробей, течет на юг и затем на запад и впадает в бухту Суходол у с. Речицы. Длина реки 49,7 км, площадь водосбора 617 км², его средняя высота 280 м, общее падение русла 640 м, средний уклон 12,9 ‰, длина внутреннего эстуария — около 2 км, максимальная ширина на приустьевом участке — 100 м, средняя глубина — 1,3 м. Дно русла реки преимущественно галечное. В питании р. Суходол преобладают дождевые воды, на долю подземного питания приходится в среднем около 18 %. За апрель-май проходит 35–40 % годового стока, а в годы с незначительными дождевыми осадками — не более 20–22 %. Паводки наблюдаются в течение всего теплого периода (с апреля по октябрь; в отдельные годы и в первой половине ноября). В многоводные годы проходит до 8 паводков, причем они следуют непрерывно друг за другом. Летне-осенняя межень наблюдается преимущественно в виде кратковременных периодов низкого стока между отдельными паводками. Зимняя межень устойчива. В теплую часть года проходит 95 % годового стока, в том числе в августе-ноябре — 41 %. В отличие от р. Раздольной, летом температура воды в р. Суходол, как правило, ниже температуры морской воды, в том числе проникающей в эстуарий в виде придонного клина, поэтому для эстуария р. Суходол характерен инверсный вертикальный профиль температуры воды.

Река Киевка протекает на юго-востоке Приморского края. Длина реки 105 км, площадь бассейна — 3120 км². Река берёт начало на юго-западных склонах хребта Сихотэ-Алинь, течёт на запад, затем на юго-запад и впадает в бухту Киевка Японского моря в 15 км южнее пос. Преображение. В питании реки преобладают дождевые паводки, на долю подземного питания приходится около 15 %, на снеговое — около 5 %. В нижнем течении реки ширина поймы колеблется от 0,5 до 6,6 км, глубина русла — от 0,4 до 5,0 м, скорость течения 0,4–1,2 м/с. Годовой сток р. Киевка составляет около 1 км³ (Зуенко, Рачков, 2003). Водность реки внутри года распределена неравномерно: в теплую часть (с апреля по ноябрь) проходит до 90–96 % стока, в основном в периоды весеннего паводка (май-июнь), когда протекает в среднем 30 % годового стока, и летнего паводка

(август-сентябрь), когда перемещается в среднем 28 % стока. Зимой сток не превышает 4–10 % от годового. Наиболее многоводной река бывает в периоды с апреля по июнь и в августе-октябре, когда мгновенный расход р. Киевка может достигать $1500 \text{ м}^3/\text{с}$ (такие паводки наблюдаются только во время августовских тайфунов). Наименьший сток наблюдается в январе-феврале (Ресурсы поверхностных вод..., 1977).

В эстуарной зоне реки развита сеть протоков и слепых рукавов. На расстоянии 1,3–1,7 км вверх по течению от восточного приустьевого мыса правый рукав р. Киевка разделен несколькими островами на три основных протоки – западную, среднюю и главную. Главная протока (место отбора проб для данного исследования) имеет ширину до 250 м, глубину до 5 м.

Относительно небольшие величины приливов в эстуариях всех трёх исследованных рек позволяют отнести их к микроприливному эстуарию, которые отличаются хорошо выраженной стратификацией вод эстуарными фронтами. Поэтому в эстуариях всех трёх рек формируются зоны со специфическим гидрохимическим режимом:

- зона внутреннего эстуария, где пресные и солоноватые (0–5 ‰) воды занимают поверхностный слой, а придонный слой занят солоноватыми водами (5–30 ‰);

- зона внешнего эстуария, где солоноватые воды (5–30 ‰) занимают поверхностный слой (3–5 м) и распространяются в виде шлейфа, солёность в котором увеличивается по мере удаления от устья, а подповерхностный слой занят солёной морской водой (больше 32 ‰);

- приэстуарная зона – пограничная область за пределами шлейфа с пониженной солёностью (30–32 ‰) в поверхностном слое толщиной 10–15 м.

Три исследованные реки находятся в одной природной зоне, но сильно различаются по своим размерам и гидрологическому режиму, что предопределяет большие различия процессов, происходящих в их эстуариях. Однако в данном исследовании больше внимания уделялось поиску общих закономерностей продукционно-деструкционных процессов, нежели выявлению их различий

между реками, исходя из предположения, что фундаментальные закономерности продукционно-деструкционных процессов являются универсальными для эстуариев вообще.

2.2. Сроки и объем наблюдений

Материалом для работы послужили данные, полученные в 2010–2020 гг. при проведении гидролого-гидрохимических съемок эстуарных зон рек Раздольная (2010–2013 гг.), Суходол (2010–2013 гг.) и Киевка (2020 г.) (рис. 2, 3). В основу работы положены результаты, полученные автором лично в ходе 14 съемок в эстуариях рек Раздольная (30 августа 2010 г., 30 июня 2011 г., 22 мая, 31 октября 2012 г., 10 сентября 2013 г.), Суходол (4–5 августа 2010 г., 5 июля, 25 августа 2011 г., 25 апреля, 8 августа, 4 сентября, 25 октября, 25 декабря 2012 г.) и Киевка (13 мая 2020 г.), с последующим анализом собранных проб в гидрохимической лаборатории.

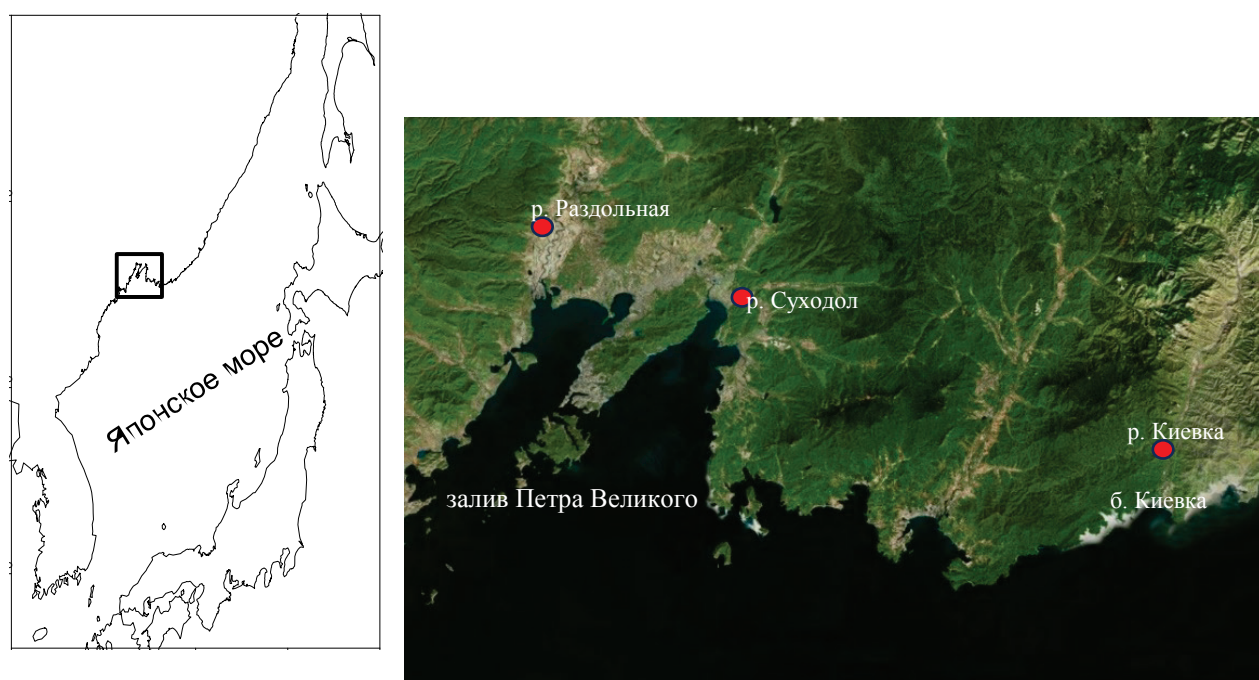


Рисунок 2 – Карта-схема района исследований

В ходе всех съёмок на всех станциях выполняли измерения температуры и солёности воды от поверхности до дна с дискретностью 0,5 м, а также определение прозрачности воды по диску Секки. На большей части станций в

эстуариях рек Раздольная и Суходол и на всех станциях в эстуарии р. Киевка с поверхности и из придонного слоя были отобраны пробы воды для лабораторного гидрохимического анализа с определением концентрации биогенных элементов и содержания растворенного кислорода (табл. 1).

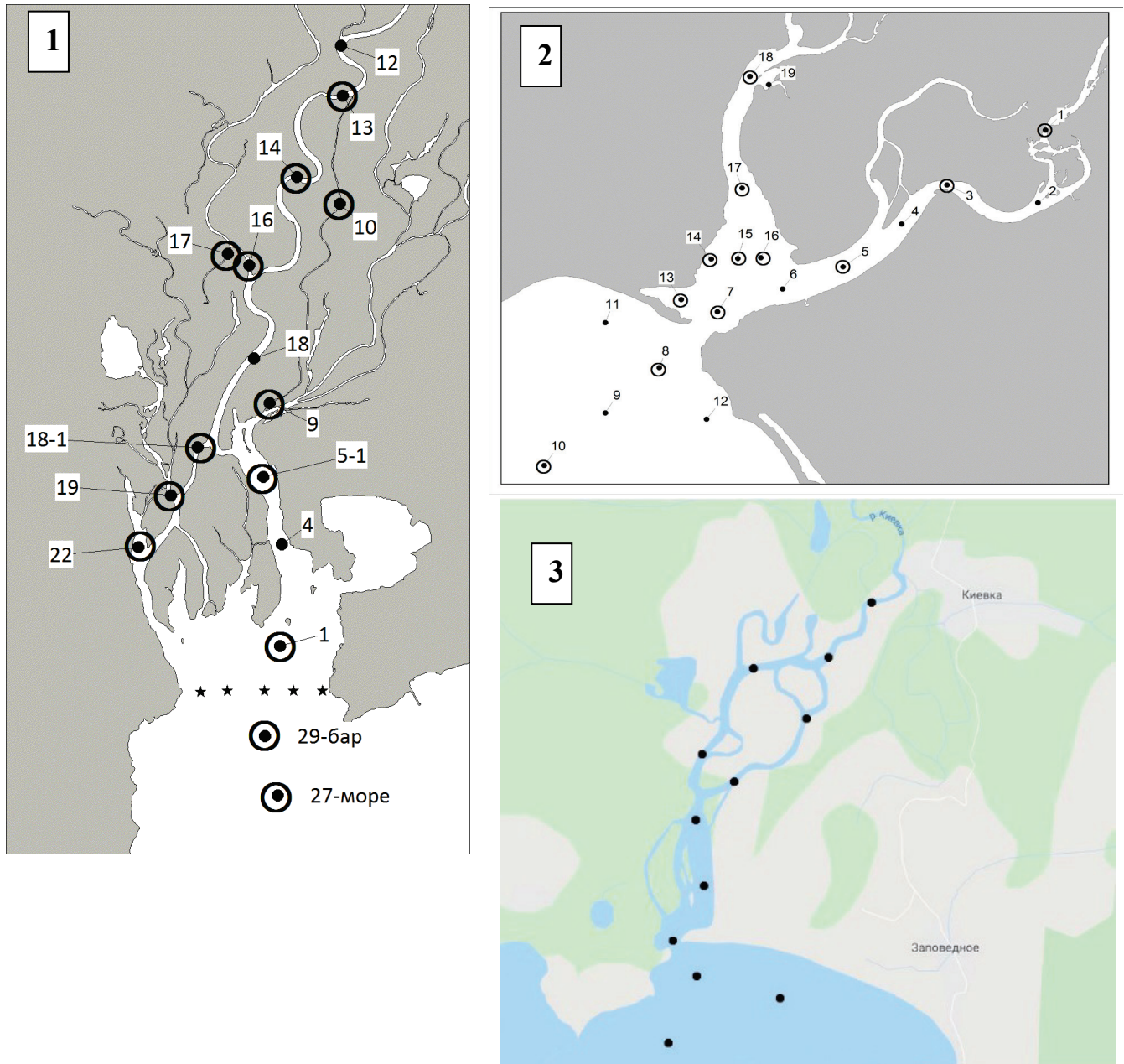


Рисунок 3 – Типичные схемы станций в эстуариях рек Раздольной (1), Суходол (2) и Киевка (3). Точками обозначены гидрологические станции, кружками (1 и 2) – станции отбора проб, звездочками (1) – речной бар

Для рек Раздольная и Суходол съемки в разные годы характеризовали разные фазы водного режима рек: зимнюю межень (декабрь), летний паводок

(июль-август) и переходные фазы. Съёмка в эстуарии р. Киевка выполнена в переходную фазу после весеннего паводка. Данные о расходах исследованных рек получены из научной литературы (Савельева и др., 2005; Budaeva et al., 2013) и из архива автоматизированной информационной системы государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО) (табл. 2). Это данные о расходе, измеренном на гидрологических постах, находящихся выше эстуариев, иногда на большом удалении, т.е. они могут характеризовать лишь порядок величин расходов, но не реальные расходы в эстуариях во время съёмки. Поэтому результаты расчётов с использованием этих данных могут рассматриваться только как приблизительные оценки.

Таблица 1 – Количество гидрологических и гидрохимических измерений в бассейнах исследованных рек

Год	Число станций	Число определений			
		Температура	Соленость	Кислород	Фосфаты
<i>Раздольная</i>					
2010	33	108	108	16	16
2011	31	64	64	24	24
2012	43	106	106	38	38
2013	13	28	28	18	18
Итого	120	306	306	96	96
<i>Суходол</i>					
2010	29	50	50	20	20
2011	83	83	83	30	30
2012	72	72	72	49	49
Итого	184	205	205	99	99
<i>Киевка</i>					
2020	11	22	22	11	22

Таблица 2 – Данные о расходе рек во время съёмки, м³/с

Эстуарий, дата	Расход
<i>Раздольная</i>	
30 августа 2010	50,4
30 июня 2011	113
22 мая 2011	614
31 октября 2012	435
10 сентября 2013	122

Эстуарий, дата	Расход
<i>Суходол</i>	
4–5 августа 2010	7,67
5 июля 2011	3,11
25 августа 2011	6,2
25 апреля 2012	71,6
8 августа 2012	5,1
4 сентября 2012	43,7
25 октября 2012	35,8
25 декабря 2012	4,91
<i>Киевка</i>	
13 мая 2020	22,7

2.3. Методика сбора и обработки проб воды

Температуру и соленость измеряли океанологическим зондом YSI-6600V2 (2010–2013 гг.) и ASTD-102 Rinko (2020 г.) с интервалом по глубине 0,5 м, прозрачность – диском Секки, пробы для лабораторных определений концентраций биогенных элементов отбирали на поверхности и у дна (при глубине более 1 м) при помощи батометра Нискина. Лабораторные гидрохимические определения выполнены по стандартным методикам, рекомендованным для исследований рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана (Руководство..., 2003). Спектрофотометрические определения проводили на спектрофотометре Shimadzu UV-1800 (Япония). В соответствии с мировыми стандартами результаты измерений концентраций биогенных элементов приводятся в микромолях на литр (мкМ/л), содержания растворенного кислорода – в миллилитрах на литр (мл/л).

Содержание растворенного в воде *кислорода* определяли йодометрическим методом Винклера с визуальным определением окончания реакции. Метод подразумевает добавление к пробе хлорида марганца и щелочно-йодистого раствора, растворение сформировавшегося осадка 50 %-ной серной кислотой и титрование выделившегося свободного йода тиосульфатом натрия (количество которого эквивалентно количеству кислорода в пробе) с добавлением 1 % раствора

крахмала. Точная концентрация тиосульфата натрия определялась при титровании стандартного раствора йодата калия. Объем стандарта отмерялся калиброванной пипеткой, титрование проводилось с добавлением фиксирующих реактивов.

Кажущееся потребление кислорода (AOU) определяли как разницу между расчетной ($[O_2]_{sat}$) концентрацией кислорода в состоянии равновесия с атмосферой при температуре и солености *in situ* и фактической измеренной концентрацией кислорода ($[O_2]_{in situ}$):

$$AOU = [O_2]_{sat} - [O_2]_{in situ} \quad (1)$$

где ($[O_2]_{sat}$) – концентрация кислорода, соответствующая 100 %-ному насыщению воды кислородом и рассчитываемая для известных значений солености и температуры *in situ* по следующей эмпирической формуле (Weiss, 1970):

$$[O_2]_{sat} = e^{a+b}, \quad (2)$$

где $a = -173,4292 + 249,6339/x + 143,3483 \cdot \ln(x) - 21,8492x$;

$$b = S_{in situ} (-0,033096 + 0,014259x - 0,0017x^2);$$

$$x = (T_{in situ} + 273,16)/100; T_{in situ} - \text{температура, } ^\circ\text{C}; S_{in situ} - \text{соленость, } \text{‰}.$$

AOU обычно выражается в микромолях на килограмм (мкМ/кг) или в миллилитрах на литр (мл/л). Расчет AOU предполагает, что все поверхностные водные массы перед погружением на глубину находятся в равновесии с атмосферой (имеют 100 %-ную степень насыщения кислородом), парциальное давление O_2 атмосферы не изменяется с того времени, как водная масса последний раз была на поверхности, также не изменяются адиабатическая температура и соленость *in situ*. Если AOU больше нуля, то принято считать, что в водах преобладают деструкционные процессы, если меньше – то продукционные процессы (Libes, 2009).

Концентрацию *фосфора фосфатов* определяли методом Морфи-Райли, основанным на колориметрировании фосфорно-молибденовой гетерополикислоты, восстановленной аскорбиновой кислотой. В работе использовался смешанный реактив, предложенный Сугаварой. Колориметрирование проводили при длине волны $\lambda_{max} = 885$ нм, в качестве

раствора сравнения использована дистиллированная вода (Руководство..., 2003).

Концентрацию фосфора в пробах рассчитывали по формуле:

$$[\text{PO}_4^{3-}] = K \cdot D_{\text{п}}, \quad (3)$$

где $[\text{PO}_4^{3-}]$ – концентрация фосфора в пробе; K – поправочный коэффициент; $D_{\text{п}}$ – оптическая плотность пробы.

Для удобства при рассмотрении физических и химических процессов в эстуариях, характеризующихся большой пространственной изменчивостью параметров среды, отдельно рассмотрены структурные зоны внутреннего и внешнего эстуариев. Обоснование такого районирования представлено выше (Глава 1). Зоны внутреннего и внешнего эстуария различаются вертикальной структурой вод: во внутреннем эстуарии поверхностный слой занят пресной или почти пресной речной водой (солёность не более 0,7 ‰), а у дна (если глубина достаточно большая) находится клин солоноватых вод; во внешнем эстуарии поверхностный слой занят шлейфом солоноватых вод, а придонный слой занимают солёные морские воды.

2.4. Методика расчета продукционно-деструкционного баланса и первичной продукции

Для количественной оценки продукции и деструкции определяли отклонения наблюдаемых концентраций минерального фосфора от их потенциальных концентраций, обусловленных только разбавлением речных вод. В случае консервативного поведения растворённых в речной воде фосфатов изменение концентрации фосфора в эстуарии по направлению градиента солёности должно происходить пропорционально росту солёности, и зависимость концентрации от солёности имеет вид линейной функции. Если же, помимо разбавления речной воды, происходит изъятие либо добавление минерального фосфора в результате биогеохимических преобразований веществ, зависимость его концентрации от солёности оказывается нелинейной. Отклонения наблюдаемых концентраций фосфора от прямой линейной зависимости от солёности указывают на наличие продукционных (при отклонении вниз) либо деструкционных (при отклонениях вверх) процессов. В эстуариях формируются

условия, благоприятные для интенсификации процессов продукции и деструкции, прежде всего условия освещённости, поэтому поведение растворённых в воде фосфатов неконсервативно: эстуарные экосистемы как бы «фильтруют» богатые терригенным фосфором и органическим веществом речные воды.

Этот метод, подробно описанный В.И. Звалинским с соавторами (2005) для случая смешения двух водных масс – пресной (богатой биогенными элементами) и соленой (бедной биогенными веществами), в ходе наших исследований был усовершенствован с целью учёта возможного влияния ещё одного источника питательных веществ, присутствующего в эстуариях: подповерхностных морских вод, занимающих придонный слой эстуария (соленых, богатых биогенными элементами). Фактически линейная зависимость потенциальных концентраций биогенных элементов от солёности удовлетворительно отображает продукционно-деструкционные процессы, происходящие в речных частях эстуариев (внутренних эстуариях), но завышает оценки деструкции в их морских частях (внешних эстуариях). Поэтому в данной работе для внешних эстуариев функции зависимости потенциальных концентраций биогенных элементов от солёности рассчитаны с учётом процентного вклада в состав эстуарной воды, представляющей собой смесь речных и морских вод, трёх исходных водных масс, определённого методом TS-анализа (Мамаев, 1987).

В океанологии при смешении водных масс с различной температурой и солёностью результат смешения анализируется в TS-координатах (на TS-диаграмме). В случае смешения трёх исходных водных масс их ядра, характеризующиеся определенным сочетанием температуры и солёности, на TS-диаграмме изображаются как углы треугольника смешения, а пары температура-солёность, измеренные на станциях внутри зоны смешения, обозначаются точками внутри этого треугольника. Результат полного и равного смешения трех водных масс будет изображаться TS-точкой, лежащей в центре треугольника смешения. Зная положение TS-точки в пределах треугольника смешения, можно определить процентный вклад каждой из исходных водных масс в смеси. В примере, приводимом О.И. Мамаевым (1987), при анализе перемешивания трех водных масс по вертикали (в глубоком море) TS-кривая, укладываемая в пределах треугольника смешения, своим экстремумом указывает

на TS-индекс промежуточной водной массы, а ее концевые ветви – на индексы поверхностной и глубинной водных масс. В эстуариях водные массы смешиваются как по вертикали, так и по горизонтали, поэтому результаты смешения отображаются на TS-диаграмме в виде россыпи точек, соответствующих отдельным измерениям (области рассеивания). Концы этой области направлены в стороны TS-индексов исходных речных и подповерхностных морских вод, а изгиб области рассеивания – в сторону TS-индекса поверхностной морской водной массы, взаимодействующей как с речными, так и с глубинными морскими водами. На рис. 4 показан пример TS-диаграммы рассеивания для эстуария р. Суходол, где в качестве TS-индексов исходных водных масс приняты типичные характеристики речных (P) и подповерхностных шельфовых (Ш) вод, наблюдаемых на крайних речных и морских станциях, находящихся за пределами эстуарной зоны. Значение TS-индекса для поверхностных прибрежных вод (ПП), которые в нетрансформированном виде в пределах съёмки не наблюдались, получены на пересечении касательных к области рассеивания, замыкающих треугольник смешения.

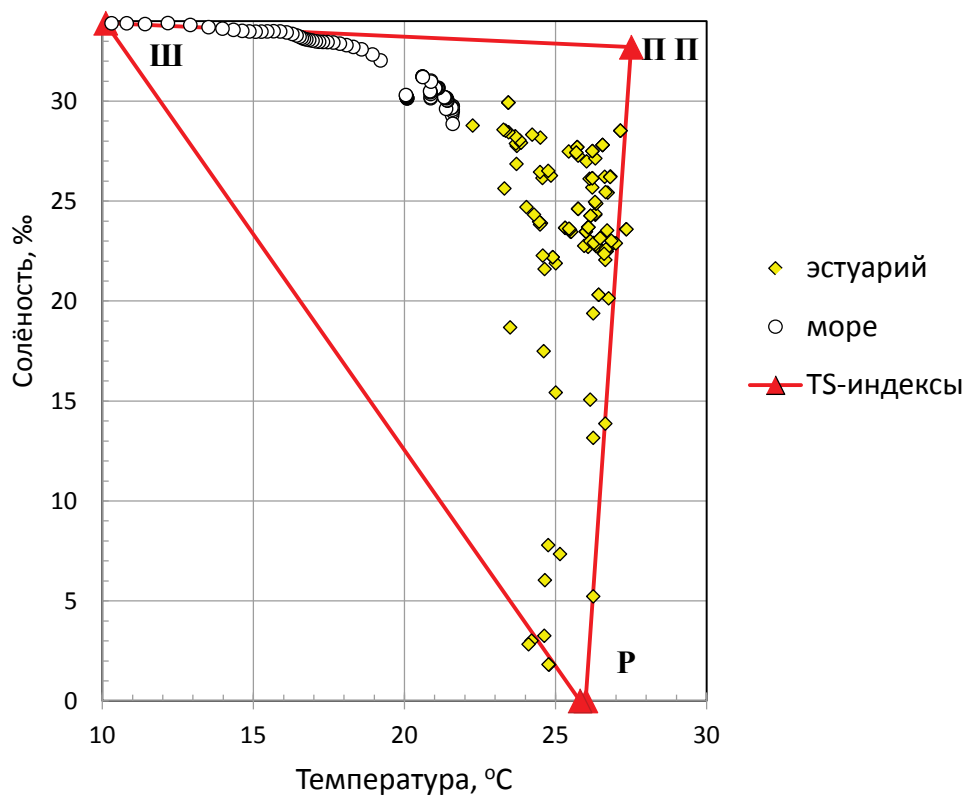


Рисунок 4 – Пример TS-диаграммы рассеивания для эстуария р. Суходол, по которой определялась степень разбавления речных вод (P) морскими на станциях съёмки: ПП – поверхностные прибрежные воды, Ш – подповерхностные шельфовые воды

По треугольникам смешения определен процентный вклад каждой исходной воды в смесь, наблюдаемую на каждой станции, термогалинные характеристики которой лежат в пределах треугольника смешения, в том числе доли, характеризующие вклад речной воды и подповерхностной морской воды, поставляющих биогенные элементы в поверхностный фотический слой эстуария. Количество биогенных элементов, поступивших в эстуарную воду из речной и глубинной морской водных масс, пропорционально их концентрации в исходных водных массах и доле этих водных масс в смеси. Исходя из этих соотношений, легко рассчитать потенциальные концентрации биогенных веществ, обусловленные только смешением речных и морских вод, для любой точки эстуарной зоны.

По разностям концентраций (рассчитанных потенциальных и измеренных реальных) для каждой станции (i) с использованием соотношения Редфилда ($C : P = 106 : 1$), получены значения *урожайности* (b), которая характеризует массу органического вещества, образованную в результате утилизации терригенных биогенных веществ в единичном объёме воды, находящемся в конкретной точке эстуария:

$$b_i = R \cdot (C_{i \text{ potential}} - C_i) \cdot M(C) \quad [\text{гC/м}^3], \quad (4)$$

где b – урожайность, масса органического вещества; C – фактическая концентрация фосфатов; $C_{i \text{ potential}}$ – потенциальная концентрация фосфора; R – соотношение Редфилда; $M(C)$ – молярная масса углерода.

Далее оценен урожай органического вещества, продуцированного в единичном объёме речной воды (Y) к моменту достижения им станции i , с учётом разбавления речной воды в эстуарии. Урожай с 1 м^3 речной воды дает возможность определить динамику утилизации терригенных биогенных элементов речной воды при прохождении эстуария безотносительно степени её диссипации в морской воде. Это позволяет выявить и точно локализовать зоны максимально активной утилизации (либо регенерации) терригенных биогенных элементов вне зависимости от степени разбавления речной воды и, соответственно, от абсолютных величин получаемой при этом продукции.

Приведение оценок урожая органического вещества для разных частей эстуария к изначальному 1 м³ речной воды (путём деления их на долю речной воды в смеси) позволяет сопоставить темпы изменения урожая органического вещества на всём протяжении эстуария:

$$Y_i = b_i / \mu_i \quad [\text{гС/м}^3 \text{ реч. воды}], \quad (5)$$

где Y – урожай органического вещества из 1 м³ речной воды; b – урожайность, масса органического вещества; μ – доля речной воды в смеси (по результатам TS-анализа).

Величина Y по определению может только возрастать вниз по течению реки, поскольку она относится к единичному начальному объёму речной воды. Случаи локального роста концентрации фосфатов в этом объёме вниз по течению, когда формальный расчёт даёт «отрицательную продукцию», интерпретированы как преобладание деструкции. На таких участках урожайность Y обнуляли путём добавления к наблюдаемой концентрации C_i в уравнении (6) величины $C_{i\text{-recycling}}$, обусловленной деструкцией. Свойство монотонности роста урожайности единичного объёма речной воды даёт возможность получить её минимальные оценки для участков преобладания продукции, где обратным процессом можно пренебречь. Аналогично можно получить минимальные оценки деструкции для участков преобладания этого процесса, пренебрегая продукцией на этих участках:

$$\begin{aligned} b_i = 0 &= R \cdot (C_{i\text{ potential}} + C_{i\text{-recycling}} - C_i) \quad [\text{гС/м}^3], \\ d_i &= R \cdot C_{i\text{-recycling}} \quad [\text{гС/м}^3], \end{aligned} \quad (6)$$

где $C_{i\text{-recycling}}$ – количество минерализованного фосфора; R – соотношение Редфилда.

Основным продукционным показателем в данной работе является *первичная продукция эстуария на единицу его протяжённости* (p), которую можно вычислить, зная урожайность речных вод к моменту достижения ими различных станций и расстояние между станциями. Такой расчёт продукции является методически корректным для сравнимых между собой оценок урожая органического вещества на основе терригенных фосфатов, в данном случае – для оценок, приведенных к 1 м³ речной воды:

$$p_i = \frac{Y_i - Y_{i-1}}{L_i - L_{i-1}} \times \mu_{cp} \text{ [гС/м}^3\text{км]}, \quad (7)$$

где $(L_i - L_{i-1})$ – расстояние между станциями; $(Y_i - Y_{i-1})$ – разность урожайности между станциями; μ_{cp} – доля речной воды в смеси.

Полученную оценку продукции эстуария на единицу его протяжённости (p , гС/м³км) можно перевести в размерность продукции в единицу времени (P , гС/м³сут), зная скорость прохождения речной воды через эстуарий. Такая величина обычно используется в качестве показателя *первичной продукции*:

$$P = p \cdot v \quad \text{[гС/м}^3\text{сут]}, \quad (8)$$

где v – скорость речного потока; p – первичная продукция на единицу протяженности эстуария.

В данной работе в ходе выполненных съёмов скорость течения не измерялась, но она может быть оценена приближенно по данным о расходе рек и сечении русла в эстуарии:

$$v = Q / (b \cdot h) \text{ [см/с или км/сут]}, \quad (9)$$

где Q – расход реки; b – ширина русла эстуария; h – толщина слоя речной воды в эстуарии.

По вышеописанной методике оцениваются величины продукции, основанной на утилизации как терригенных фосфатов, принесённых в эстуарий речной водой, так и минерализованного в эстуарии фосфора (фосфаты рециклинга). При этом предполагается, что в зону эстуария органическое вещество поставляется только с речным стоком, в отличие от фосфатов, которые поставляются также с придонными морскими водами (Howarth et al., 2021). Этот поток оценивается при подсчёте потенциальных концентраций и из расчёта продукции речных вод исключён. Однако при таком вычислении не учитывается возможность неоднократного рециклинга за время прохождения речной водой эстуария, из-за чего оценки деструкции и «продукции рециклинга» могут быть завышенными, особенно для мористой периферии эстуария. Завышение оценки продукции рециклинга может происходить также, если часть минерализующегося

в эстуарии органического вещества ранее была синтезирована на основе нетерригенных (подповерхностных морских) фосфатов.

Определение пространственной локализации участков преобладания продукции и деструкции органического вещества в разные сезоны выполнено вручную путём построения графиков изменения величин продукции и деструкции вдоль градиента солёности. Участки активного продуцирования и минерализации оказались пространственно разобщены во всех исследованных эстуариях (Важова, Зуенко, 2015а; Курносова и др., 2022). Эта особенность продукционно-деструкционных процессов позволила разделить, во всяком случае отчасти, оценки продукции и деструкции, что дало возможность в значительной степени избежать методического занижения оценок первичной продукции эстуариев.

ГЛАВА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЛОКАЛИЗАЦИИ ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В ЭСТУАРИЯХ ЯПОНСКОГО МОРЯ

3.1. Пространственные изменения концентраций фосфатов и кажущегося потребления (AOU) растворенного кислорода вдоль градиента солености

Для качественной оценки знака продукционно-деструкционного баланса по утилизации фосфатов рассмотрено распределение солености вдоль осей эстуариев и изменения концентрации фосфатов и кажущегося потребления растворённого кислорода (AOU) вдоль градиента солености.

Изменения солёности в направлении от реки к морю на поверхности эстуариев всех исследованных рек имеют схожий характер (рис. 5–7). Во время весенних паводков речные воды распространяются до самого бара, при этом солёность резко возрастает уже в море. Так, на поверхности эстуария р. Суходол весной солёность резко возрастает в области бара, достигая значений, характерных для морских вод (25 ‰). На поверхности эстуария р. Раздольной можно наблюдать подобный характер распределения, однако область морских вод находится за пределами съёмки и возрастание значений солёности происходит от значений 0–2 до 10–15 ‰. В целом такой характер распределения отражает паводковый режим, когда повышенный речной сток вытесняет эстуарные воды из русла, сокращая площадь эстуария.

В летнюю межень солёность в поверхностном слое эстуариев увеличивается плавно, морская вода может достигать бара (как в эстуарии р. Суходол), а солоноватые эстуарные воды проникают в русло реки не только у дна, но и в поверхностном слое. Так, в р. Суходол солоноватые воды проникали в речное русло на 2–3 км от бара, а значения солёности, характерные для морской воды (25–30 ‰), наблюдались не только у бара, но и географически в речной зоне (за

0,5 км до бара). В р. Раздольной солёность начинала плавно расти от нулевых значений в среднем за 7 км от бара, а область осолонённых (до 10 ‰) вод начиналась за 5 км от бара, достигая значений солёности 15–20 ‰ уже в морской зоне. В осенне-зимний период, несмотря на уменьшение стока, влияние морских вод в эстуариях вновь уменьшается. На поверхности эстуария р. Суходол зона осолонённых вод начинается за 1 км от бара и за ним в море достигает значений, характерных для морских вод (25–30 ‰). На поверхности эстуария р. Раздольной зона распространения осолонённых вод в осенний период начиналась ещё до бара и выходила за бар, а значения солёности, характерные для морской воды, так же как и в весенний период, отмечены за пределами съёмок.

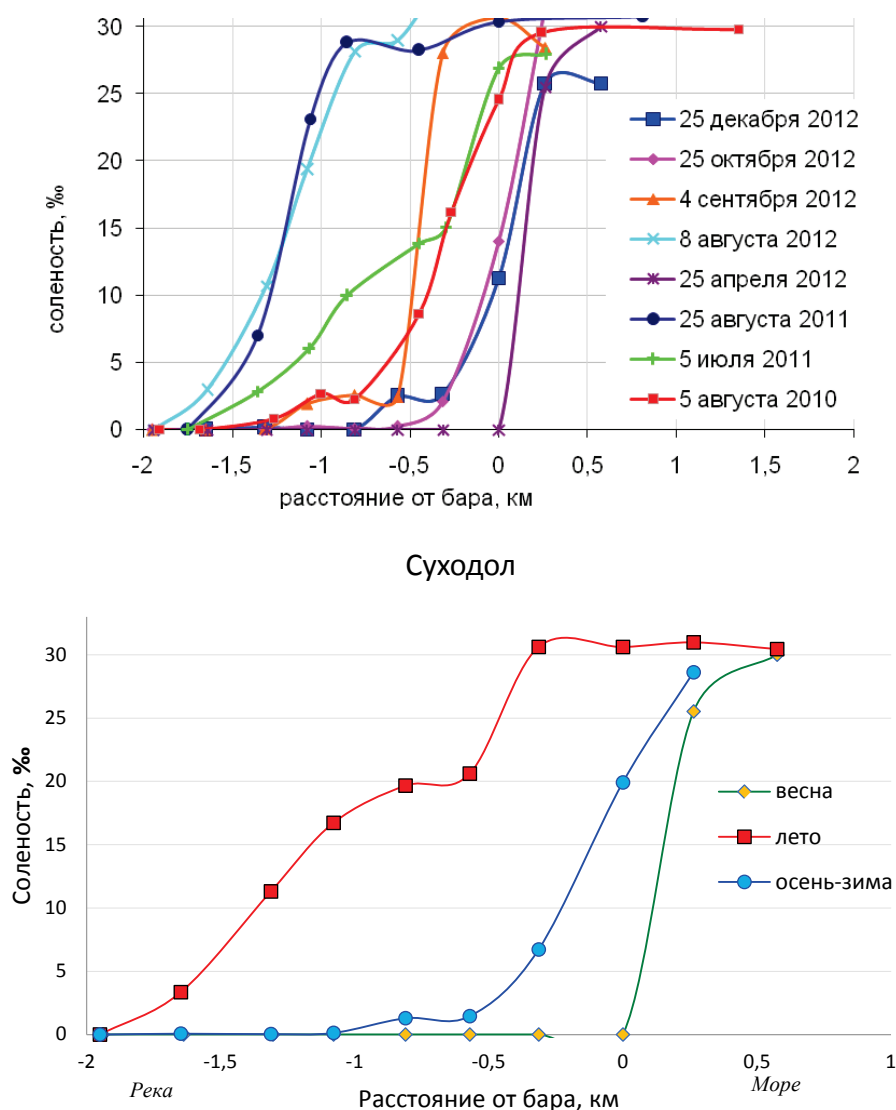


Рисунок 5 – Изменения солёности на поверхности эстуария р. Суходол вдоль главного русла по съёмкам (**вверху**) и в среднем по сезонам (**внизу**)

Киевка

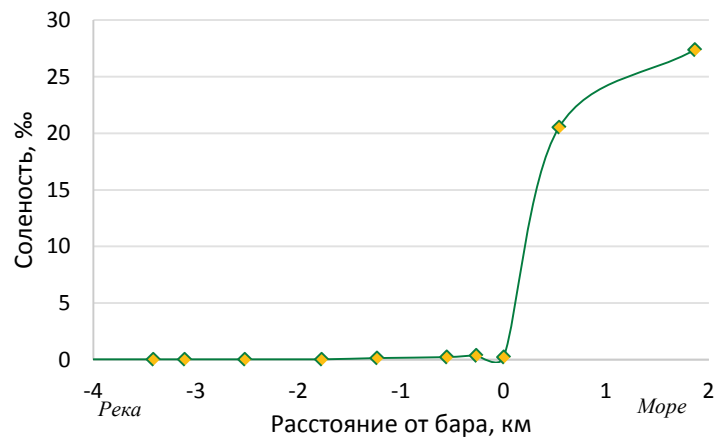
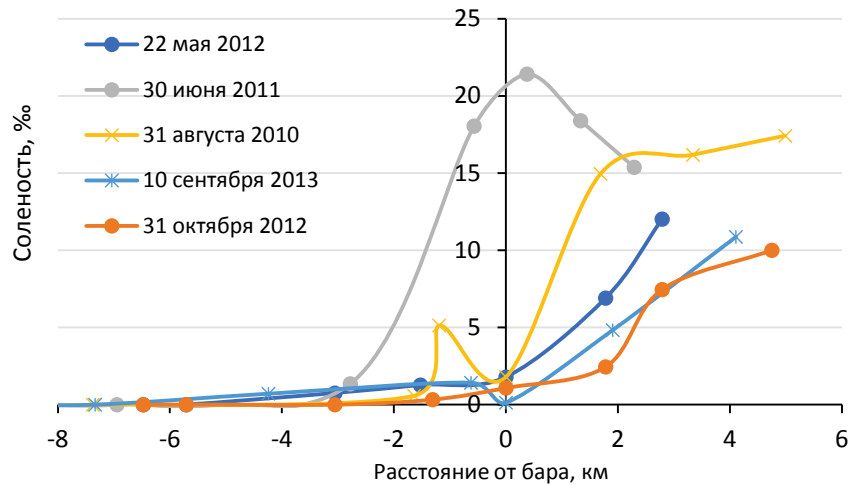


Рисунок 6 – Изменения солености на поверхности эстуария р. Киевка вдоль главного русла



Раздольная

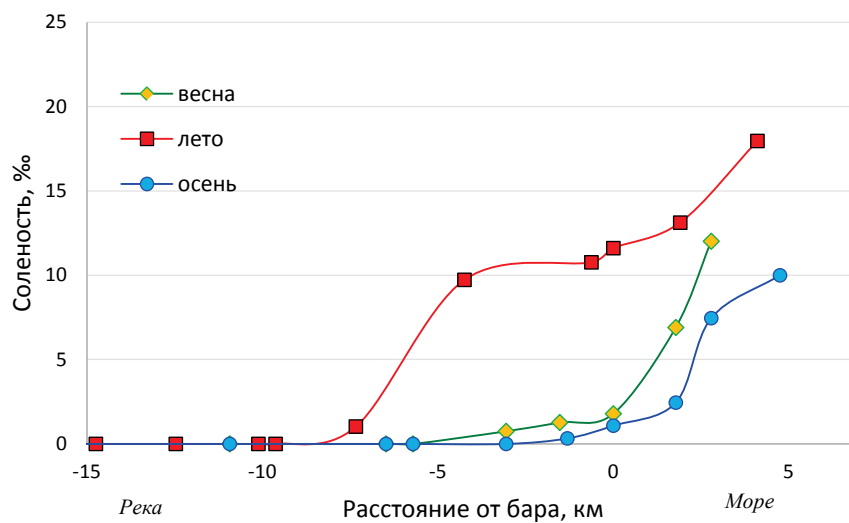


Рисунок 7 – Изменения солености на поверхности эстуария р. Раздольной вдоль главного русла по съёмкам (**вверху**) и в среднем по сезонам (**внизу**)

Перемещения границ внешней и внутренней зон эстуариев в результате сезонных изменений обобщены на схемах среднего по сезонам распределения солёности (рис. 8–10). Данные о распределении солёности осреднены по сезонным группам съёмок со сходными погодными и гидрохимическими условиями (сходство определяли количественно по величине коэффициентов корреляции пространственной изменчивости солёности между съёмками, которые для каждой из выделенных групп съёмок составили 0,55–0,95) без учёта изменений водного стока рек.

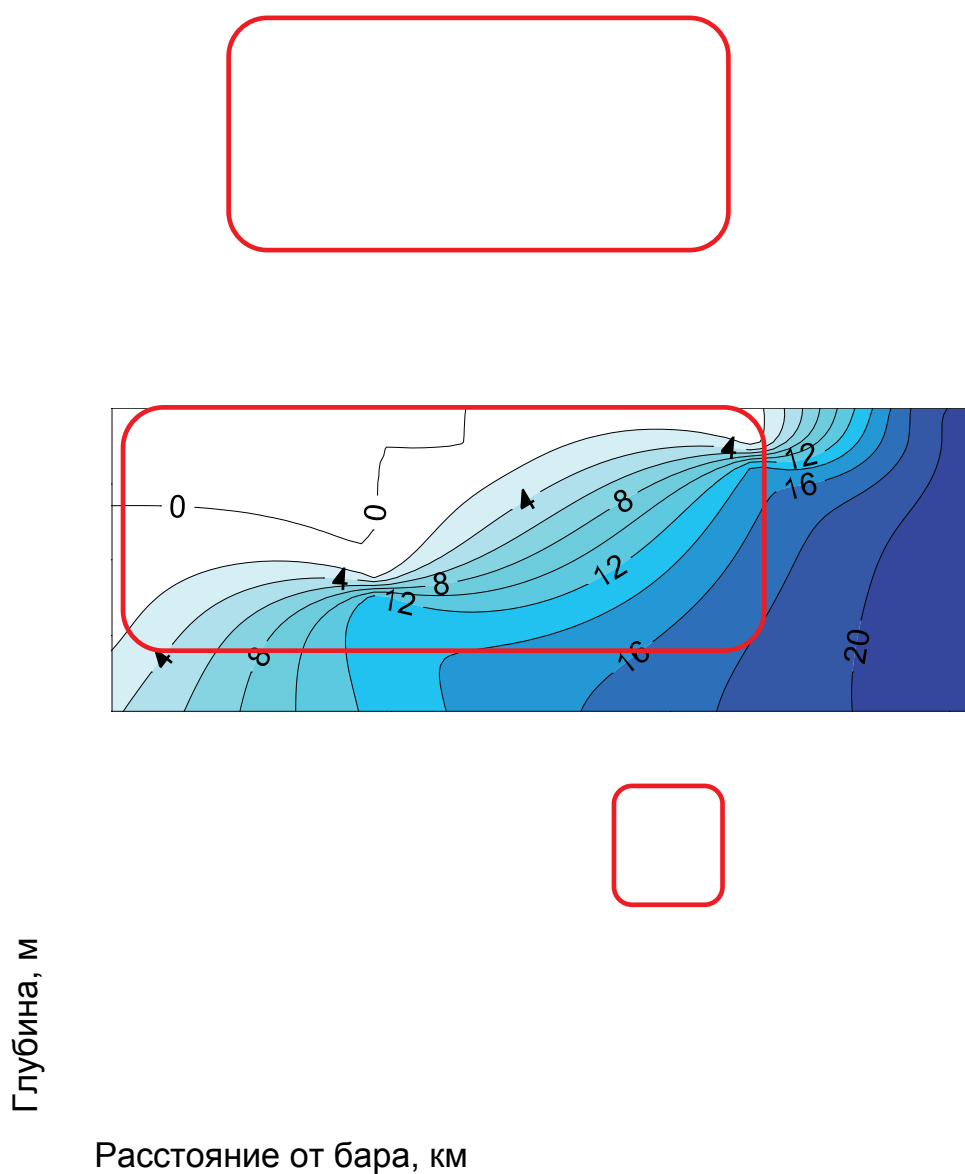


Рисунок 8 – Осредненное по сезонам распределение солёности вдоль эстуария р. Раздольной. Выделена зона внутреннего эстуария

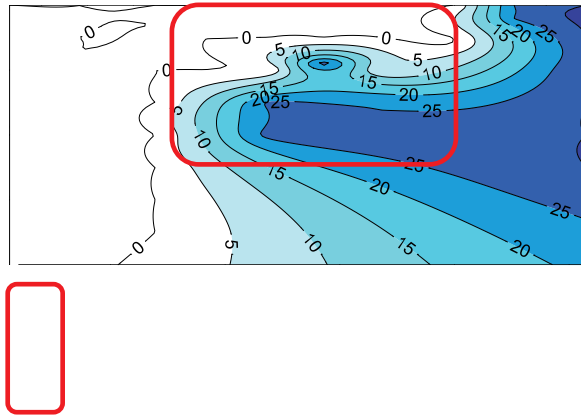


Рисунок 9 – Осредненное по сезонам распределение солености вдоль эстуария р. Суходол. Выделена зона внутреннего эстуария

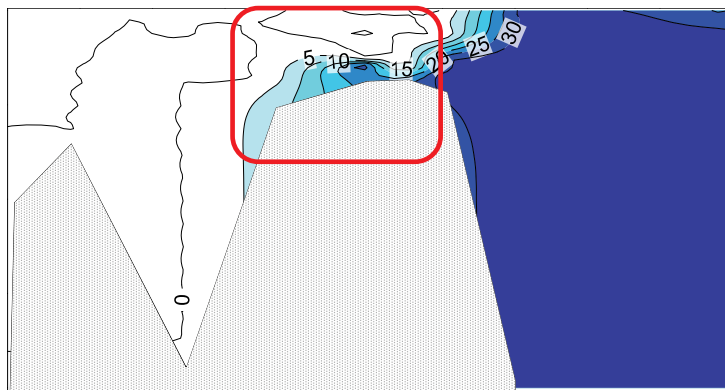


Рисунок 10 – Распределение солености вдоль эстуария р. Киевка в весенний сезон. Выделена зона внутреннего эстуария

В весенний сезон, когда на реках наблюдается паводок, область внутреннего эстуария (с пресными водами в поверхностном слое, подстилающимися

солончатыми водами) занимает большую часть главного русла, отделяясь резким солёностным фронтом от внешнего эстуария, где поверхностный слой занимают солончатые воды, а подповерхностный – морские. Во время паводков область внешнего эстуария р. Раздольной расширяется на значительную часть Амурского залива. В то же время летом в результате повышения уровня моря (в вершине Амурского залива по наблюдениям К.А. Гомоюнова (1927) в среднем на 0,4 м, при нагонах до 1,2 м) зона со структурой вод внешнего эстуария расширяется и в направлении реки, а зона со структурой вод внутреннего эстуария распространяется вверх по руслу (в р. Раздольной – на расстояние свыше 10 км от бара). Смещение границ эстуарных зон от весны к лету вверх по течению и обратное его движение от лета к осени не обнаруживают связи с сезонными изменениями водности рек и, по-видимому, обусловлены сезонными изменениями уровня моря: его повышением летом и понижением зимой. На открытом северо-западном побережье Японского моря средний годовой ход уровня моря составляет около 0,3 м, колебания уровня значительно усиливаются во время сгонов и нагонов, высота которых может превышать 1 м, причём летом преобладают нагоны, а зимой – сгоны (Зуенко, 2008).

Кажущееся потребление кислорода (АОУ) на поверхности эстуариев значительно меняется по сезонам, однако мало различается между внутренней и внешней зонами эстуариев (рис. 11–13). Весной в зоне внутреннего эстуария р. Раздольной отрицательные величины АОУ указывают на преобладание продукционных процессов, а содержание кислорода в водах внешнего эстуария близко к равновесному, со слабыми проявлениями деструкции. В эстуарии р. Суходол знак АОУ при переходе от внутренней части эстуария к внешней сменяется с отрицательного на положительный, но далее во внешнем эстуарии также вновь наблюдается перенасыщение вод кислородом. На всём протяжении эстуария р. Киевка АОУ весной отрицательное. Таким образом, для весны в эстуариях типичны отрицательные значения кажущегося потребления кислорода. Летом значения АОУ сильно меняются от съёмки к съёмке, но в среднем во всём эстуарии р. Суходол и во внешнем эстуарии р. Раздольной по-прежнему

наблюдаются отрицательные значения, а во внутренней эстуарии р. Раздольной – положительные, что указывает на развитие деструкционных процессов. Осенью в эстуариях обеих рек преобладают положительные величины AOU.

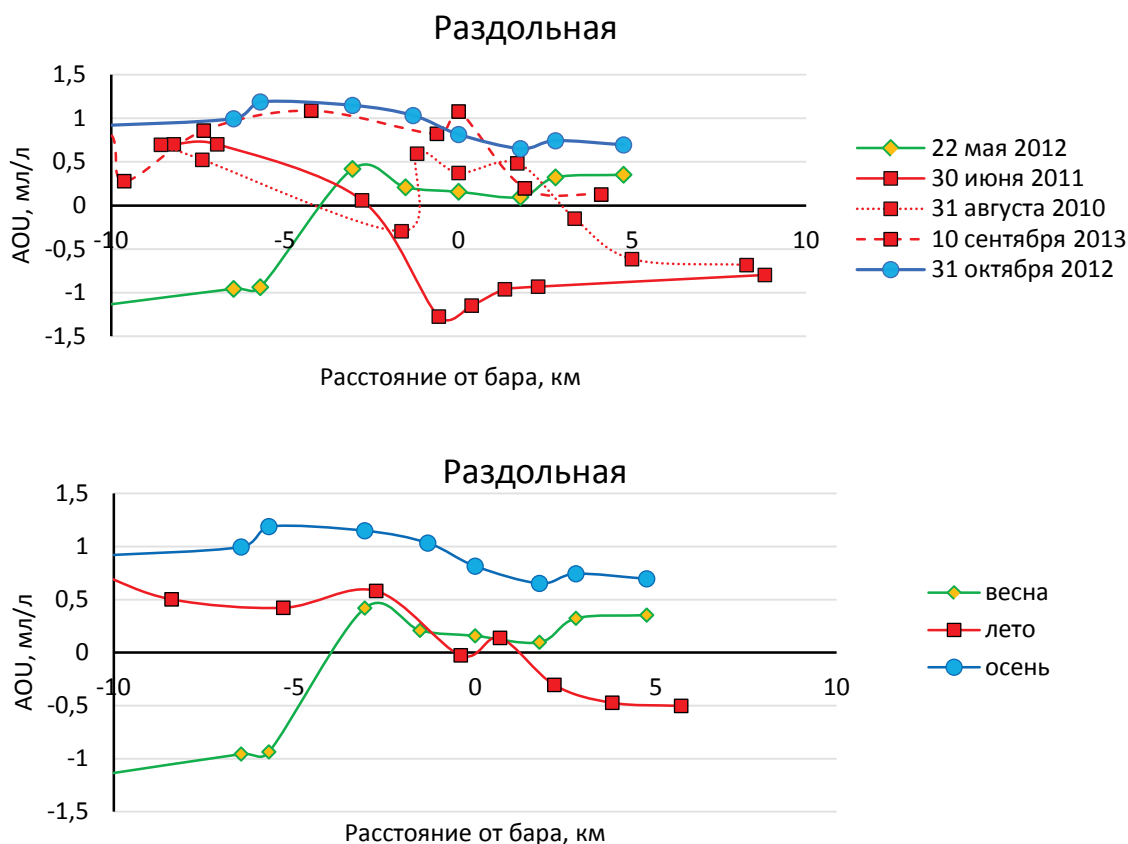


Рисунок 11 – Изменения кажущегося потребления растворенного кислорода вдоль эстуария р. Раздольной по съёмкам (**вверху**) и в среднем по сезонам (**внизу**)

Нельзя не заметить, что преобладающий знак кажущегося потребления кислорода противоположен знаку сезонных изменений температуры воды: отрицательный – в период роста температуры (весной), положительный – в период её понижения (осенью), а летом, когда температура относительно стабильна, наблюдаются разные знаки AOU. Возможно, состояние системы «эстуарий-атмосфера» в переходные сезоны не является равновесным и наряду с продукционно-деструкционными процессами на насыщение воды кислородом влияет и динамика температуры воды, поскольку растворимость кислорода в воде зависит от температуры. Наличие такой вероятности, конечно же, ограничивает применимость AOU для оценки знака продукционно-деструкционного баланса.

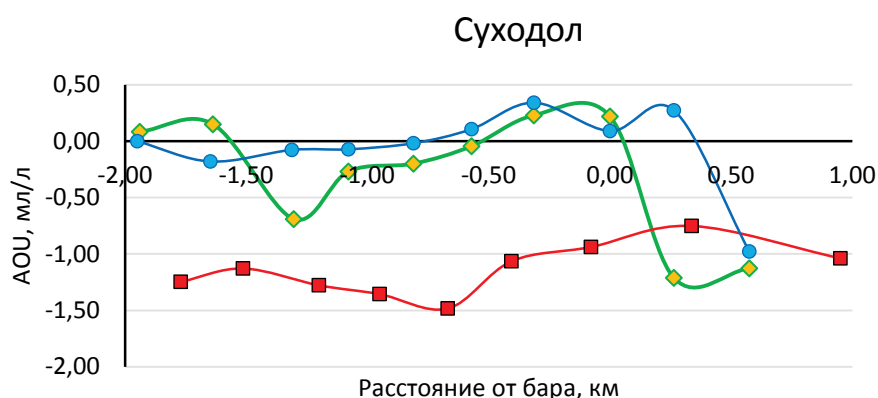
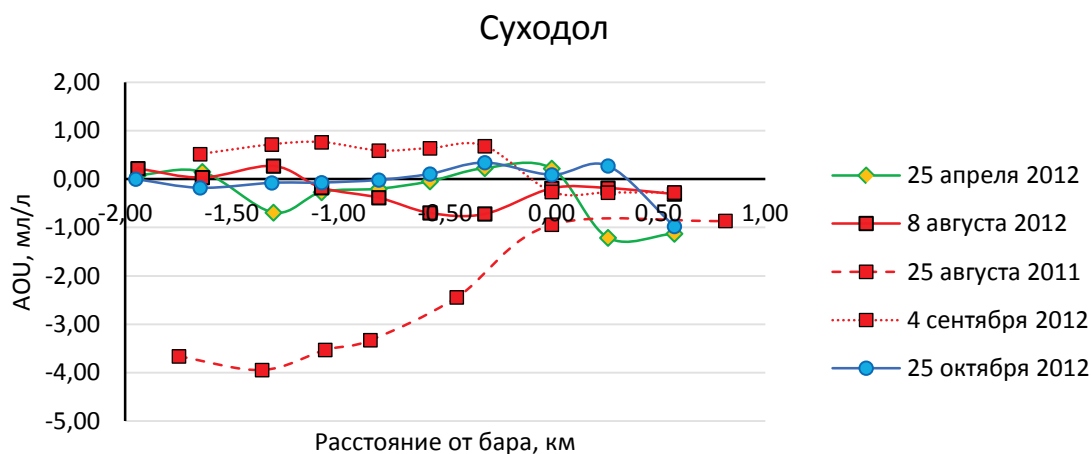


Рисунок 12 – Изменения кажущегося потребления растворенного кислорода вдоль эстуария р. Суходол по съёмкам (**вверху**) и в среднем по сезонам (**внизу**)



Рисунок 13 – Изменения кажущегося потребления растворенного кислорода вдоль эстуария р. Киевка по данным съёмки 13 мая 2020 г.

Напротив, изменения концентрации минерального фосфора (фосфатов) на поверхности эстуариев вдоль градиента солёности имеют схожий характер во всех исследованных эстуариях и не меняются принципиально по сезонам (Vazhova, 2014). Сопоставление графиков изменения концентрации в зависимости от солёности с

линейной зависимостью показывает, что во внутренних эстуариях концентрация минерального фосфора убывает медленнее, чем убывает солёность, или даже растёт (за исключением весенней съёмки в эстуарии р. Суходол), а во внешних эстуариях, наоборот, быстро убывает, что интерпретируется как преобладание деструкционных процессов, высвобождающих минеральный фосфор, во внутренних эстуариях и преобладание продукционных процессов, утилизирующих минеральный фосфор, во внешних эстуариях (рис. 14). Вместе с тем в эстуариях в целом весной преобладают продукционные процессы, а осенью – деструкционные.

Весной фактически во внутренних частях эстуариев рек Раздольная, Суходол и Киевка концентрации фосфора растут вниз по течению (рис. 14), причём очень резко, возрастая на коротком участке нижнего течения рек протяжённостью несколько километров более чем вдвое (соответственно от 1,0 до 2,2 и от 0,2 до 0,4 мкМ/л), что указывает на активные процессы деструкции органического вещества. Во внешних частях обоих эстуариев концентрации фосфора в целом снижаются (от 0,6 до 0,3 и от 0,4 мкМ/л практически до нуля) и постепенно приближаются к потенциальным значениям, что является признаком преобладания продукционных процессов. Однако в обоих эстуариях отмечена ещё одна зона преобладания деструкции, когда фактическая концентрация фосфора вновь немного возрастает относительно потенциальных значений: она находится на внешней периферии эстуариев при солёности 20–25 ‰.

Преобладание продукционных процессов весной указывает на низкое содержание растворённого и взвешенного органического вещества в весенних речных водах. Летом процессы деструкции активизируются во внутреннем эстуарии, что может быть обусловлено как ростом органического загрязнения речных вод, так и формированием внутриэстуарного источника регенерированных биогенных элементов в придонном слое внутреннего эстуария. Однако во внешнем эстуарии по-прежнему преобладают продукционные процессы. Осенью в целом баланс смещается в сторону деструкции, поскольку процессы минерализации органического вещества в эстуарии настолько активизируются, что продукционные процессы лишь компенсируют, причём не всегда полностью, поступление регенерированных питательных солей (Vazhova, 2016).

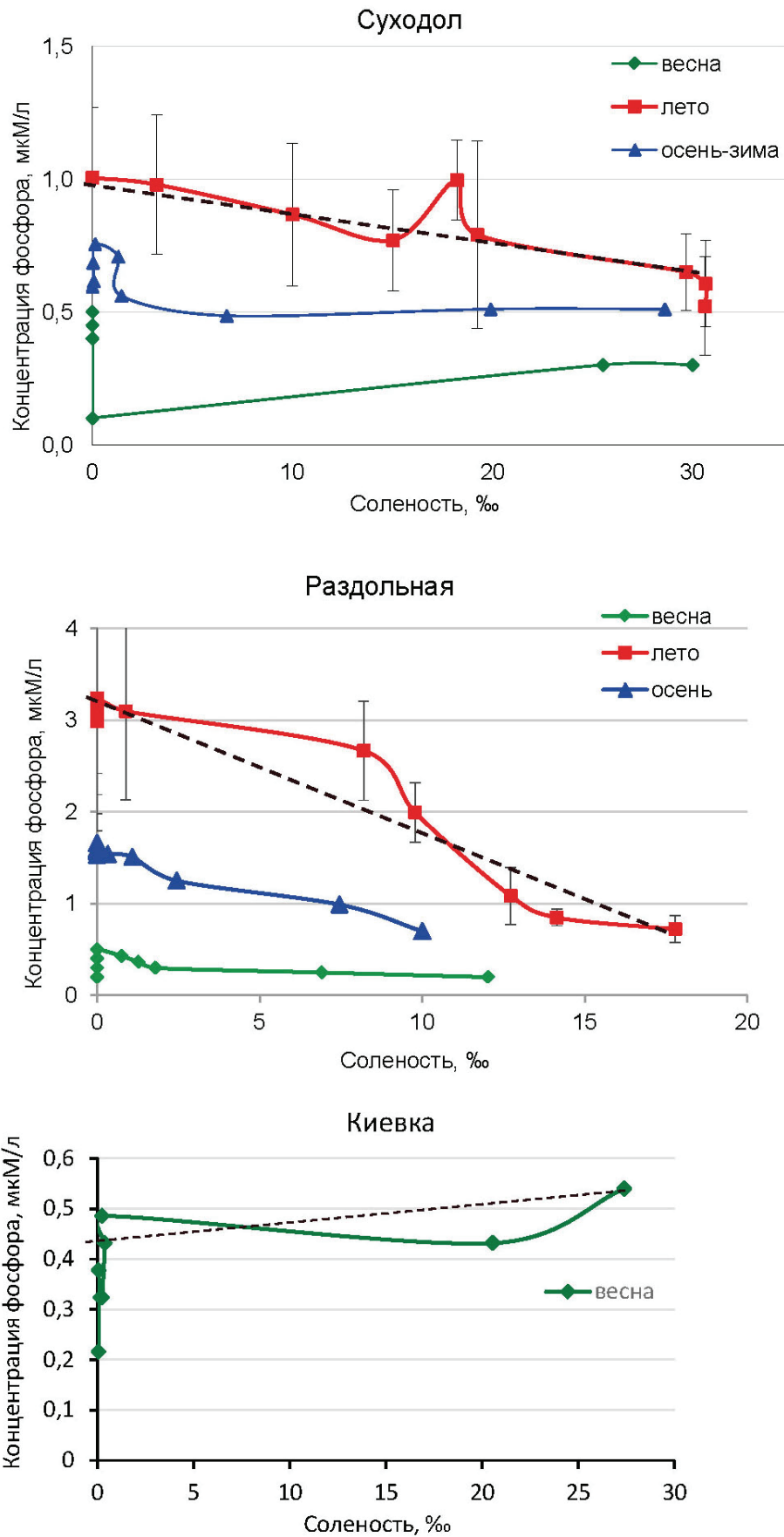


Рисунок 14 – Изменения средних по сезонам концентраций минеральных форм фосфора вдоль градиента солености на поверхности эстуариев рек Суходол, Раздольная и Киевка. Для лета показаны примеры прямых консервативного поведения биогенных элементов (*пунктир*), а также стандартные отклонения осреднения

3.2. Расчёт потенциальных концентраций фосфора

Потенциальная концентрация минеральных форм фосфора в эстуариях, формирующаяся только в результате смешения речных и морских вод, обычно понижается в направлении от реки к морю приблизительно обратно пропорционально росту солёности, поскольку речная вода богата фосфором, а в поверхностных морских водах он отсутствует в результате потребления при фотосинтезе. Однако в исследуемых эстуариях, как, видимо, и в большинстве эстуариев мира, линейность этого процесса искажается влиянием подповерхностных морских вод, которые имеют высокую солёность (как и поверхностные морские воды), но в то же время богаты фосфором. Кроме этого, концентрация фосфатов в речной воде зависит от величины расхода рек (Михайлик и др., 2020). Для более точной оценки потенциальных концентраций фосфора методами TS-анализа рассчитаны вклады богатых фосфором речных и подповерхностных морских вод в эстуарную воду, представляющую собой смесь этих водных масс с поверхностной морской водной массой. Вклад речной воды, естественно, последовательно убывает от реки к морю от 100 % практически до 0 (хотя при проведении съёмок в ходе данного исследования в пределах эстуариев случаев полного отсутствия речной воды в смеси не зафиксировано). Так, летом вклад речных вод на поверхности эстуария р. Суходол резко снижался уже на расстоянии 0,2 км от бара, а в обширном внешнем эстуарии р. Раздольной в 4 км от бара реки вклад речных вод в состав эстуарного шлейфа снижался до 50 %. Вклад подповерхностных морских вод на большей части внутреннего эстуария незначителен, а во внешнем эстуарии возрастает, но в разной степени, в зависимости от условий в прибрежной зоне (рис. 15–17).

Величины потенциальных концентраций фосфора в смеси эстуарных вод зависят также от его концентрации в исходных водных массах. Для речной и подповерхностной водных масс за исходные концентрации принимали значения, измеренные на периферийных станциях съёмки, находящиеся за пределами эстуариев или вблизи их границ, где речные и подповерхностные морские воды были наименее трансформированы (табл. 3). Исходная концентрация фосфора в

ядре поверхностной морской водной массы, которая в чистом виде не наблюдалась на съёмках, принята нулевой.

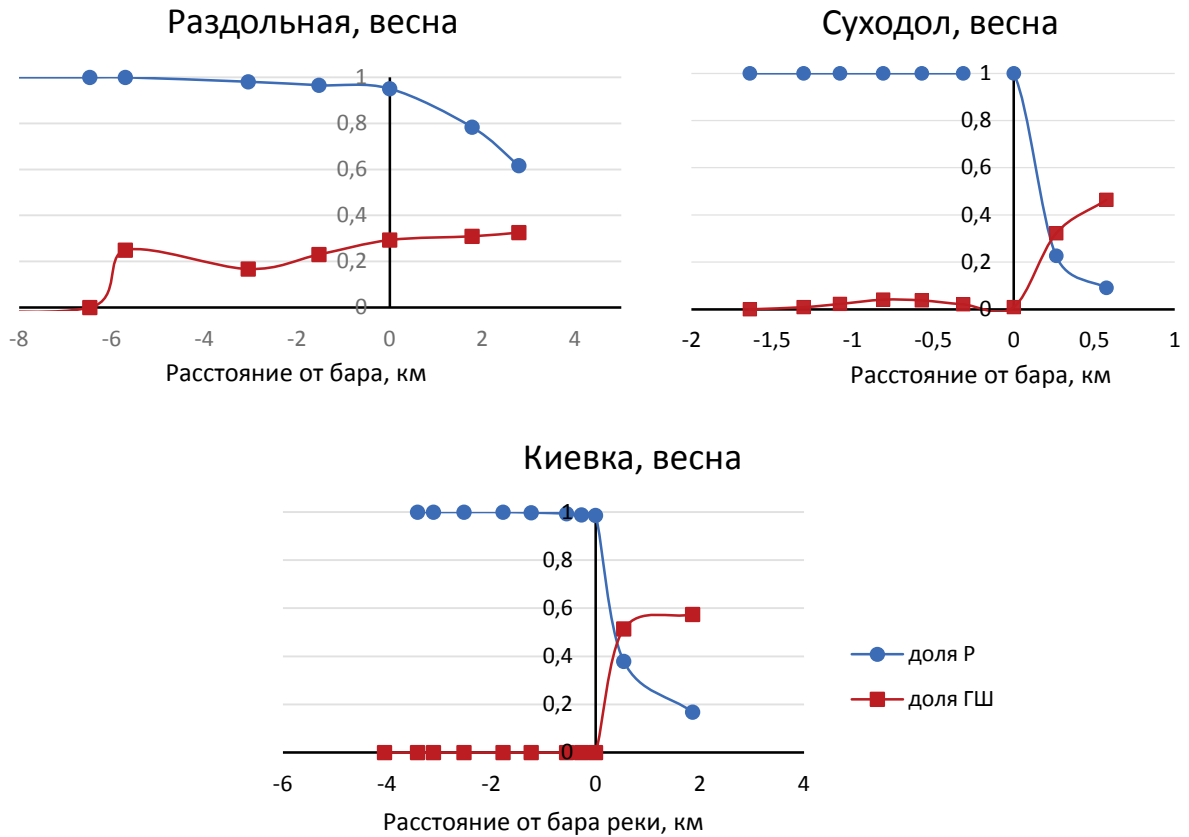


Рисунок 15 – Изменение от реки к морю доли речных (синяя линия) и подповерхностных шельфовых (красная линия) вод в составе эстуарных вод весной

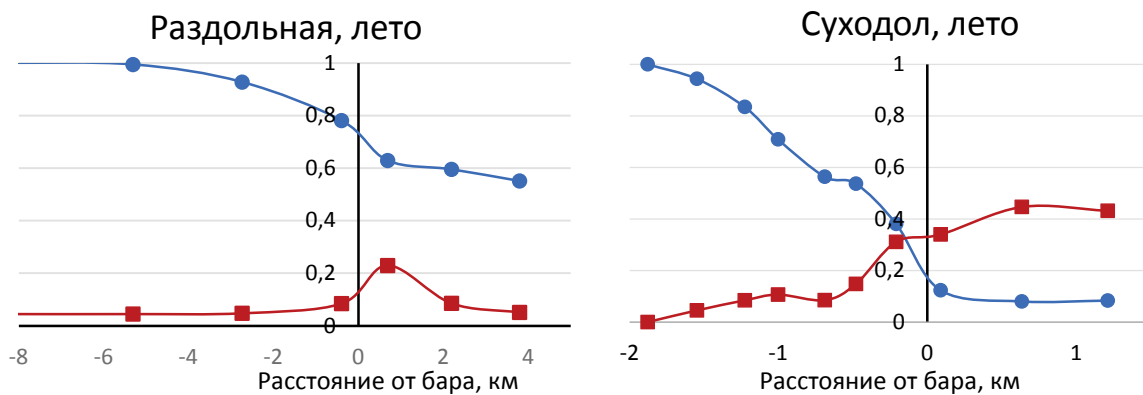


Рисунок 16 – Изменение от реки к морю доли речных (синяя линия) и подповерхностных шельфовых (красная линия) вод в составе эстуарных вод в летний сезон

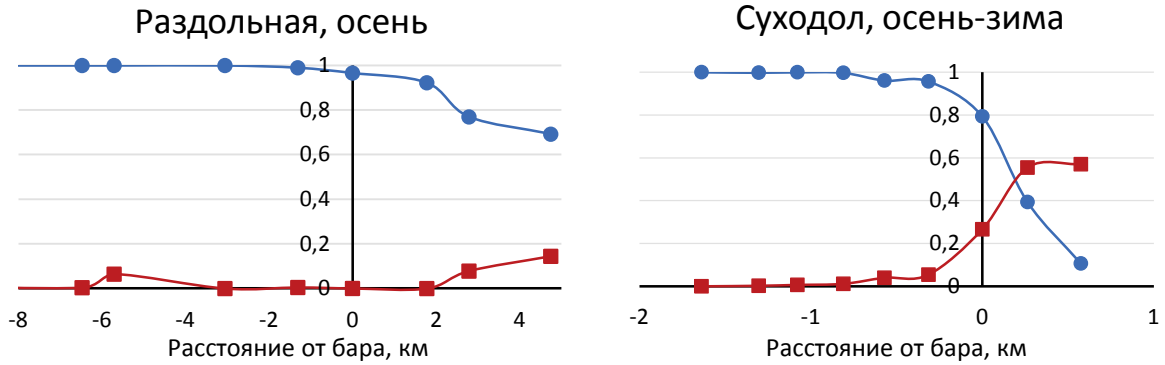


Рисунок 17 – Изменение от реки к морю доли речных (синяя линия) и подповерхностных шельфовых (красная линия) вод в составе эстуарных вод осенью

Таблица 3 – Концентрация фосфора в ядрах исходных водных масс, мкМ/л

Водная масса	Раздольная	Суходол	Киевка
Весна			
Речная	0,2	0,5	0,16
Подповерхностная	1,0	3,0	0,92
Лето			
Речная	3,14	0,95	
Подповерхностная	1,43	1,48	
Осень-зима			
Речная	1,55	0,59	
Подповерхностная	1,60	1,60	

Вклад фосфатов, которые поступают в эстуарий с речной водой, снижается вниз по течению реки, а вклад фосфатов, поступающих с подповерхностными морскими водами, существен только во внешних эстуариях. Если бы концентрации фосфора зависели только от степени разбавления речной воды, то во внешних частях всех трёх исследованных эстуариев они были бы выше наблюдаемых (рис. 18). То, что реальные концентрации фосфора ниже потенциальных интерпретировано как преобладание во внешних эстуариях продукционных процессов. Во внешнем эстуарии р. Раздольной эта разница резко возрастает летом, когда реальные концентрации (0,7–1,0 мкМ/л) вдвое ниже потенциальных (≈ 2 мкМ/л), и сравнительно невелика в весенний (около 0,3 мкМ/л против потенциальной $\approx 0,4$ мкМ/л) и осенний (0,7–1,0 мкМ/л против потенциальной $\approx 1,3$ мкМ/л) сезоны.

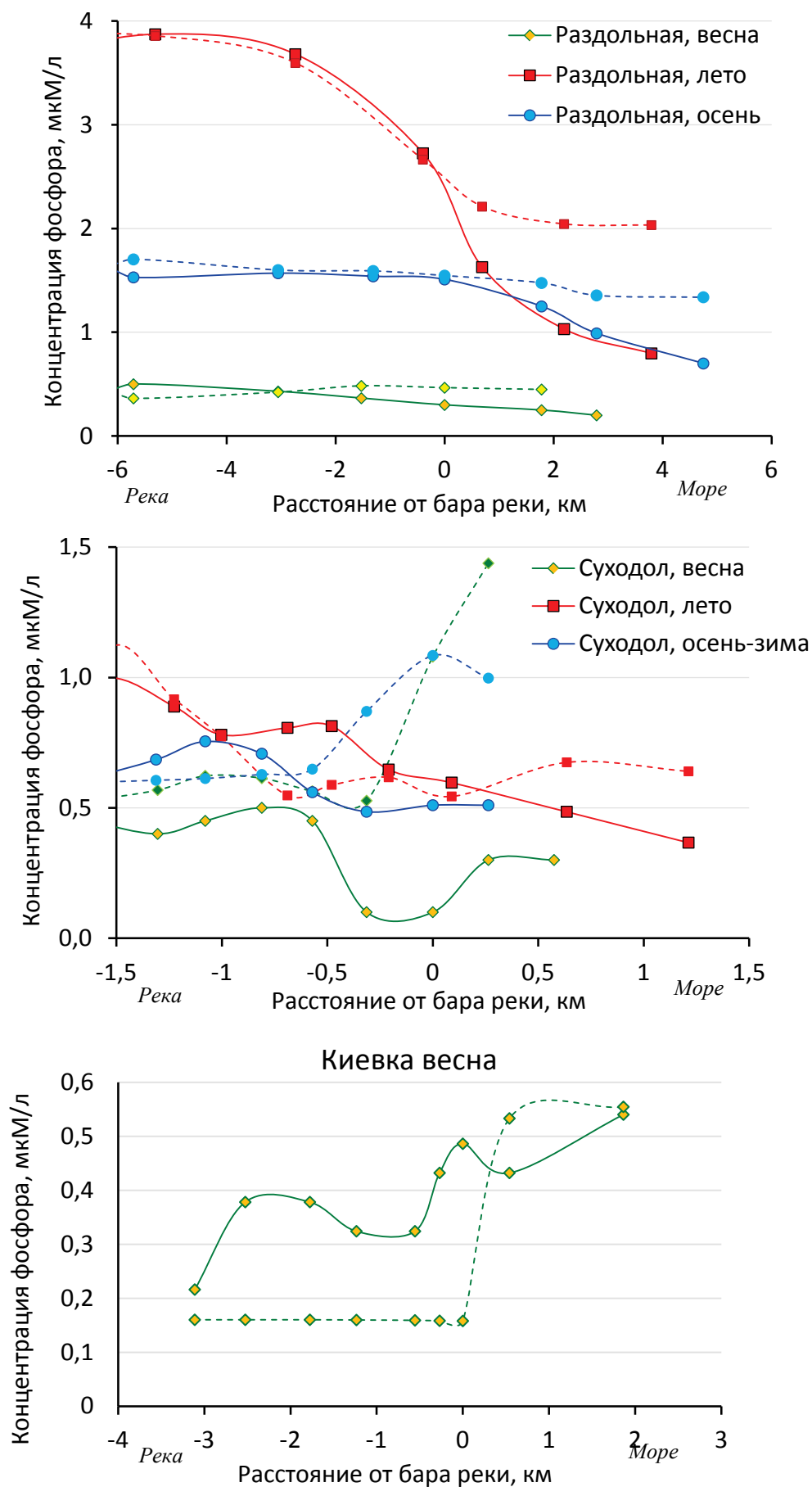


Рисунок 18 – Средние по сезонам концентрации фосфатов на поверхности эстуариев относительно их потенциальных концентраций (*пунктир*)

Во внешнем эстуарии р. Суходол разница между потенциальными и реальными концентрациями фосфатов значительна во все сезоны. Весной реальные концентрации (0,1–0,3 мкМ/л) ниже потенциальных (0,5–1,3 мкМ/л) в 3–5 раз, летом – в 2 раза (реальные около 0,3 мкМ/л против потенциальных \approx 0,6 мкМ/л), осенью-зимой – в 1,5–2,0 раза (0,5 мкМ/л против потенциальных \approx 0,9 мкМ/л). И наоборот, во внутренних эстуариях, особенно в верхних их частях, потенциальные концентрации, как правило, ниже реальных, что указывает на преобладание деструкции над продукционными процессами. Впрочем, в некоторых съёмках продукция начинает преобладать уже в нижней части внутренних эстуариев.

Более точные оценки продукционно-деструкционного баланса в эстуариях были сделаны с учётом нелинейной зависимости (из-за влияния подповерхностных морских вод) потенциальной концентрации фосфора от солёности. Эти величины отличаются от оценок без учёта нелинейности (в предыдущем разделе), но почти не отличаются по знаку баланса. Кроме того, они не отличаются и по локализации участков с положительным и отрицательным балансом, т.е. участков преобладания продукционных и деструкционных процессов. А именно: во внутренних зонах всех эстуариев, особенно в их верхних частях, во все сезоны, за единичными исключениями, преобладают процессы деструкции органического вещества, а во внешних зонах всегда преобладают продукционные процессы. Иногда отмечалась также смена знака продукционно-деструкционного баланса на нижней периферии обеих зон, т.е. в нижней части внутреннего эстуария деструкция менялась на продукцию ещё до достижения солёностного фронта, а на наиболее удалённых от устья участках внешнего эстуария преобладали деструкционные процессы.

3.3. Расчет урожайности и деструкции

По разности между потенциальными и реально наблюдаемыми концентрациями фосфатов для каждой съёмки рассчитаны величины урожая органического вещества из единичного объёма речной воды (см. уравнение 5). Этот показатель означает, сколько органического вещества образовалось из 1 м³ речной воды за счет утилизации речных фосфатов по мере прохождения этой

водой эстуария с учетом того, что объём смеси постепенно увеличивался в результате смешения с морской водой. Важно отметить, что все указанные процессы рассматриваются только в самом верхнем фотическом слое (на поверхности эстуариев). Величина урожая речных вод монотонно возрастает вниз по течению вплоть до полной утилизации содержащихся в речной воде терригенных биогенных веществ, в данном случае фосфатов. По данным расчётов, летом урожайность вод обеих рек существенно возрастает: каждый кубический метр речной воды при прохождении эстуария летом продуцирует 3,0–5,0 гС по сравнению с 0,5–1,0 гС весной и примерно 1,0 гС осенью (рис. 19).

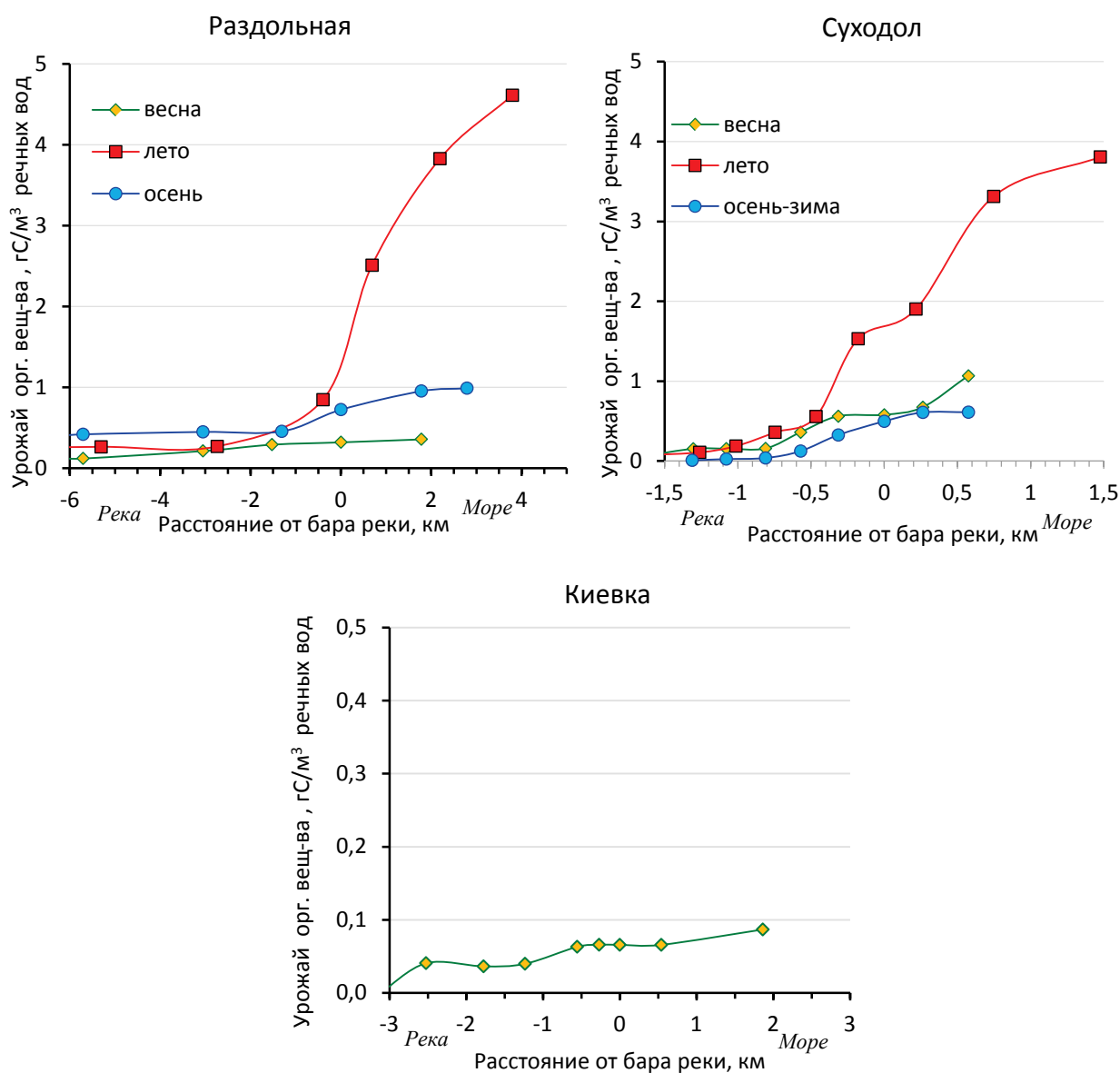


Рисунок 19 – Накопление урожая органического вещества (гС/м^3 речной воды) по мере прохода речной воды через эстуарии в среднем по сезонам

Одновременно с процессом продуцирования органического вещества с использованием фосфора из речной воды, преобладающим на одних участках эстуариев, на других участках преобладает деструкция органического вещества с минерализацией фосфатов, поступающих в ту же самую эстуарную воду и далее вновь используемых в продукционных процессах. Это количество новообразованного органического вещества (продукция рециклинга) особо учитывалось исходя из соотношения концентраций минерального фосфора терригенного и местного происхождения на каждой станции. Оценен и кумулятивный объём деструкции органического вещества, который при пересчёте на 1 м^3 речной воды также монотонно возрастает вниз по течению (рис. 20).

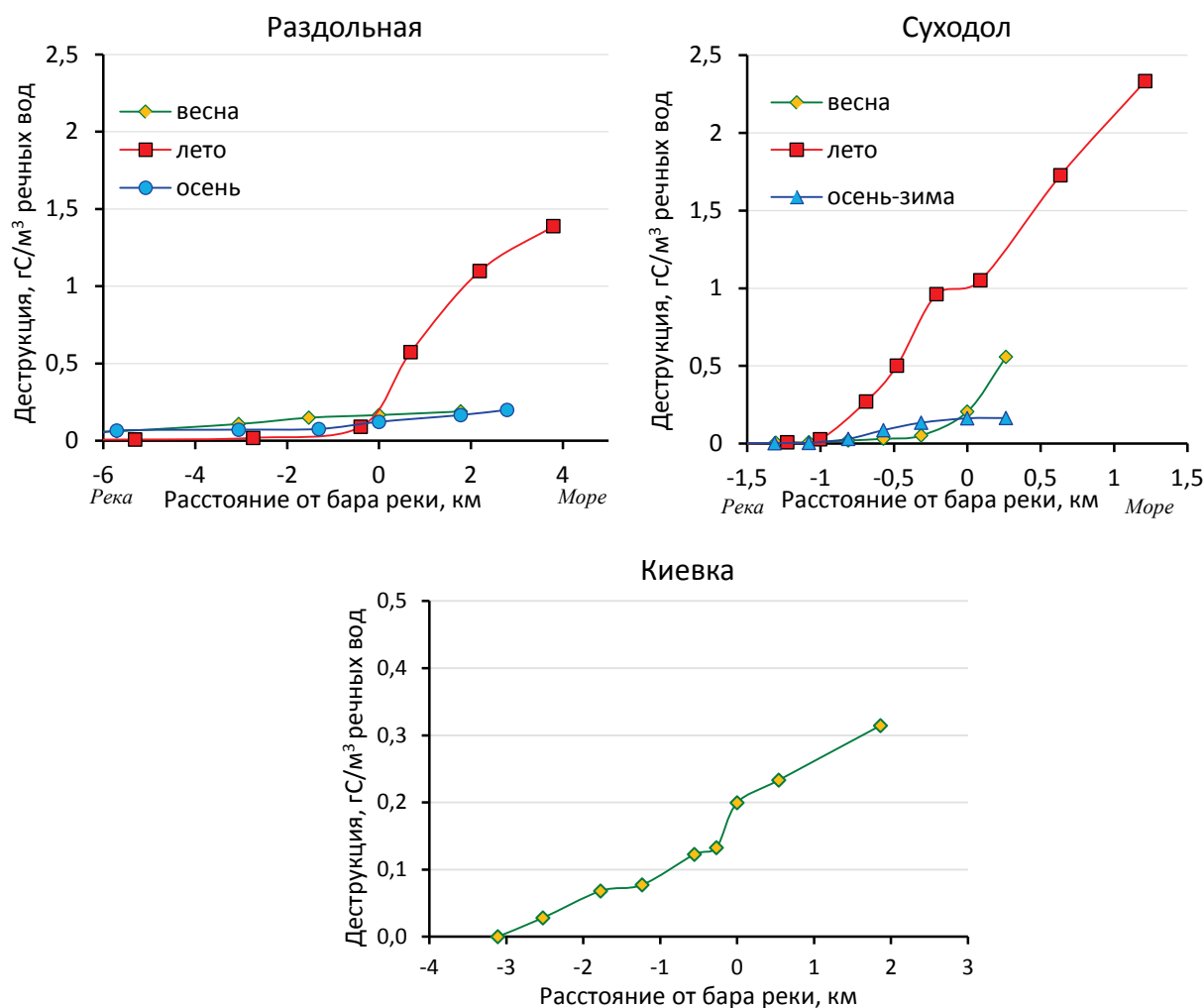


Рисунок 20 – Накопление объёма деструкции органического вещества (гС/м^3 речной воды) по мере прохода речной воды через эстуарии в среднем по сезонам

Для р. Раздольной летний рост урожайности, очевидно, связан с увеличением биогенной нагрузки на водосборном бассейне (Михайлик и др., 2020), особенно при паводках, затапливающих пойму. В водах горной р. Суходол содержание биогенных элементов летом возрастает не столь сильно (Важова, 2017а, б). Однако сравнительно малая концентрация здесь терригенных фосфатов в летний период компенсируется активным рециклингом, который в итоге обеспечивает более половины продукции, в то время как вклад рециклинга в продукцию вод р. Раздольной не превышает 30 %. Деструкционные процессы во внутреннем эстуарии р. Суходол летом настолько активны, что там формируется локальный максимум концентрации фосфатов: их концентрации здесь могут быть выше, чем в речных водах. Осенью-зимой и продукционные, и деструкционные процессы ослабляются.

Следует особо отметить, что графики накопления урожая органического вещества и деструкции при прохождении речной водой эстуариев (см. рис. 19–20) построены для оценок урожая и деструкции, отнесённых к 1 м^3 речной воды, т.е. показывают динамику урожая и деструкции, обусловленную только биогеохимическими процессами, а не разбавлением речной воды. Эти процессы вызывают быстрый рост урожая при переходе от внутренней зоны эстуария к внешней (за исключением эстуария р. Киевка, где этот эффект не отмечен, вероятно из-за низкой продуктивности речных вод в период единственной съёмки) и относительно равномерное распределение деструкции вдоль эстуариев. Именно эта неравномерность динамики урожайности и деструкции обеспечивает характерную для эстуариев локализацию зон преобладания продукции и деструкции с преимуществом деструкции во внутренних частях эстуариев и продукции в их внешних частях. Если же рассматривать динамику урожая или деструкции без учёта изменений доли речной воды в смеси эстуарных вод, то на разрезе вдоль эстуария вниз по течению по мере уменьшения доли речной воды в смеси оба графика показали бы затухающую динамику, не отражающую изменения гидрохимических процессов. Рассмотрение динамики урожая речных вод с учётом изменений доли речной воды в смеси позволяет разделить участки

преобладания продукционных и деструкционных процессов в пределах эстуария и точно определить их локализацию. Кроме того, такой подход обеспечивает сравнимость величин урожая на разных станциях, независимо от доли речной воды в смеси, что даёт возможность по разности урожая между станциями на участках роста рассчитать первичную продукцию, обеспечиваемую утилизацией терригенных биогенных веществ.

3.4. Расчёт первичной продукции

Поскольку урожай органического вещества из единичного объёма речной воды возрастает монотонно, его динамика на участках преобладания продукционных процессов, где обратным процессом можно пренебречь, обусловлена первичной продукцией. Разумеется, таким способом можно оценить лишь минимальные величины продукции, так как нельзя исключать, что на участке преобладания продукции обратный процесс (деструкция) также происходит (см. напр., Гаретова и др., 2016). В таком случае реальная продукция на этом участке больше минимальной оценки на величину неучитываемой деструкции.

Основной расчёт выполнен для продукции на единицу протяжённости эстуария (формула 7). Оценки сезонных пиков валовой продукции оказались сравнимыми для исследованных рек: 0,8–1,0 гС/м³км весной и осенью в р. Суходол и летом в р. Раздольной, с максимумом на границе между внутренней и внешней зонами эстуариев (рис. 21, 22). Характер сезонных изменений продукции различается между реками: в эстуарии р. Раздольной весной и осенью, когда воды этой реки бедны фосфатами, продукция намного ниже (не более 0,2 гС/м³км), чем летом, а в эстуарии р. Суходол, наоборот, летом продукция снижается по сравнению с весной и осенью до 0,4 гС/м³км. В эстуарии р. Киевка в весенний сезон величины первичной продукции очень низкие (максимум 0,23 гС/м³км), сопоставимые с рассчитанными для эстуария р. Раздольной. Изменения величин удельной продукции вдоль оси эстуариев хорошо согласуются с особенностями распределения фосфатов вдоль градиента солености (см. рис. 14, 18).

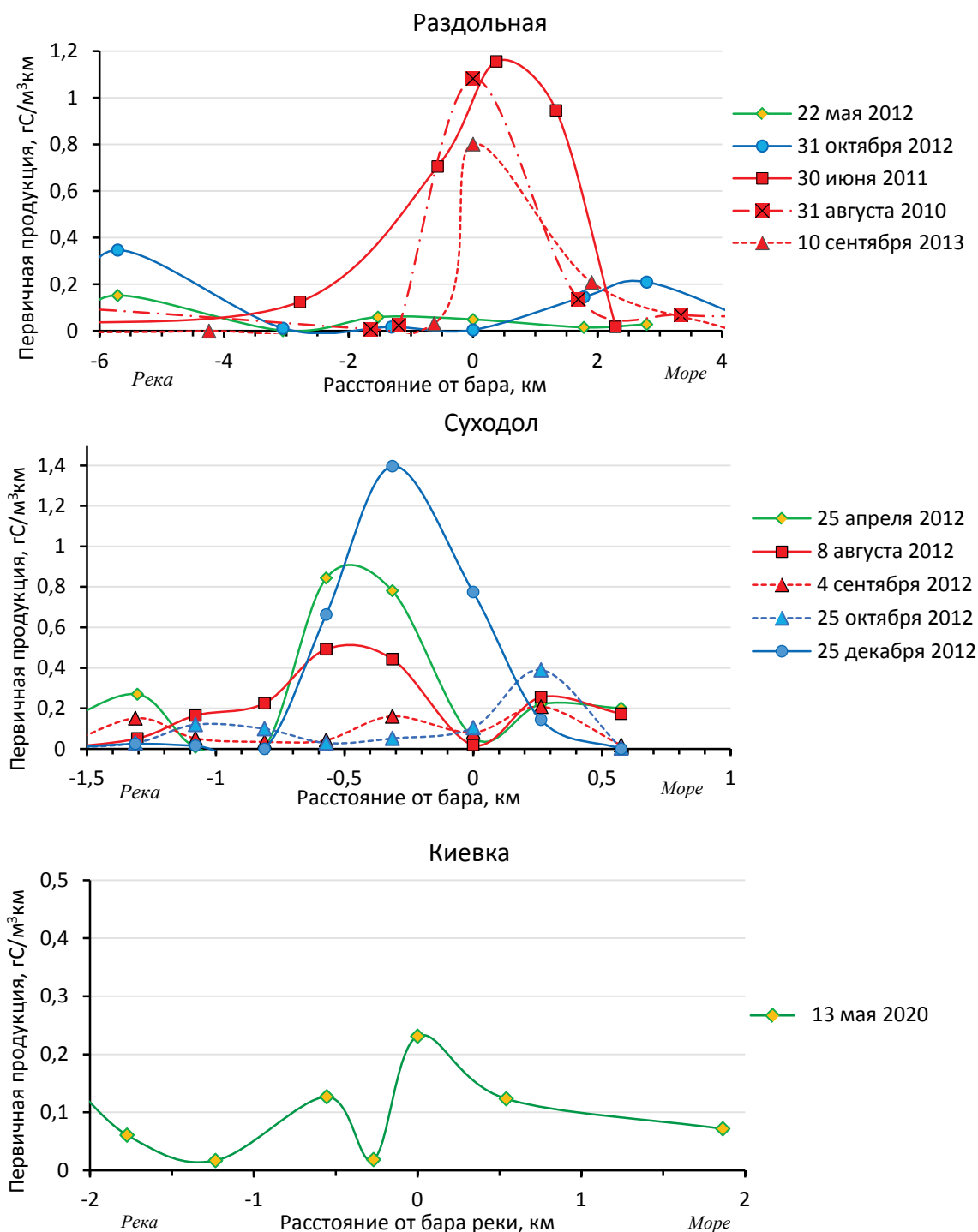


Рисунок 21 – Продукция эстуариев исследованных эстуариев рек Раздольная, Суходол и Киевка по съемкам в 2010–2013 и 2020 гг.

Для летнего сезона (как наиболее продуктивного) выполнена приближённая оценка первичной продукции эстуарных вод рек Раздольная и Суходол в единицу времени. При осредненных и типичных величинах летнего расхода рек Раздольная и Суходол соответственно в 110 и 10 м³/с полученные оценки первичной продукции на единицу протяженности эстуариев соответствуют

первичной продукции в $0\text{--}5,6$ и $0,1\text{--}4,8$ $\text{гС}/\text{м}^3\text{сут}$ в разных частях эстуариев этих рек (рис. 23).

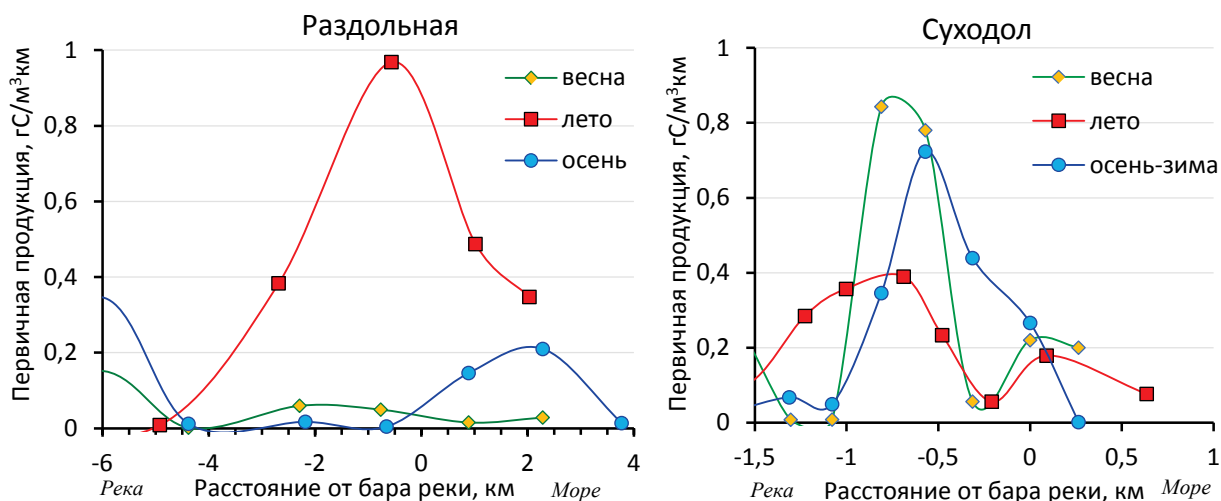


Рисунок 22 — Продукция эстуариев рек Раздольная и Суходол, осреднённая по сезонам

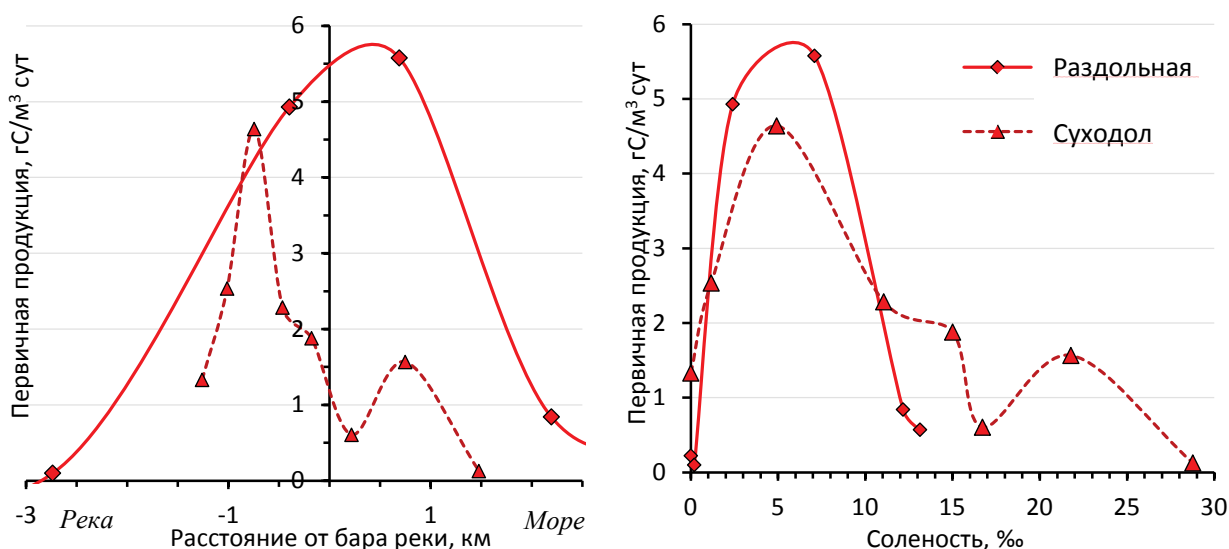


Рисунок 23 — Распределение средней за летний сезон первичной продукции ($\text{гС}/\text{м}^3\text{сут}$) вдоль эстуариев рек Раздольная и Суходол (слева) и по градиенту солёности (справа)

Распределение первичной продукции по градиенту солёности в эстуариях обеих рек очень схоже: в обоих случаях максимум наблюдается при солёности 5–10 % вблизи солёностного фронта, разделяющего слабосолёные воды внутреннего эстуария и солоноватые воды внешнего эстуария (шлейфа) с морской стороны от него. Этот участок эстуариев известен как зона критической солёности (α -хорогалинная зона – 5–8 %) (Хлебович, 1974). Формирование такой зоны обусловлено тем, что при солёности 5–8 % мутность воды резко

уменьшается и далее по мере увеличения солёности почти не меняется (Гордеев, 1983, 2009). Кроме этого основного максимума, во внешнем эстуарии р. Суходол зафиксирован второй максимум первичной продукции ($\sim 1,5$ гС/м³сут), который примерно соответствует β -хорогалинной зоне 22–26 ‰ (по: В.В. Хлебович, 1974).

Несмотря на то что участки максимальной продукции в эстуариях обеих рек располагаются при одной и той же солёности, их расположение относительно речного бара различно: в эстуарии р. Раздольной первичная продукция максимальна с морской стороны от бара, а в эстуарии р. Суходол – с речной стороны от него. По-видимому, такое различие обусловлено гораздо большим стоком р. Раздольной, которая формирует обширный эстуарий, распространяющийся далеко в море, в то время как в эстуарии р. Суходол солёность возрастает очень быстро и фронт между слабосолёными и солоноватыми водами часто смещается относительно бара в сторону реки, особенно летом, когда уровень моря повышается.

Аналогично рассчитан показатель деструкции на единицу протяжённости эстуариев. Распределение деструкции довольно хаотично и при этом более равномерно, чем распределение продукции. Тем не менее в большинстве съёмок выделяется максимум в верхних частях внутренних эстуариев (рис. 24, 25). В эстуарии р. Суходол деструкция происходит более активно: летом во внутреннем эстуарии р. Раздольной уровень деструкции не превышает 0,3 гС/м³км, а в эстуарии р. Суходол достигает 1,4 гС/м³км. Весной деструкция в эстуариях обеих рек ничтожна – 0,1–0,2 гС/м³км. Столь же мала она и в эстуарии р. Раздольной осенью, но в эстуарии р. Суходол осенью она снижается не столь значительно – до 0,4 гС/м³км. В эстуарии р. Киевка наблюдалась довольно значительная деструкция – до 0,7 гС/м³км. Из-за активной деструкции в эстуариях рек Суходол и Киевка количество регенерированного минерального фосфора превышает количество фосфора, приносимого реками, поэтому органическое вещество в эстуариях этих горных рек синтезируется в основном на основе реминерализованных в эстуарии, а не терригенных фосфатов.

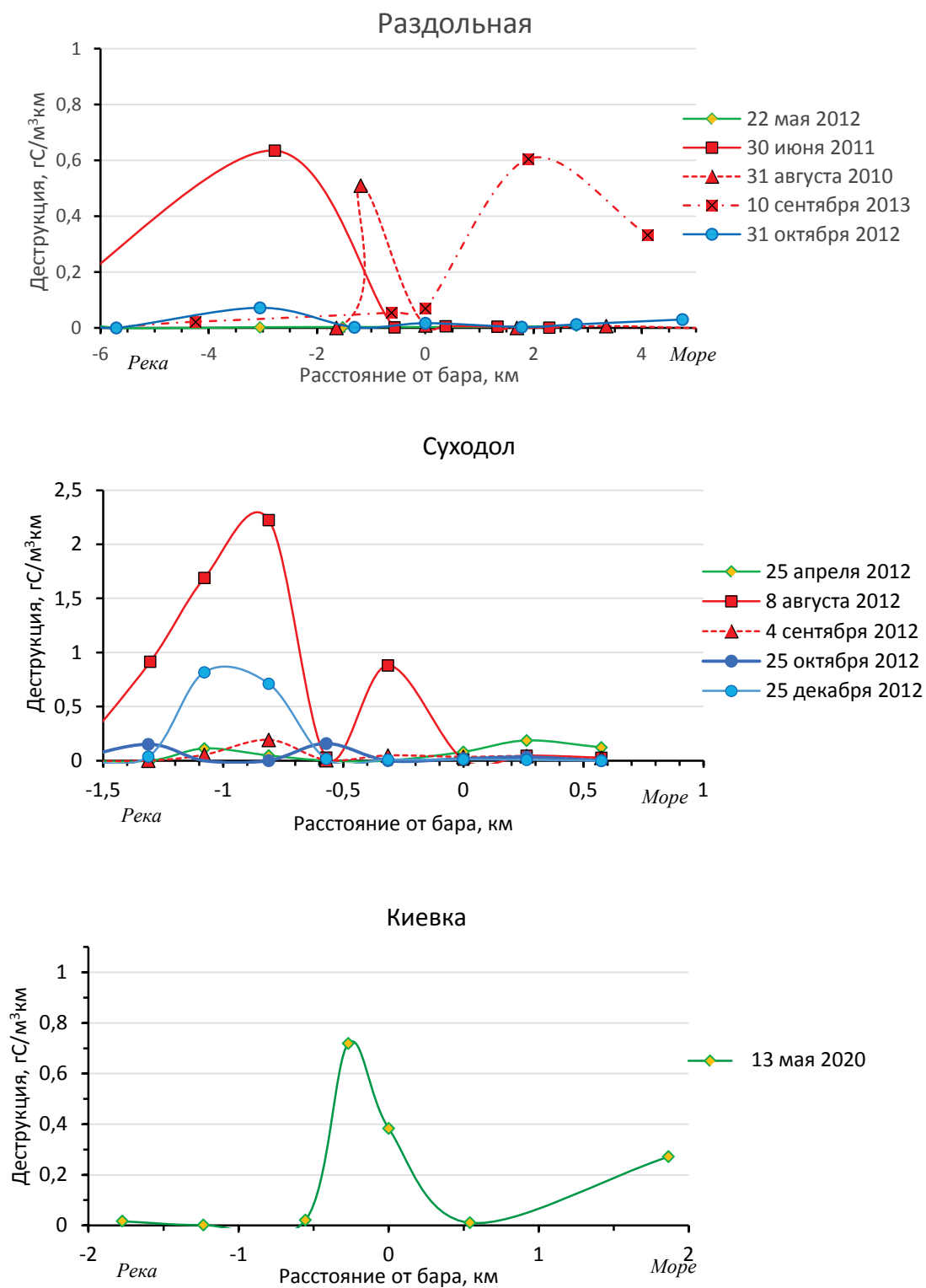


Рисунок 24 — Оценки деструкции в исследованных эстуариях рек Раздольная, Суходол и Киевка по съемкам в 2010–2013 и 2020 гг.

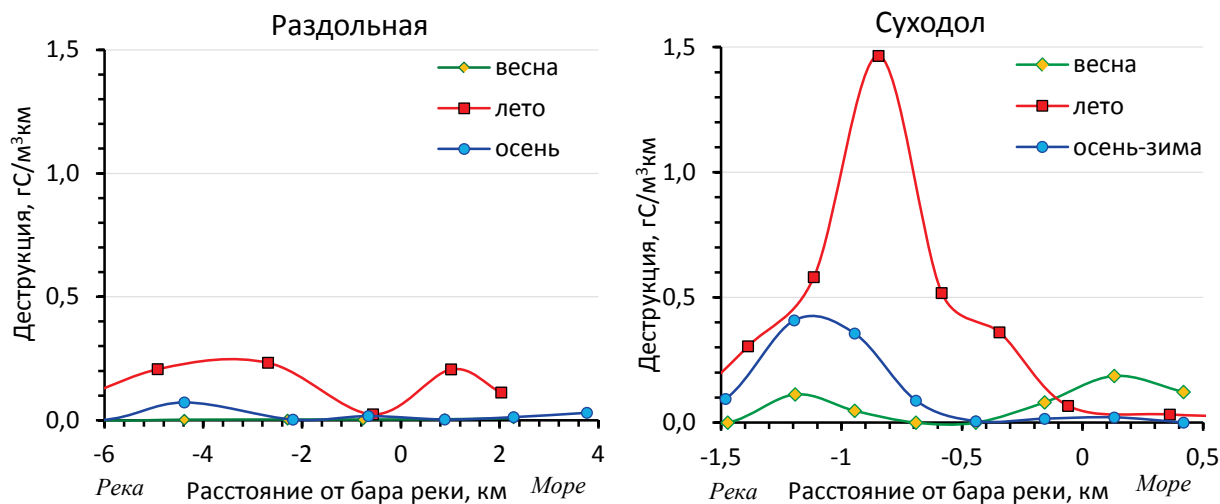


Рисунок 25 — Оценки деструкции в эстуариях рек, осреднённые по сезонам

Таким образом, помимо важного вывода о сходстве пространственных изменений продукционно-деструкционного баланса в исследованных эстуариях и величин их первичной продукции, удалось выявить важные особенности природы их высокой продуктивности. Продуктивность эстуария р. Раздольной, воды которой в летний период отличаются высокими концентрациями биогенных элементов, обеспечивается в основном утилизацией биогенных элементов терригенного происхождения, причём на всём его протяжении. В эстуарии р. Суходол, воды которой менее минерализованы, терригенные биогенные вещества быстро расходуются, и продукция обеспечивается в значительной степени (фактически до 50 %) за счёт рециклинга. Схожим образом развивается продукционный процесс в эстуарии р. Киевка, где в весенний сезон концентрации биогенных элементов были крайне низкими, поэтому продукция обеспечивалась за счет реминерализованных фосфатов.

ГЛАВА 4. ОБСУЖДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

4.1. Сходство и различия продукционно-деструкционных процессов в исследованных эстуариях. Сравнение с другими эстуариями

Оценки интенсивности продукционно-деструкционных процессов в эстуариях различного типа, их пространственной и сезонной изменчивости, а также знака продукционно-деструкционного баланса, выполненные различными методами, оказались непротиворечивыми и в целом сходными как между собой, так и для разных эстуариев. Во всех эстуариях отмечено, с одной стороны, постепенное ослабление продукционных процессов и активизация деструкционных процессов от весны к осени, с другой стороны, преобладание деструкции во внутренней эстуарии и продукции во внешней эстуарии. При этом отмечено, что поскольку содержание растворенного кислорода в воде зависит от температуры, то результаты исследования продукционно-деструкционных процессов, основанные на данных кислородных измерений, представляются менее надёжными в периоды быстрого роста или понижения температуры, чем результаты таких исследований, основанные на наблюдениях динамики концентрации биогенных элементов, в частности фосфора фосфатов. Поэтому «биогенный» подход к исследованию продукционно-деструкционных процессов стал основным в данной работе.

Основная закономерность баланса процессов продукции и деструкции органического вещества в эстуариях, выявленная в результате исследования, выполняется во всех обследованных эстуариях и состоит в том, что биогенные элементы, обычно содержащиеся в речной воде в большом количестве, расходуются на фотосинтез преимущественно во внешних частях эстуариев, в то время как в их внутренних частях происходит преимущественно регенерация биогенных элементов при минерализации органического вещества, приносимого реками. Таким образом, во внутренних эстуариях преобладают процессы

деструкции органического вещества, а новая продукция синтезируется преимущественно во внешних частях эстуариев. При этом величины и даже знак продукционно-деструкционного баланса в разных частях эстуариев и в эстуариях в целом могут существенно различаться по сезонам, по-видимому, следуя изменениям в химическом составе речных вод. Сезонные изменения продукционно-деструкционного баланса в структурных зонах эстуариев происходят на фоне сезонных перемещений самих структурных зон. Так, осеннее расширение области внутреннего эстуария в направлении моря ещё более усиливает экспансию процессов деструкции органического вещества в этот сезон.

Помимо сходства пространственных и сезонных изменений продукционно-деструкционного баланса в исследованных эстуариях и величин их первичной продукции, удалось выявить важные особенности природы их высокой продуктивности для конкретных эстуариев. Продуктивность эстуария р. Раздольной, которая протекает по обширной долине, где её воды обогащаются биогенными веществами, обеспечивается в основном утилизацией биогенных элементов терригенного происхождения. В эстуарии горной р. Суходол, воды которой менее минерализованы, продукция обеспечивается в значительной степени (до 50 %) за счёт рециклинга, т.е. биогенных элементов, минерализованных во внутреннем эстуарии при разложении принесённой туда рекой органики. Схожим образом происходят процессы в эстуарии р. Киевка в весенний сезон, концентрации биогенных элементов в водах которой крайне низкие, поскольку река течёт в узкой долине между гор и имеет каменистое русло.

Хотя исследования продукционно-деструкционных процессов в двух из трёх обследованных эстуариев проведены впервые (эстуарий р. Раздольной довольно хорошо изучен, но другими методами (Тищенко и др., 2005)), выявленные закономерности продукционно-деструкционных процессов не противоречат известным для других эстуариев закономерностям (Лисицын, 1994; Euge, Balls, 1999; Звалинский и др., 2005; Голубков, 2009; Столяров, 2017; Сёмкин и др., 2020), а подтверждают и уточняют их. Ранее на примерах других эстуариев

неоднократно отмечалось, что наиболее продуктивная зона располагается в их внешних частях или на солёностном фронте между внешней и внутренней частями эстуария. Так, при исследовании эстуария р. Невы наибольшие величины скорости фотосинтеза и первичной продукции наблюдались на границе внутреннего и внешнего эстуария (Голубков и др., 2008; Голубков, 2009). При исследованиях процессов в области взаимодействия реки и моря для Оби и Енисея на фронте между внутренней и внешней зонами эстуариев обеих рек отмечены экстремально высокие значения продукционных характеристик (Виноградова, 2012). Помимо результатов прямых измерений продукции, активные продукционные процессы в области внешнего эстуария подтверждаются высокими значениями хлорофилла *a* и растворенного кислорода (Звалинский и др., 2005; Тищенко и др., 2017, 2018; Сёмкин и др., 2018), а также особенностями распределения биогенных элементов вдоль градиента солёности (Cabecadas et al., 1999; Woonphakdee, Fujiwara, 2008; Савенко, Покровский, 2019). Высокая продуктивность этой зоны обусловлена освещением речной воды после осаждения во внутреннем эстуарии загрязняющих её минеральной взвеси и органических веществ (Лисицын, 1994; McLusky, Elliott, 2004). При этом новым результатом данного исследования является точная локализация участков преобладания продукции во внешних эстуариях и деструкции во внутренних эстуариях и сезонных изменений их расположения.

Порядок полученных величин первичной продукции совпадает с известными оценками продукции в эстуарии р. Раздольной (для эстуариев рек Суходол и Киевка такие оценки получены впервые), но максимальные расчётные величины продукции превышают полученные ранее (1,3–2,2 гС/м²сут по оценке В.И. Звалинского и П.Я. Тищенко (2005)). По-видимому, количественные различия обусловлены более точной локализацией максимумов продукции в данном исследовании, в то время как оценка В.И. Звалинского и П.Я. Тищенко (2005) относится к сравнительно обширной акватории. По литературным данным, оценки первичной продукции в эстуариях различных типов, сделанные разными способами, изменяются в широких пределах – от 0,5 до 6,0 гС/м³сут (Krasnick,

Carperon, 1973; Sorokin, Sorokin, 1996; Moigis, Gocke, 2003; и др.), что сопоставимо с нашими результатами.

Важно отметить, что в работе сделаны отдельные оценки показателей продукции и деструкции органического вещества, для чего использована такая особенность этих процессов, как пространственная разобщённость, т.е. преобладание то одного, то другого процесса на разных участках эстуариев. В большинстве исследований продукционных процессов в эстуариях вклад рециклинга биогенных элементов, происходящего внутри самого эстуария, не оценивался, и все переносимые рекой биогенные элементы рассматривались как терригенные (Ефимова, Цыцарин, 2002; Звалинский и др., 2005; Лапин, 2011; Statham, 2012), хотя для эстуария р. Раздольной такие оценки были сделаны (Звалинский и др., 2005, 2008). Новые результаты, полученные для эстуариев рек Раздольная, Суходол и Киевка, подтверждают важный вклад рециклинга в продуктивность эстуарных экосистем, поскольку во всех исследованных эстуариях выявлены участки активной деструкции, которая обеспечивала до половины биогенных веществ, используемых в пределах эстуариев для продукции органического вещества.

Локализация зон активной деструкции во внутренней части эстуариев вполне очевидно обусловлена накоплением в этой зоне приносимой реками органики. По литературным данным, содержание органического углерода $C_{орг}$ в донных осадках р. Раздольной максимально в области внутреннего эстуария (Марьяш и др., 2010; Надточий и др., 2010). Подробные исследования содержания $C_{орг}$ в донных отложениях по всей длине эстуариев рек Суходол и Киевка не проводились (исследованы только области внешнего эстуария), но аккумуляция массы разлагающейся органики на дне внутренней части этих эстуариев визуально наблюдалась во время выполнения съёмов. Интересно, что различия активности деструкции в исследованных эстуариях противоположны известным из литературы перепадам содержания $C_{орг}$ в грунтах их внешних частей: минимальные значения наблюдались в эстуарии р. Киевка – 0,05–0,19 %, в эстуарии р. Суходол они выше – $0,83 \pm 0,32$ %, а максимальное содержание

наблюдалось в эстуарии р. Раздольной – $1,56 \pm 0,76$ % (Галышева и др., 2008; Надточий и др., 2010). При этом в составе органического вещества грунтов внешних эстуариев преобладает терригенный материал – гуминовые и фульвовые кислоты. Получается, что процессы деструкции органического вещества во внутренних эстуариях влияют на его содержание в грунтах внешних эстуариев, и чем они активнее (т.е. чем эффективнее работает биогеохимический эстуарный фильтр), тем меньше терригенной органики попадает в прибрежную морскую зону.

Помимо органики, приносимой в эстуарии со стоком рек, там может накапливаться и органическое вещество, продуцированное непосредственно в эстуарии, преимущественно в его внешней части, откуда оно может выноситься во внутренний эстуарий потоком внутриэстуарной циркуляции. Так, исследование распределения разных форм органического вещества в эстуариях малых рек бассейна Татарского пролива показало, что во внутренних частях эстуариев накапливается как терригенное, так и автохтонное органическое вещество, и даже органическое вещество из морских донных отложений (Гаретова и др., 2016).

В настоящем исследовании на примере эстуариев рек Японского моря отмечен не только сам факт активной деструкции в эстуариях, но и смена знака продукционно-деструкционного баланса от деструкции во внутренних частях эстуариев к продукции в их внешних частях. Эта закономерность отмечена для эстуариев рек разных типов, причём не только Японского моря, но и эстуариев рек Уда и Усалгин бассейна Охотского моря (Курносова и др., 2022), а также в работах многих других исследователей эстуариев, уже цитировавшихся выше. Можно предположить, что она справедлива для эстуариев вообще. Это означает, что эстуарии одновременно являются и утилизаторами терригенного ионного стока, и источниками минеральных форм биогенных элементов. Причём и переработка поступающего с речным стоком органического вещества, и утилизация ионного стока – это важнейшие экологические функции любого эстуария.

Этот вывод принципиально решает кажущееся противоречие между двумя концепциями экологической роли эстуариев: концепцией «маргинального фильтра» (по выражению А.П. Лисицына (1994)), согласно которой эстуарии задерживают терригенный ионный сток рек, и концепцией «фабрики биогенов» (по образному выражению В.В. Сапожникова, ВНИРО), согласно которой эстуарии снабжают морские экосистемы восстановленными минеральными формами биогенных элементов. Как оказалось, эстуарии являются одновременно и маргинальными фильтрами, и «фабриками биогенов» на разных своих участках.

Новые представления об экологической функции эстуариев близки к концепции «речного континуума», возникшей в пресноводной гидробиологии на основе наблюдений за чередованием вдоль течения реки участков с гетеротрофным и автотрофным режимами функционирования водных экосистем (Vannote et al., 1980; Богатов, 1995). Основным фактором, который определяет функционирование речных сообществ, является затенение в зависимости от глубины и мутности воды, по мере усиления которого снижается интенсивность фотосинтеза и сообщества консументов переходят к использованию преимущественно аллохтонного органического вещества, привнесенного извне. В реках границы между такими участками обычно размыты, и попытки их строгого разграничения в большинстве случаев не удаются, поэтому В.В. Богатовым (1994) было введено понятие реобиома: особой надорганизменной формы организации природных комплексов – континуума речных экосистем. Впоследствии на основе изменчивости в эстуариях вдоль градиента солености видовой структуры биологических сообществ, в частности макрзообентоса и рыб, а также нелинейного (неконсервативного) изменения их обилия, продукции, *P/B*-коэффициентов, соотношения продукции и трат на обмен (дыхание) и пр. Н.В. Колпаковым (2018) понятие реобиома дополнено концепцией эстуарного континуума – эстуарного биома, в котором в градиенте солености друг друга сменяют олигогалинная, мезогалинная и полигалинная (внутреннего и внешнего эстуариев) экосистемы.

С позиции этих концепций циклическая смена режимов функционирования экосистем продолжается и в эстуариях, во внутренних частях которых условия среды благоприятствуют функционированию гетеротрофов, а во внешних частях – автотрофов. Заметим, что авторами концепций речного и эстуарного континуумов не раскрыты механизмы циклических изменений условий среды. Но для эстуариев такие механизмы известны и описаны в фундаментальной работе А.П. Лисицына (1994) и работах, развивающих его представления, в том числе и в настоящей работе.

Особый интерес вызывает местоположение границы, разделяющей зоны преобладания продукции и деструкции в эстуариях. В исследованных эстуариях она проходит примерно по изогалинам 8–12 ‰. Согласно представлениям о нелинейности изменения биологических процессов вдоль градиента солёности, скорости (или даже направления) которых резко меняются в определённых узких солёностных диапазонах, первая зона критической солёности привязана примерно к этому диапазону (Хлебович, 1974; Telesh, Khlebovich, 2010). Для сравнения: смена знака продукционно-деструкционного баланса в эстуарии р. Уда отмечена в диапазоне солёности 5–10 ‰, в эстуарии р. Усалгин – 5–12 ‰ (Курносова и др., 2022). За этим солёностным фронтом, т.е. во внешних эстуариях этих рек, помимо снижения концентрации фосфора и роста концентрации хлорофилла *a*, наблюдаются другие явления, связанные с продукционными процессами, такие как высокий рН, пониженное парциальное давление углекислого газа, избыточное насыщение воды кислородом, низкое AOU (Сёмкин и др., 2020).

4.2. Влияние особенностей продукционно-деструкционных процессов в эстуариях на некоторые характеристики эстуарных биоценозов

Параллельно с гидрохимическими исследованиями, результаты которых рассмотрены выше, проводился сбор данных о составе, структуре и пространственно-временной изменчивости компонентов биоценозов (растительности, планктона, макрозообентоса и рыб) в эстуариях рек Раздольная и Суходол (Колпаков и др., 2010; Колпаков, Милованкин, 2010, 2011; Надточий и др.,

2010; Гусарова и др., 2011; Барабанщиков, Колпаков, 2012; Колпаков, Надточий, 2012; Колпаков, 2013, 2015, 2016; Колпаков, Бегун, 2014). В эстуарии р. Киевка параллельно с гидрохимическими работами автором собраны пробы фитопланктона, затем обработанные сотрудником ИБМ ДВО РАН М.А. Шульгиной. Это даёт возможность рассмотреть влияние продукционно-деструкционных процессов на структурно-функциональные характеристики эстуарных биоценозов. В результате совместного анализа оценок первичной продукции и гидробиологических данных установлено, что локализация процессов продукции и деструкции весьма существенно влияет на состав и обилие автотрофных организмов в эстуариях (Важова, 2019; Курносова, Шульгина, 2022).

Максимальные концентрации фитопланктона в эстуарии р. Суходол отмечены в высокопродуктивной области внешнего эстуария, причём в видовом составе фитопланктона в этой области постоянно и широко представлены быстрорастущие диатомовые водоросли (*Dactyliosolen fragilissimus*, *Skeletonema costatum* и др.) (Колпаков, Бегун, 2014), являющиеся биологическим признаком высокой продуктивности. Заметим, что высокая продуктивность в эстуарии р. Суходол, воды которой сравнительно бедны биогенными веществами, обеспечивается высвобождением биогенных элементов в результате деструкции органического вещества, происходящей непосредственно во внутреннем эстуарии. В результате продуктивность эстуария р. Суходол сравнима с продуктивностью эстуария богатой биогенными элементами р. Раздольной. Хотя донные ландшафты, динамика вод, солёность и прозрачность воды в этих эстуариях совершенно различны, работа «фабрики биогенов» в эстуарии р. Суходол (рис. 24) обеспечивает близкие оценки удельной продукции макрофитов для эстуариев этих двух рек: 272 гС/м²год в эстуарии р. Раздольной и 173 гС/м²год в эстуарии р. Суходол, в пересчете на площадь внутреннего эстуария – соответственно 22 и 28 гС/м²год (Колпаков, 2013). Сходство продукционных процессов в этих эстуариях обуславливает сходное распределение эстуарного зоопланктона и близкие величины его продукции. Максимальные биомассы зоопланктона в обоих эстуариях наблюдаются вблизи солёностного фронта (рис.

26), разделяющего их внутренние и внешние части, величины среднегодовой биомассы зоопланктона в обеих эстуариях также очень близки ($221,9 \text{ мг/м}^3$ в эстуарии р. Раздольной и $273,4 \text{ мг/м}^3$ в эстуарии р. Суходол), а оценки годовой продукции зоопланктона равны – $10,9 \text{ г/м}^3$ в обеих эстуариях (Барабанщиков, Колпаков, 2012). Сезонная изменчивость продукционно-деструкционных процессов сказывается и на изменениях биотических компонент эстуарных экосистем. Тенденция снижения продуктивности эстуариев от весны к осени имеет следствием постепенное замедление темпов продуцирования и у зоопланктона, с некоторым запаздыванием относительно сезонных изменений продукции, в результате чего биомасса зоопланктона ежегодно вначале растёт до летнего максимума, а затем снижается (рис. 27).

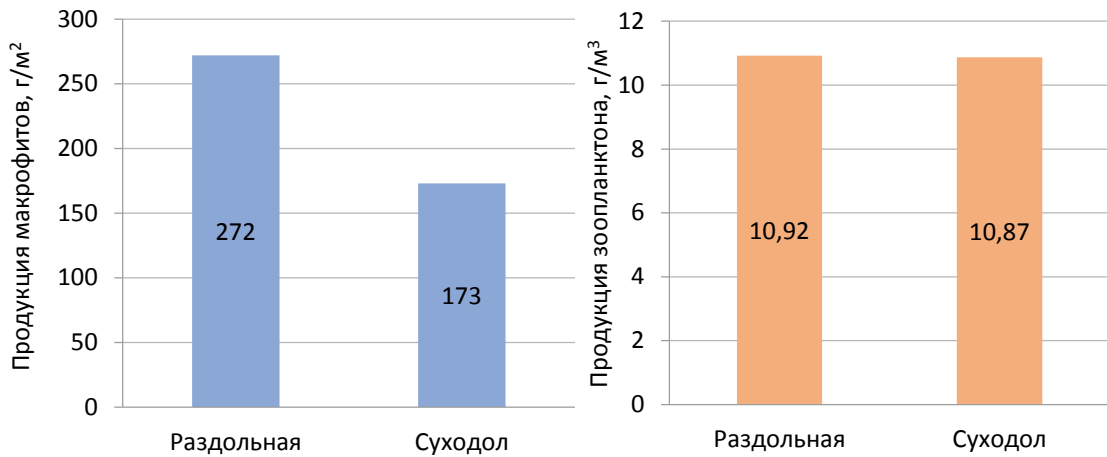


Рисунок 26 – Средняя годовая продукция макрофитов (гС/м^2) и зоопланктона (гС/м^3) в эстуариях рек Раздольная и Суходол (по данным из: Барабанщиков, Колпаков, 2012; Колпаков, 2013)

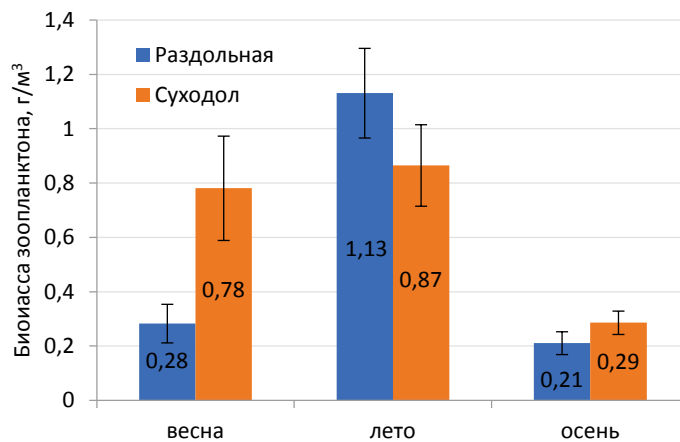


Рисунок 27 – Сезонные изменения средней биомассы зоопланктона в эстуариях рек Раздольная и Суходол, г/м^3 (по данным из: Барабанщиков, Колпаков, 2012)

В эстуарии р. Киевка высокие концентрации фитопланктона отмечены в верхней части внешнего эстуария, где также были выявлены быстрорастущие диатомовые водоросли (*Grammatophora marina*, *Cymbella* sp., *Thalassiothrix longissima* и др.), которые являются биологическим признаком высокой продуктивности. Вариации биомассы фитопланктона повторяют вариации расчётных величин продукции, причём по совпадению они оказались численно равными: биомасса – от 0,05 до 0,21 гС/м³, продукция – от 0,02 до 0,23 гС/м³км (рис. 28). Заметим, что в проведенный период исследований воды р. Киевка были бедны биогенными элементами, поэтому первичная продукция в её внешнем эстуарии обеспечивалась фосфатами, реминерализованными во внутреннем эстуарии (Курносова, Шульгина, 2022).

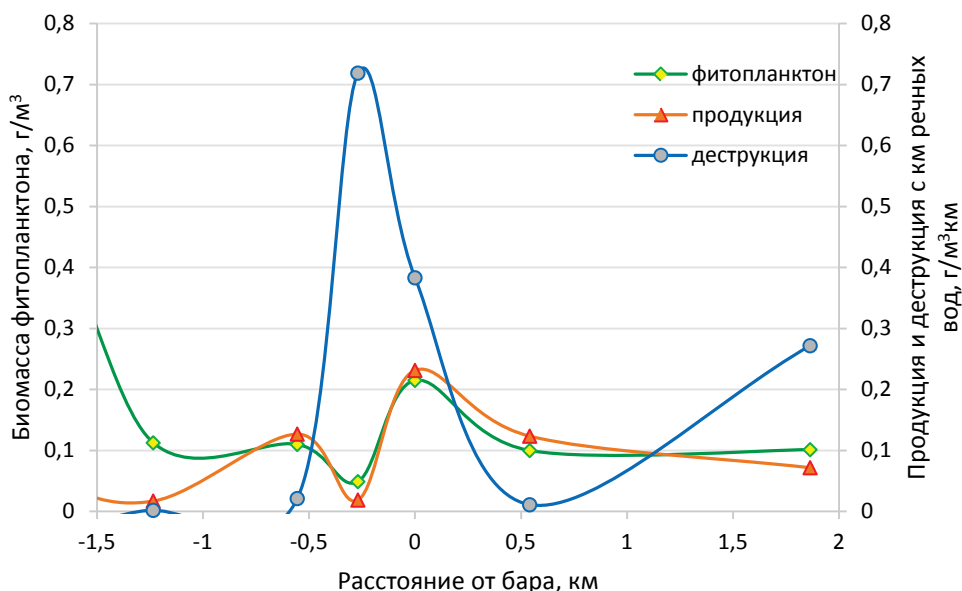


Рисунок 28 – Биомасса фитопланктона (гС/м³) и рассчитанные значения продукции и деструкции в эстуарии р. Киевка в весенний сезон

Таким образом, распределение автотрофных организмов вдоль градиента солености в исследованных эстуариях хорошо соотносится с выявленными особенностями локализации продукции и деструкции. Особо стоит отметить, что биомасса и видовой состав фитопланктона в эстуариях рек Киевка и Суходол оказались сходны, как и величины первичной продукции, рассчитанные по утилизации фосфатов в поверхностном слое. Такое сходство количественных показателей для двух изолированных и совершенно разных экосистем указывает

на то, что основным фактором, определяющим состояние эстуарных экосистем, является биопродуктивность их вод. В данном случае биопродуктивность двух эстуариев оказалась близкой, в обоих случаях благодаря значительному вкладу процессов рециклинга в баланс биогенных веществ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты исследования продукционно-деструкционных процессов в эстуариях рек Раздольная, Суходол и Киевка, впадающих в Японское море, с применением усовершенствованного метода оценки первичной продукции по особенностям распределения биогенных элементов показали, что во всех исследованных эстуариях существуют участки с преобладанием как продукционных процессов, так и деструкционных. Рассмотрены механизмы формирования таких участков, выяснены их локализация и её сезонная изменчивость. Количественно оценены величины первичной продукции и деструкции.

Анализ полученных результатов позволил объединить казавшиеся противоречивыми концепции продуктивности эстуарных зон и прийти к выводу, что эстуарии являются не только утилизаторами терригенного ионного стока, но и источниками минеральных форм биогенных элементов, т.е. одновременно и «маргинальным фильтром», и «фабрикой биогенов». Смена знака продукционно-деструкционного баланса вдоль градиента солености в эстуариях соответствует известной в экологии концепции функционирования речного континуума, при этом результаты эстуарных исследований раскрывают механизмы циклической смены автотрофных и гетеротрофных зон по течению реки. Высказано предположение, что деструкция органического вещества, поступающего с речным стоком, и продукция нового органического вещества – это важнейшие экологические функции любого эстуария. Закономерности пространственных и сезонных изменений продукционно-деструкционного баланса в эстуариях должны учитываться как при анализе гидрохимического режима, так и в экологических и гидробиологических исследованиях этих водных объектов.

ВЫВОДЫ

1. Вдоль оси эстуариев происходит последовательная смена участков с преобладанием процессов деструкции органического вещества (внутренний эстуарий) на участки с преобладанием продукционных процессов (внешний эстуарий).

2. Сезонные изменения продукционно-деструкционных процессов в эстуариях имеют тенденцию ослабления продукции и усиления деструкции от весны к осени с постепенным расширением зоны преобладания деструкционных процессов.

3. Рециклинг биогенных элементов внутри эстуариев значительно увеличивает их продуктивность относительно уровня, обеспечиваемого терригенным ионным стоком. Вклад рециклинга в продукцию эстуариев может достигать 50 %.

4. Годовые максимумы первичной продукции в исследованных эстуариях сравнимы по величине и оцениваются в $0,8-1,0 \text{ гС/м}^3\text{км}$, что соответствует примерно $5 \text{ гС/м}^3\text{сут}$, но наблюдаются в разные сезоны в зависимости от водного режима рек (обычно в период паводков). Зона максимальной продукции располагается в верхней части внешних эстуариев, близ солёностного фронта, соответствующего критической солёности.

5. Особенности пространственной локализации и сезонных изменений продукционно-деструкционных процессов определяют наиболее общие особенности структуры и функционирования эстуарных экосистем, такие как трофность и сезонную динамику обилия и продукции консументов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Барабанщиков Е.И., Колпаков Н.В. Состав, распределение, динамика и продукция зоопланктона эстуариев Приморья // Водные биологические ресурсы северной части Тихого океана: состояние, мониторинг, управление : мат-лы Всерос. науч. конф., посвящ. 80-летию юбилею ФГУП «КамчатНИРО». – Петропавловск-Камчатский : КамчатНИРО, 2012. – С. 448–460.

Бирюлин Г.М., Бирюлина М.Г., Микулич Л.В., Якунин Л.П. Летние модификации вод залива Петра Великого // Океанография и морская метеорология. – Л. : Гидрометеиздат, 1970. – С. 286–299.

Богатов В.В. Комбинированная концепция функционирования речных экосистем // Вестн. ДВО РАН. – 1995. – № 3. – С. 51–61.

Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 1994. — 218 с.

Бульон В.В. Закономерности первичной продукции планктона и их значение для контроля и прогнозирования состояния водных экосистем // Биол. внутр. вод. – 1997. – № 1. – С. 13–23.

Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоемов // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. – СПб. : Гидрометеиздат, 1993. – С. 147–158.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. – Л. : Наука, 1983. – 150 с.

Важова А.С. Влияние структуры вод и особенностей продукционно-деструкционных процессов в эстуариях на структурно-функциональные характеристики биоценозов // Проблемы региональной экологии. – 2019. – № 4. – С. 14–22.

Важова А.С. Сезонные изменения концентраций биогенных веществ и содержания растворенного кислорода в реках южного Приморья // Изв. ТИНРО. – 2017а. – Т. 191. – С. 210–222. DOI: 10.26428/1606-9919-2017-191-210-222.

Важова А.С. Сезонная изменчивость гидрохимических параметров некоторых рек южного Приморья // PontusEuxinus 2017 : тез. докл. X Всерос. науч.-практ. конф. молодых ученых по проблемам водных экосистем, в рамках проведения Года экологии в Российской Федерации. – Севастополь : DigitPrint, 2017б. – С. 42–44.

Важова А.С., Зуенко Ю.И. Особенности распределения биогенных элементов вдоль градиента солености в эстуариях рек Суходол и Раздольная (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. – 2015а. – Т. 180. – С. 226–235. DOI: 10.26428/1606-9919-2015-180-226-235.

Важова А.С., Зуенко Ю.И. Оценка первичной продукции в эстуариях рек Раздольная и Суходол (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. – 2015б. – Т. 182. – С. 132–143. DOI: 10.26428/1606-9919-2015-182-132-143.

Важова А.С., Зуенко Ю.И. Оценка продуктивности эстуариев залива Петра Великого (Японское море) // Мат-лы XVI конф. по промысловой океанологии. – Калининград, 2014. – С. 43–45.

Вернадский В.И. Избранные сочинения : в 6 томах. Т. 4, кн. 2 : История минералов земной коры, т. II : История природных вод. – М. : АН СССР, 1960. – 652 с.

Винберг Г.Г. Опыт изучения фотосинтеза и дыхания в водной массе озера. К вопросу о балансе органического вещества. – Сообщ. 1 // Тр. Лимнол. ст. в Косине. – 1934. – Т. 18. – С. 5–24.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. – Минск : АН БССР, 1960. – 329 с.

Виноградова Е.Л. Временная и пространственная неоднородности гидрохимической структуры вод на верхних границах маргинальных фильтров Оби и Енисея : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – М., 2012. – 24 с.

Галышева Ю.А., Нестерова О.В., Гришан Р.П. Гранулометрический состав и органическое вещество мягких осадков некоторых прибрежных морских

экосистем северо-западной части Японского моря // Изв. ТИНРО. – 2008. – Т. 154. – С. 103–113.

Гаретова Л.А., Левшина С.И., Фишер Н.К. и др. Распределение органического вещества, фитопигментов и гетеротрофных бактерий вдоль градиента солености в эстуариях малых рек бассейна Татарского пролива // Изв. ТИНРО. – 2016. – Т. 184. – С. 219–235. DOI: 10.26428/1606-9919-2016-184-219-235.

Голубков М.С. Первичная продукция планктона в эстуарии р. Невы на рубеже XX–XXI веков // Биол. внутр. вод. – 2009. – № 4. – С. 20–26.

Голубков М.С., Голубков С.М., Умнова Л.П. Первичная продукция и проблемы эвтрофирования эстуария р. Невы // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / под ред. Алимова А.Ф., Голубкова С.М. – Л. ; М. : Товарищество научных изданий КМК, 2008. – С. 313–338.

Гомоюнов К.А. Гидрологический очерк Амурского залива и реки Суйфуна // Производительные силы Дальнего Востока. – 1927. – № 2. – С. 73–91.

Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии. – М. : Наука, 1983. – 160 с.

Гордеев В.В. Система река–море и ее роль в геохимии океана : автореф. дис. ... д-ра геол.-минерал. наук. – М. : ИО РАН, 2009. – 36 с.

Григорьев Р.В., Зуенко Ю.И. Среднемноголетнее распределение температуры и солености в Амурском заливе Японского моря // Изв. ТИНРО. – 2005. – Т. 143. – С. 179–188.

Гусарова И.С., Колпаков Н.В., Ольховик А.В. Сезонная динамика макрофитобентоса эстуария реки Суходол (Уссурийский залив, залив Петра Великого) // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – Владивосток : Дальнаука, 2011. – Вып. 5. – С. 134–141.

Демидов А.Б., Мошаров С.А. Современные методы определения и оценки первичной продукции в морях и океанах :

http://www.ocean.ru/index2.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=623&Itemid=78. – 2013.

Дмитриев В.В., Боброва О.Н., Грачева И.В. и др. Мониторинг и моделирование продукционно-деструкционных отношений в водных экосистемах // Успехи современного естествознания. – 2019. – № 1. – С. 82–87.

Дударев О.В., Боцул А.И., Савельева Н.И. Масштабы изменчивости литолого-биогеохимических процессов в эстуарии реки Раздольная (Японское море): потоки терригенного материала и формирование донных осадков // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. – Владивосток : Дальнаука, 2005. – С. 7–40.

Емельянов Е.М. Процессы седиментогенеза в Финском заливе, связанные с антропогенными нагрузками // Океанология. – 1995. – Т. 35, № 5. – С. 770.

Емельянов Е.М. Фосфор // Геохимия Атлантического океана. Органическое вещество и фосфор. – М. : Наука, 1979. – С. 102–209.

Ефимова Л.Е., Цыцарин А.Г. Пространственно-временное распределение биогенных элементов в зоне смешения речных и морских вод Двинского залива Белого моря (на примере устьевой области Северной Двины и верхней части залива) // Тр. ГОИН. – 2002. – Вып. 208. – С. 217–225.

Жабин И.А., Грамм-Осипова О.Л., Юрасов Г.И. Ветровой апвеллинг у северо-западного побережья Японского моря // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 10. – С. 82–86.

Заварзин Г.А., Колотилова Н.Н. Введение в природоведческую микробиологию. – М. : Книжный дом «Университет», 2001. – 256 с.

Звалинский В.И., Марьяш А.А., Тищенко П.Я. и др. Продукционные характеристики эстуария реки Раздольной в период ледостава // Изв. ТИНРО. – 2016. – Т. 185. – С. 155–174. DOI: 10.26428/1606-9919-2016-185-155-174.

Звалинский В.И., Недашковский А.П., Сагалаев С.Г. и др. Биогенные элементы и первичная продукция эстуария реки Раздольной // Биол. моря. – 2005. – Т. 31, № 2. – С. 107–116.

Звалинский В.И., Тищенко П.П., Тищенко П.Я. и др. Результаты съемки гидрохимических и продукционных параметров акватории Амурского залива в период паводка реки Раздольной в августе 2005 года // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря. – М. : ГЕОС, 2008. – С. 199–229.

Звалинский В.И., Тищенко П.Я. Биогенные элементы в эстуариях. Поведение и биогеохимия // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. – Владивосток : Дальнаука, 2005. – С. 89–124.

Зуенко Ю.И. Промысловая океанология Японского моря. – Владивосток : ТИНРО-Центр, 2008. – 227 с.

Зуенко Ю.И., Рачков В.И. Основные черты гидрологического и гидрохимического режима вод бухты Киевка (Японское море) // Изв. ТИНРО. – 2003. – Т. 133. – С. 303–312.

Иванова Е.А., Колмаков В.И., Кравчук Е.С. и др. Избранные главы альгологии (Конспект лекций). – Красноярск, 2007. – 98 с. : электрон. учеб.-метод. комплекс дисциплины / Сиб. федерал. ун-т, <https://elib.sfu-kras.ru/handle/2311/138479>.

Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.

Колпаков Н.В. Продукция макрозообентоса в эстуариях Приморья // Изв. ТИНРО. – 2015. – Т. 182. – С. 197–212. DOI: 10.26428/1606-9919-2015-182-197-212.

Колпаков Н.В. Продукция макрофитов в эстуариях рек Приморья // Изв. ТИНРО. – 2013. – Т. 174. – С. 135–148.

Колпаков Н.В. Продукция рыб в эстуариях Приморья // Изв. ТИНРО. – 2016. – Т. 184. – С. 3–22. DOI: 10.26428/1606-9919-2016-184-3-22.

Колпаков Н.В. Эстуарные экосистемы северо-западной части Японского моря: структурно-функциональная организация и биоресурсы. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2018. — 428 с.

Колпаков Н.В., Бегун А.А. Состав и распределение микроводорослей в эстуарии реки Суходол (Уссурийский залив, залив Петра Великого) в осенний период. 1. Фитопланктон // Изв. ТИНРО. – 2014. – Т. 176. – С. 115–126. DOI: 10.26428/1606-9919-2014-176-115-126.

Колпаков Н.В., Долганова Н.Т., Надточий В.А. и др. Экосистемные исследования биоресурсов прибрежных и эстуарных вод южного Приморья // ТИНРО–85. Итоги десятилетней деятельности. 2000–2010 гг. – Владивосток : ТИНРО-центр, 2010. – С. 103–128.

Колпаков Н.В., Милованкин П.Г. Распределение и сезонная изменчивость обилия рыб в эстуарии реки Раздольной (залив Петра Великого, Японское море) // Вопр. ихтиол. – 2010. – Т. 50, № 4. – С. 351–365.

Колпаков Н.В., Милованкин П.Г. Состав и сезонная изменчивость сообщества рыб эстуария р. Суходол (Уссурийский залив, Японское море) // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – Владивосток : Дальнаука, 2011. – Вып. 5. – С. 232–238.

Колпаков Н.В., Надточий В.А. Макрозообентос эстуариев южного Приморья: состав, структура, пространственно-временная изменчивость // Водные биологические ресурсы северной части Тихого океана: состояние, мониторинг, управление : мат-лы Всерос. науч. конф., посвящ. 80-летнему юбилею ФГУП «КамчатНИРО». – Петропавловск-Камчатский : КамчатНИРО, 2012. – С. 467–480.

Колтунов А.М., Тищенко П.Я., Звалинский В.И. и др. Карбонатная система Амурского лимана и прилегающих морских акваторий // Океанология. – 2009. – Т. 49, № 5. – С. 694–706.

Костылева А.В., Мошаров С.А. Перспективы использования расчетов кажущегося потребления кислорода для оценки продукционно-деструкционных процессов в водных экосистемах (на примере северо-восточной части Черного моря) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. – 2017. – № 1. – С. 59–65.

Кревш А., Кучинскене А. Процессы деструкции органического вещества в донных осадках мелководной лагуны (Куршский залив Балтийского моря) // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и

морских водах : мат-лы V Всерос. симп. с междунар. участ. – Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2012. – С. 302–304.

Курносова А.С., Зуенко Ю.И., Швецова М.Г. Локализация продукционно-деструкционных процессов по распределению фосфатов в эстуариях рек Уда и Усалгин Охотское море // Изв. ТИНРО. – 2022. – Т. 202, вып. 4. – С. 917–932. DOI: 10.26428/1606–9919–2022–202–917–932. EDN: IZYFHO.

Курносова А.С., Шульгина М.А. Первичная продукция в эстуарии р. Киевка в весенний сезон // Мат-лы X междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых и специалистов «Современные проблемы и перспективы развития рыбохозяйственного комплекса». – М. : ВНИРО, 2022. – С. 390–393.

Лалин С.А. Гидрохимическая структура вод Обской губы и оценка ее биопродуктивности // Вопр. промысл. океанол. – 2011. – Вып. 8, № 1. – С. 83–100.

Лалин С.А. Специфика формирования зон повышенной продуктивности в Обском эстуарии // Тр. ВНИРО. – 2014. – Т. 152. – С. 146–154.

Лебедев Ю.М. Балансовый метод и определение первичной продукции в водотоках // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. – СПб. : Гидрометеиздат, 1993. – С. 59–65.

Леонов А.В., Стыгар О.В. Математическое моделирование процессов биотрансформации органических веществ для изучения условий евтрофирования вод поверхностного слоя Каспийского моря // Водные ресурсы. – 2001. – Т. 28, № 5. – С. 587–605.

Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология. – 1994. – Т. 34, № 5. – С. 735–747.

Лисицын А.П. Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы «живого океана» // Геология и геофизика. – 2004. – Т. 45, № 1. – С. 15–48.

Лоция № 1401 северо-западного берега Японского моря от реки Туманная до мыса Белкина. – СПб. : ГУНиО МО РФ, 2005. – 396 с.

Лоция северо-западного берега Японского моря от реки Туманная до мыса Белкина. – М. : ГУНиО МО СССР, 1984. – 320 с.

Лучин В.А., Тихомирова Е.А., Круц А.А. Океанографический режим вод залива Петра Великого (Японское море) // Изв. ТИНРО. – 2005. – Т. 140. – С. 130–169.

Макаревич П.Р. Структура и функционирование планктонных альгоценозов эстуарных экосистем шельфовых морей : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Мурманск, 2004. – 45 с.

Мамаев О.И. Термохалинный анализ вод Мирового океана. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – 296 с.

Марьяш А.А., Ходоренко Н.Д., Звалинский В.И., Тищенко П.Я. Хлорофилл, гуминовые вещества и органический углерод в эстуарии реки Раздольная в период ледостава // Вестн. ДВО РАН. – 2010. – № 6. – С. 44–51.

Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов / под ред. И.Л. Пыриной. – СПб. : Гидрометеиздат, 1993. – 167 с.

Михайлик Т.А., Недашковский А.П., Ходоренко Н.Д., Тищенко П.Я. Особенности эвтрофикации Амурского залива (Японское море) рекой Раздольной // Изв. ТИНРО. – 2020. – Т. 200, вып. 2. – С. 401–411. DOI: 10.26428/1606-9919-2020-200-401-411.

Михайлов В.Н. Гидрологические процессы в устьях рек. – М. : ГЕОС, 1997. – 176 с.

Михайлов В.Н. Гидрология устьев рек. – М. : Изд-во МГУ, 1998. – 176 с.

Михайлов В.Н., Горин С.Л. Новые определения, районирование и типизация устьевых экономических рек и их частей – эстуариев // Водн. ресурсы. – 2012. – Т. 39, № 3. – С. 243–257.

Михайлов В.Н., Горин С.Л., Михайлова М.В. Новый подход к определению и типизации эстуариев // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. – 2009. – № 5 – С. 3–11.

Монин А.С., Гордеев В.В. Амазония. – М. : Наука, 1988. – 214 с.

Надточий В.А., Галышева Ю.А., Колпаков Н.В., Нестерова О.В. Распределение макробентоса в эстуариях рек бассейна залива Петра Великого в

связи с характеристиками донных осадков // Изв. ТИНРО. – 2010. – Т. 163. – С. 297–310.

Налетова И.А., Сапожников В.В., Метревели М.П. Продукционно-деструкционные процессы в Белом море // Комплексные исследования экосистемы Белого моря. – М. : ВНИРО, 1994. – С. 76–83.

Налетова И.В., Сапожников В.В. Биогенные элементы и продукционно-деструкционные процессы в Белом море // Океанология. – 1993. – Т. 33, № 2. – С. 195–200.

Невская губа. Гидробиологические исследования / под ред. Г.Г. Винберга, Б.Л. Гутельмахера. – Л. : Наука, 1987. – 216 с.

Нешиба С. Океанология – современные представления о жидкой оболочке Земли : пер. с англ. – М. : Мир, 1991. – 414 с.

Одум Ю. Экология. – М. : Мир, 1986. – Т. 1. – 328 с.; Т. 2. – 376 с.

Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М. : Высш. шк., 1966. – 341 с.

Петренко В.С., Мануйлов В.А. Физическая география залива Петра Великого. — Владивосток : ДВГУ, 1988. – 148 с. — Деп. в ВИНТИ, № 6891–В88.

Подорванова Н.Ф., Иващинникова Т.С., Петренко В.С., Хомичук Л.С. Основные черты гидрохимии залива Петра Великого (Японское море). – Владивосток : ДВО АН СССР, 1989. – 202 с.

Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Фосфорный обмен природной взвеси в эстуариях рек Дунай и Чорох // Мор. экол. журн. – 2003. – Т. 2, № 1. – С. 83–97.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Основные гидрологические характеристики. Т. 18 : Дальний Восток, вып. 3 : Приморье / под ред. Т.А. Кисельковой. — Л. : Гидрометеиздат, 1977. — 246 с.

Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана / под ред. В.В. Сапожникова. – М. : ВНИРО, 2003. – 202 с.

Рыжаков А.В., Степанова И.А. Оценка скорости потребления минерального фосфора в природных водах с использованием ингибиторов щелочной фосфатазы. // Экологическая химия. – 2016. – Т. 25, № 3. – С. 172–175.

Савельева Н.И., Аникиев В.В., Дударев О.В. Изменчивость стратификации вод в северной части Амурского залива Японского моря в летний период // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. – Владивосток : Дальнаука, 2005. – С. 41–52.

Савенко А.В., Покровский О.С. Распределение растворенных веществ в эстуарии Енисея и на прилегающей акватории Карского моря и его межгодовая изменчивость // Геохимия. – 2019. – Т. 64, № 11. – С. 1175–1186. DOI: 10.31857/S0016-752564111175-1186.

Савенко В.С., Савенко А.В. Геохимия фосфора в глобальном гидрологическом цикле. – М. : ГЕОС, 2007. – 248 с.

Сапожников В.В., Метревели М.П. Стехиометрическая модель органического вещества – основа количественного изучения продукционно-деструкционных процессов в океане // Тр. ВНИРО. – 2015. – Т. 155. – С. 135–145.

Свищев С.В. Кажущееся потребление кислорода в глубоководной части Черного моря по данным измерений буев Био-Арго // Комплексные исследования Мирового океана : мат-лы VI Всерос. науч. конф. молод. учен. – М. : ИО РАН, 2021. – С. 360–361.

Сёмкин П.Ю., Тищенко П.П., Тищенко П.Я. и др. Характеристика продукционно-деструкционных процессов в эстуариях рек Уда и Усалгин (Охотское море) в период летнего паводка // Вестн. ДВО РАН. – 2020. – № 2. – С. 88–96. DOI: 10.37102/08697698.2020.210.2.011.

Сёмкин П.Ю., Тищенко П.Я., Михайлик Т.А. и др. Гидрохимические исследования эстуария реки Партизанской (залив Находка, Японское море) в период летней межени // Изв. ТИНРО. – 2018. – Т. 193. – С. 143–152. DOI: 10.26428/1606-9919-2018-193-143-152.

Сёмкин П.Ю., Тищенко П.Я., Тищенко П.П. и др. Особенности гидрохимии эстуариев рек Артёмовки и Шкотовки (Уссурийский залив, Японское море) летом 2011 г. // Изв. ТИНРО. – 2012а. – Т. 171. – С. 267–284.

Сёмкин П.Ю., Тищенко П.Я., Лобанов В.Б. и др. Особенности распределения гидрохимических параметров Уссурийского залива (Японское море) в летний период // Изв. ТИНРО. – 2012б. – Т. 168. – С. 152–168.

Сёмкин П.Ю., Тищенко П.Я., Ходоренко Н.Д. и др. Продукционно-деструкционные процессы в эстуариях рек Артемовка и Шкотовка (Уссурийский залив) в летний сезон // Водные ресурсы. – 2015. – Т. 42, № 3. – С. 311–321.

Скибинский Л.Э. Значение геохимических барьерных зон в формировании эколого-гидрохимического состояния прибрежных вод Белого моря // Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря : мат-лы IX междунар. конф. – Петрозаводск, 2005. – С. 280–284.

Сорокин Ю.И. Определение продуктивности фотосинтеза фитопланктона в водной толще с помощью ^{14}C // Физиол. растений. – 1959. – Т. 6, вып. 1. – С. 118–125.

Столяров А.П. Особенности структурной организации сообщества макробентоса в эстуарных экосистемах (Кандалакшский залив, Белое море) // Успехи современной биологии. – 2013. – Т. 133, № 2. – С. 191–208.

Столяров А.П. Эстуарные экосистемы Белого моря. – Владимир, 2017. – 360 с.

Столяров А.П., Бурковский И.В. Нарушение структуры бентосных сообществ в эстуарных экосистемах (Кандалакшский залив, Белое море) // Вестн. Тверского государственного университета. Сер. Биология и экология. – 2018. – № 2. – С. 88–102.

Тарасова Н.П., Кузнецов В.А. Кислотно-основные равновесия и окислительно-восстановительные процессы в природных водоемах – М. : МХТИ им. Менделеева, 1988. – 48 с.

Тищенко П.П., Тищенко П.Я., Звалинский В.И., Сергеев А.Ф. Карбонатная система Амурского залива (Японское море) в условиях гипоксии // *Океанология*. – 2011. – Т. 51, № 2. – С. 246–257.

Тищенко П.Я., Вонг Ч.Ш., Волкова Т.И. и др. Карбонатная система эстуария реки Раздольной (Амурский залив Японского моря) // *Биол. моря*. – 2005. – Т. 31, № 1. – С. 51–60.

Тищенко П.Я., Сёмкин П.Ю., Павлова Г.Ю. и др. Гидрохимия эстуария реки Туманной (Японское море) // *Океанология*. – 2018. – Т. 58, № 2. – С. 192–204.

Тищенко П.Я., Сёмкин П.Ю., Тищенко П.П. и др. Гипоксия придонных вод эстуария реки Раздольная // *Докл. АН*. – 2017. – Т. 476, № 5. – С. 576–580.

Фосфор в окружающей среде / под ред. Э. Гриффита. – М. : Мир, 1977. – 758 с.

Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера : пер. с англ. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – 280 с.

Хлебович В.В. К биологической типологии эстуариев Советского Союза // *Тр. ЗИН СССР*. – 1986. – Т. 141. – С. 5–16.

Хлебович В.В. Критическая соленость биологических процессов. – Л. : Наука, 1974. – 235 с.

Хлебович В.В. Прикладные аспекты концепции критической солености // *Успехи совр. биол.* – 2015. – Т. 135, № 3. – С. 272–278.

Хромов В.М., Сёмин В.А. Методы определения первичной продукции в водоемах. – М. : МГУ, 1975. – 123 с.

Юрасов Г.И., Жабин И.А., Зуенко Ю.И. Океанография прибрежных районов северо-западной части Японского моря // *Дальневосточные моря России. Кн. 1 : Океанологические исследования*. – М. : Наука, 2007. – С. 474–506.

Яричин В.Г. Состояние изученности циркуляции вод Японского моря // *Тр. ДВНИГМИ*. – 1980. – Вып. 80. – С. 46–61.

Beck M.W., Heck K.J., Able K.W. et al. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates // *Bioscience*. — 2001. — Vol. 51. — P. 633–641.

Behrenfeld M.J., Boss E., Siegel D., Shea D.M. Carbon-based ocean production and phytoplankton physiology from space // *Global Biogeochemical Cycles*. – 2005. – Vol. 19. GB1006. – P. 14.

Berezina N.A., Golubkov S.M. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea // *J. Mar. Syst.* – 2008. – Vol. 74. – P. 80–85.

Berezina N.A., Tsipenkina I.G., Pankova E.S., Gubelit J.I. Dynamics of invertebrate communities in stony littoral of the Neva Estuary (Baltic Sea) under macroalgal blooms // *Transit. Waters Bull.* – 2007. – Vol. 1. – P. 65–76. DOI: 10.1285/i1825229Xv1n1p65.

Berger W.H., Fischer K., Lai C., Wu G. Ocean productivity and organic carbon flux. Part I. Overview and maps of primary production and export production. – U.C. San Diego, SIO, 1987. – Ref. 87–30. – 67 p.

Boon P.J. Bacteria assemblages in rivers and billabongs of Southeastern Australia // *Microbiol. Ecol.* – 1991. – Vol. 22, № 1. – P. 27–52.

Boonphakdee T., Fujiwara T. Temporal variability of nutrient budgets in a tropical river estuary: the Bangpakong River estuary, Thailand // *Environment Asia*. – 2008. – Vol. 1. – P. 7–21. DOI: 10.14456/ea.2008.2.

Budaeva V.D., Zuenko Y.I., Makarov V.G. Water structure and dynamics in Peter the Great Bay in conditions of strong summer desalination (2008–2009) // *Pacific Oceanography*. – 2013. – Vol. 6, № 1. – P. 10–17.

Cabecadas G., Nogueira M., Brogueira M.J. Nutrient dynamics and productivity in three European estuaries // *Mar. Pollut. Bull.* – 1999. – Vol. 38, Is. 12. – P. 1092–1096.

Caspers H. Estuaries: analysis of definition and biological consideration // *Estuaries*. – Washington : Amer. Ass. Adv. Sci., 1967. – P. 6–8.

Cloern J.E., Foster S.Q., Kleckner A.E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems // *Biogeosciences*. – 2014. – Vol. 11. – P. 2477–2501.

Colijn F., de Jonge V.N. Primary production of microphytobenthos in the Ems-Dollard Estuary // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1984. – Vol. 14. – P. 185–196. DOI: 10.3354/meps014185.

Doering P.H., Oviatt C.A., Nowicki B.L. et al. Phosphorus and nitrogen limitation of primary production in a simulated estuarine gradient // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1995. – Vol. 124. – P. 271–287.

Doval M.D., Hansell D.A. Organic carbon and apparent oxygen utilization in the western South Pacific and the central Indian Oceans // *Marine Chemistry.* – 2000. – Vol. 68. – P. 249–264.

Edinger J.E., Buchak E.M., Kollubru V.S. Modeling flushing and mixing in a deep estuary // *Water, Air, and Soil Pollution.* – 1998. – Vol. 102, № 3–4. – P. 345–353.

Eyre B.D., Balls Ph.W. A comparative study of nutrient processes along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries // *Estuaries and Coasts.* – 1999. – Vol. 22, № 2. – P. 313–326.

Gaarder T., Gran H.H. Investigations of the production of phytoplankton in the Oslo Fjord // *Rapp. P.V. Cons. Int. Explor.* – 1927. – Vol. 42. – P. 1–48.

Goldman Ch.R. Primary production and limiting factors in three lakes of the Alaska Peninsula // *Ecol. Monogr.* – 1960. – Vol. 30. – P. 207–230.

Gordeev V.V., Beeskow B., Rachold V. Geochemistry of the Ob and Yenisey Estuaries: A comparative Study : *Berichte zur Polar- und Meeresforschung Reports on Polar and Marine Research.* – AWI-Bremerhaven, Germany, 2007. – 235 p.

Gordeev V.V., Konnov V.A., Konnova Yu.V. Nitrogen forms in the Amazon River basin and estuary // *Interactions and biogeochemical cycles in aqueous ecosystems.* – Pt. 7 / eds. E.T. Degens et al. – Hamburg : SCOPE/UNEP, 1992. – P. 133–147.

Gordon D.C., Boudreau P.R., Mann P.R. et al. LOICZ Biogeochemical Modeling Guideline : *LOICZ Reports & Studies.* – 1996. – № 5, Second Edition. – 96 p.

Head P.C. Organic processes in estuaries // *Estuarine chemistry* / eds. J.D. Burton, P.C. Liss. – L. : Acad. Press, 1976. – P. 54–91.

Howarth R.W., Chan F., Swaney D.P. et al. Role of external inputs of nutrients to aquatic ecosystems in determining prevalence of nitrogen vs. phosphorus limitation of net primary productivity // *Biogeochemistry*. – 2021. – Vol. 154. – P. 293–306. DOI: 10.1007/s10533-021-00765-z.

Ito T., Minobe S., Long M.C., Deutsch C. Upper ocean O₂ trends: 1958–2015 // *Geophys. Res. Lett.* – 2017. – Vol. 44. – P. 4214–4223. DOI: 10.1002/2017GL073613.

Johnson K.S., Pytkowicz R.M., Wong C.S. Biological production and the change of oxygen and carbon dioxide across the sea surface in Stuart Channel, British Columbia // *Limnol. Oceanogr.* – 1979. – Vol. 24. – P. 474–484.

Kahru M., Jacox M.G., Lee Z. et al. Optimized multi-satellite merger of primary production estimates in the California Current using inherent optical properties // *J. Mar. Syst.* – 2015. – Vol. 147. – P. 94–102.

Kennish M.J. Environmental threats and environmental future of estuaries // *Env. Conservat.* — 2002. — Vol. 29. — P. 78–107.

Khlebovich V.V. Some peculiar features of the hydrochemical regime and the fauna of mesohaline waters // *Mar. Biol.* – 1968. – Vol. 2, № 1. – P. 47–49.

Kiefer Dale A., Cullen John J. Phytoplankton Growth and Light Absorption As Regulated by Light, Temperature, and Nutrients // *Polar Research*. – 1991. – Vol. 10, № 1. – P. 163–172. DOI: 10.3402/polar.v10i1.6735.

Kinne O. Marine ecology: a comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters. Vol. 1 : Environmental factors. – 1972. – P. 1323–1360.

Krasnick G., Caperon J. Primary Productivity in a Nutrient-Limited Tropical Estuary // *Pacific Science*. – 1973. – Vol. 27, № 2. – P. 189–196.

Kromkamp J., Peene J. Possibility of net primary production in the turbid Shelde estuary (SW Netherlands) // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1995. – Vol. 121. – P. 249–259.

Lee Z.P., Carder K.L., Marra J. et al. Estimating primary production at depth from remote sensing // *Applied Optics*. – 1996. – Vol. 35. – P. 463–474.

Libes S. Introduction to Marine Biogeochemistry. 2nd ed. – San Diego : Academic Press, 2009. – 909 p.

Marra J., Trees C.C., O'Reilly J.E. Phytoplankton pigment absorption: A strong predictor of primary production in the surface ocean // *Deep-Sea Res.* – 2007. – Vol. 54, № 2. – P. 155–163.

McLusky D.S., Elliott M. *The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management.* 3rd ed. – OUP, Oxford, 2004. – 216 p.

Meybeck M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers // *Am. J. Sci.* — 1982. — Vol. 282, Iss. 4. — P. 401–450. DOI: 10.2475/ajs.282.4.401.

Moigis A.G., Gocke K. Primary production of phytoplankton estimated by means of the dilution method in coastal waters // *J. Plankton Res.* – 2003. – Vol. 25, № 10. – P. 1291–1300.

Officer Ch. *Physics of estuarine circulation* // *Estuaries and enclosed Seas.* – Amsterdam e.a., 1983. – P. 15–41.

Ogura N. The relation between dissolved organic carbon and apparent oxygen utilization in the Western North Pacific // *Deep-Sea Res.* – 1970. – Vol. 17. – P. 221–231.

Pritchard D.W. Estuarine circulation patterns // *Proc. Am. Soc. Civ. Engrs.* – 1955. – Vol. 81, Sep. 717. – P. 1–11.

Pritchard D.W. What is an estuary: physical viewpoint // *Estuaries, American Association for the Advancement of Science / Lauff G.H. (ed.).* – Washington DC, 1967. – P. 3–5.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. The Influence of organisms on the Composition of Sea Water // *The Sea.* – N.Y., 1963. – Vol. 2 – P. 26–49.

Regnier P., Arndt S., Goossens N. et al. Modelling estuarine biogeochemical dynamics: from the local to the global scale // *Aquat. Geochem.* – 2013. – Vol. 19. – P. 591–626. DOI: 10.1007/s10498-013-9218-3.

Richards F.A. Anoxic Baggins and Fjords // *Chem. Oceanogr. I.* – N.Y. ; L. : Acad. Press, 1965. – P. 611–645.

Richey J.E., Devol A.H., Wofsy S.C. et al. Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters // *Limnol. Oceanogr.* – 1988. – Vol. 33, № 4. – P. 551–561.

Ryther J.H. The measurement of primary production // *Limnol. Oceanogr.* – 1956. – Vol. 1. – P. 72–84. DOI: 10.4319/lo.1956.1.2.0072.

Sarma V.V.S.S., Prasad V.R., Kumar B.S.K. et al. Intra-annual variability in nutrients in the Godavari estuary, India // *Continental Shelf Research.* – 2010. – Vol. 30, Is. 19. – P. 2005–2014.

Saunders G., Trama F., Bachmann R. Evaluation of a modified C^{14} technique for shipboard estimation of photosynthesis in large lakes // *Great Lakes Res. Div. Publ.* – 1962. – № 8. – P. 122–129.

Sorokin Yu.I., Sorokin P.Yu. Plankton and primary production in the Lena river estuary and in the south-eastern Laptev Sea // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* – 1996. – Vol. 43, Is. 4. – P. 399–418.

Statham P.J. Nutrients in estuaries – an overview and the potential impacts of climate change // *Science of The Total Environment.* – 2012. – Vol. 434. – P. 213–227. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.088.

Steemann-Nielsen E. The use of radioactive carbon (C^{14}) for measuring organic production in the sea // *J. Cons. Perm. Int. Explor.* – 1952. – Vol. 18. – P. 117–140.

Süzal A., Bizsel N., Bizsel K.C., Hüsrevoğlu Y.S. Dissolved nutrient behavior along the estuarine salinity gradient at the Gediz river mouth (Aegean Sea, Turkey) // *Turkish J. Eng. Env. Sci.* – 2008. – Vol. 32. – P. 67–84.

Telesh I.V., Khlebovich V.V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review // *Mar. Poll. Bull.* – 2010. – Vol. 61. – P. 149–155.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W. et al. The river continuum concept // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1980. – Vol. 37, № 1. – P. 130–137.

Vazhova A.S. Changes in dissolved oxygen and nutrient concentrations on the surface of estuaries along the salinity gradient // *Proceed. Academic Conf. in English of School of Natural Sciences Students.* – Vladivostok, 2014. – P. 36–37.

Vazhova A.S. Physical and chemical processes related to bioproductivity in estuaries: case of the Suyfen/Razdolnaya and Sukhodol Rivers (Peter the Great Bay, Japan Sea) // *Тез. докл. 8-й конф. по Международной программе PEACE*

«Современные проблемы океанографии окраинных морей Азии». — Владивосток, 2016. — P. 42.

Vazhova A., Zuenko Y. Localization of the organic matter production and degradation in two different estuaries // E3S Web of Conferences. – 2021. – Vol. 244. – Art. 01010.

Weiss R.F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater // Deep-Sea Res. and Oceanographic Abstracts. – 1970. – Vol. 17, № 4. – P. 721–735.

Whitfield A.K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study // Rev. Fish. Biol. Fish. – 1999. – Vol. 9. – P. 151–186.

Yamashita Y., Tanoue E. Production of bio-refractory fluorescent dissolved organic matter in the ocean interior // Nature Geoscience. – 2008. – Vol. 1. – P. 579–582.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Гидролого-гидрохимические данные и расчеты продукции

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	T, °C	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля P	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот., мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км
												От PO ₄	От рециклинга			

РАЗДОЛЬНАЯ

31 августа 2010

24	131,8100	43,4153	-15,56	25,05	0,00	3,62	1,00	0,00	3,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14	131,7900	43,3539	-8,57	25,07	0,00	3,60	1,00	0,00	3,62	-0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,00
7	131,8000	43,3458	-7,38	25,00	0,00	3,50	1,00	0,00	3,62	-0,12	0,00	0,15	0,00	0,15	0,11	0,00
2	131,8100	43,2947	-1,64	25,00	0,58	3,40	0,98	0,00	3,55	-0,15	0,00	0,20	0,00	0,20	0,01	0,00
1	131,8090	43,2907	-1,19	24,55	5,13	3,15	0,84	0,04	3,11	0,04	0,18	0,20	0,01	0,21	0,02	0,51
0	131,8090	43,2800	0,00	25,00	1,80	2,33	0,94	0,00	3,41	-1,08	0,21	1,64	0,10	1,74	1,08	0,01
4	131,7940	43,2690	1,69	25,20	14,95	1,24	0,54	0,01	1,97	-0,73	0,12	1,87	0,12	1,99	0,14	0,00
	131,7885	43,2547	3,34	25,18	16,18	1,08	0,50	0,02	1,84	-0,76	0,12	2,06	0,14	2,20	0,07	0,01
	131,7830	43,2403	4,99	25,15	17,41	0,93	0,46	0,02	1,71	-0,79	0,11	2,27	0,15	2,41	0,07	0,00
5	131,7720	43,2117	8,29	25,10	19,88	0,61	0,39	0,03	1,45	-0,84	0,09	2,78	0,18	2,96	0,08	0,00
10	131,6580	43,1633	18,66	25,07	25,81	0,26	0,21	0,05	0,82	-0,56	0,05	3,22	0,22	3,44	0,02	0,00
12	131,7761	43,0878	31,11	24,12	29,20	0,21	0,10	0,12	0,57	-0,36	0,13	3,23	1,12	4,36	0,02	0,01
15	131,7433	43,0000	41,19	23,80	31,20	0,11	0,04	0,15	0,40	-0,29	0,05	3,48	1,13	4,61	0,00	0,00
22	131,6950	42,9370	49,14	23,53	32,10	0,09	0,02	0,17	0,34	-0,25	0,03	3,48	1,84	5,32	0,00	0,00

30 июня 2011

14	43,4148	131,8068	-15,12	23,80	0,00	4,22	1,00	0,00	4,20	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
17	43,3942	131,7983	-12,74	23,80	0,00	4,07	1,00	0,00	4,20	-0,13	0,02	0,18	0,00	0,19	0,08	0,00
18	43,3541	131,7870	-8,20	23,80	0,00	4,07	1,00	0,00	4,20	-0,13	0,02	0,18	0,00	0,19	0,00	0,00
5	43,3466	131,7990	-6,95	23,80	0,00	4,10	1,00	0,00	4,20	-0,10	0,05	0,19	0,00	0,19	0,00	0,03
4	43,3104	131,8129	-2,78	23,80	1,35	4,13	0,96	0,00	4,02	0,11	0,34	0,29	0,02	0,31	0,03	0,09
2	43,2907	131,8090	-0,57	20,44	18,04	3,08	0,44	0,18	2,04	1,04	1,26	0,36	0,24	0,60	0,13	0,64
3	43,2822	131,8087	0,38	19,32	21,41	2,04	0,34	0,25	1,70	0,34	0,97	1,26	0,86	2,11	0,71	0,00
	43,2754	131,8013	1,33	18,78	18,39	1,38	0,44	0,32	2,19	-0,80	1,26	3,20	2,19	5,38	1,16	0,01
4	43,2685	131,7938	2,29	18,24	15,38	0,73	0,54	0,39	2,68	-1,95	1,55	4,42	3,03	7,45	0,95	0,00
5	43,2119	131,7715	8,81	18,32	20,93	0,44	0,36	0,34	1,88	-1,44	1,04	4,54	3,13	7,67	0,02	0,00
10	43,1630	131,6575	19,22	15,42	23,90	0,15	0,28	0,57	1,79	-1,65	0,81	5,04	3,48	8,52	0,03	0,00
12	43,0878	131,7761	31,67	18,16	22,50	0,20	0,31	0,35	1,68	-1,47	1,99	5,05	7,72	12,77	0,10	0,11
15	43,0000	131,7433	41,76	16,58	26,40	0,11	0,19	0,46	1,30	-1,20	1,24	5,12	7,81	12,93	0,01	0,00
22	42,9370	131,6950	49,70	16,72	29,20	0,14	0,10	0,43	0,89	-0,76	0,72	4,89	8,15	13,04	0,00	0,01

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	Т, °С	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля Р	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот., мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км
												От PO ₄	От рециклинга			
22 мая 2012																
14	131,8078	43,4810	-20,57	17,08	0,00	0,30	1,00	0,00	0,20	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	131,7995	43,3944	-10,93	17,04	0,00	0,30	1,00	0,00	0,20	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18	131,7834	43,3560	-6,48	17,04	0,00	0,40	1,00	0,00	0,20	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
5	131,7933	43,3562	-5,71	15,16	0,00	0,50	1,00	0,25	0,45	0,05	0,20	0,06	0,06	0,12	0,15	0,00
4	131,8033	43,3334	-3,05	15,75	0,75	0,43	0,98	0,17	0,36	0,07	0,20	0,06	0,06	0,12	0,00	0,00
	131,8071	43,3199	-1,53	15,28	1,27	0,37	0,97	0,23	0,42	-0,06	0,20	0,11	0,11	0,21	0,06	0,00
1	131,8109	43,3064	0,00	14,80	1,79	0,30	0,95	0,29	0,48	-0,18	0,20	0,14	0,15	0,29	0,05	0,00
29	131,8050	43,2909	1,78	14,58	6,91	0,25	0,78	0,31	0,47	-0,22	0,17	0,15	0,17	0,32	0,02	0,00
27	131,8087	43,2822	2,79	14,36	12,02	0,20	0,62	0,33	0,45	-0,25	0,14	0,17	0,19	0,36	0,03	0,01
31 октября 2012																
14	131,8078	43,4810	-20,57	4,81	0,00	1,66	1,00	0,01	1,62	0,04	0,07	0,03	0,00	0,04	0,00	0,02
15	131,7995	43,3944	-10,93	4,79	0,00	1,60	1,00	0,01	1,62	-0,02	0,07	0,11	0,00	0,12	0,01	0,00
18	131,7834	43,3560	-6,48	4,87	0,00	1,66	1,00	0,00	1,61	0,05	0,15	0,11	0,01	0,12	0,00	0,02
5	131,7933	43,3562	-5,71	4,39	0,00	1,53	1,00	0,06	1,70	-0,17	0,15	0,35	0,03	0,39	0,35	0,00
4	131,8033	43,3334	-3,05	4,90	0,00	1,57	1,00	0,00	1,60	-0,03	0,30	0,35	0,07	0,42	0,01	0,07
24	131,8090	43,3186	-1,31	4,93	0,33	1,54	0,99	0,00	1,59	-0,05	0,30	0,38	0,07	0,45	0,02	0,00
1	131,8109	43,3064	0,00	5,12	1,08	1,51	0,97	0,00	1,55	-0,04	0,31	0,38	0,08	0,46	0,00	0,02
29	131,8050	43,2909	1,78	5,63	2,45	1,25	0,92	0,00	1,48	-0,23	0,30	0,60	0,12	0,73	0,15	0,00
27	131,8087	43,2822	2,79	5,82	7,46	0,99	0,77	0,08	1,36	-0,37	0,26	0,79	0,17	0,96	0,21	0,01
3	131,7933	43,2683	4,75	5,82	10,00	0,70	0,69	0,14	1,34	-0,35	0,28	0,79	0,20	0,99	0,01	0,03
10 сентября 2013																
13	131,8218	43,4328	-14,74	20,00	0,00	1,80	1,00	0,14	1,82	-0,22						
14	131,8079	43,4148	-12,47	20,00	0,00	1,54	1,00	0,14	1,82	-0,23	0,00	0,25	0,00	0,25	0,11	0,00
15	131,7995	43,3944	-10,11	20,00	0,00	1,54	1,00	0,14	1,82	-0,23	0,05	0,30	0,01	0,31	0,02	0,03
16	131,7934	43,3953	-9,62	20,00	0,00	1,29	1,00	0,14	1,82	-0,24	0,10	0,36	0,02	0,38	0,14	0,13
18	131,7947	43,3747	-7,34	20,00	0,00	2,12	1,00	0,14	1,82	-0,26	0,10	0,38	0,02	0,40	0,01	0,00
5	131,7987	43,3470	-4,24	20,00	0,71	1,76	0,98	0,11	1,74	-0,19	0,15	0,37	0,04	0,40	0,00	0,02
2	131,8104	43,3155	-0,62	20,00	1,42	1,76	0,96	0,08	1,66	-0,12	0,30	0,43	0,09	0,52	0,03	0,05
1	131,8028	43,3137	0,00	17,83	0,13	1,61	1,01	0,42	2,29	-0,76	0,35	0,86	0,19	1,04	0,80	0,07
29	131,7987	43,2968	1,91	20,15	4,83	0,63	0,85	0,00	1,23	0,29	1,20	0,76	0,67	1,44	0,21	0,61
27	131,8050	43,2775	4,11	19,65	10,87	0,74	0,65	0,00	0,64	0,87	1,50	0,60	0,86	1,46	0,01	0,33

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	Т, °С	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля Р	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот, мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км	
												От PO ₄	От рециклинга				
СУХОДОЛ																	
25 апреля 2012																	
1	132,3936	43,2238	-1,94	4,24	0,00	0,50	1,00	0,00									
2	132,3932	43,2211	-1,64	3,92	0,00	0,45	1,00	0,00	0,50	0,00	0,05	0,06	0,00	0,06	0,11	0,00	
3	132,3890	43,2217	-1,30	3,84	0,00	0,40	1,00	0,01	0,53	0,00	0,13	0,15	0,00	0,15	0,27	0,00	
4	132,3869	43,2203	-1,08	3,75	0,00	0,45	1,00	0,02	0,57	0,02	0,14	0,15	0,01	0,16	0,01	0,11	
6	132,3842	43,2188	-0,81	3,63	0,00	0,50	1,00	0,04	0,62	0,03	0,15	0,15	0,01	0,16	0,01	0,05	
8	132,3814	43,2179	-0,57	3,65	0,00	0,45	1,00	0,04	0,61	0,03	0,34	0,34	0,02	0,36	0,84	0,00	
9	132,3783	43,2171	-0,31	3,76	0,00	0,10	1,00	0,02	0,56	0,03	0,49	0,53	0,03	0,56	0,78	0,00	
10	132,3756	43,2150	0,00	3,84	0,00	0,10	1,00	0,01	0,53	0,05	0,48	0,53	0,05	0,58	0,06	0,08	
12	132,3731	43,2134	0,26	7,11	25,52	0,30	0,23	0,32	1,08	0,05	0,83	0,47	0,21	0,67	0,22	0,19	
13	132,3703	43,2114	0,57	7,11	30,00	0,30	0,09	0,46	1,44	0,05	1,19	0,51	0,56	1,07	0,20	0,12	
8 августа 2012																	
1	132,3936	43,2238	-1,94	19,43	0,00	1,54											
2	132,3932	43,2211	-1,64	20,00	3,00	1,45	1,00	0,00	1,54	0,00	0,09	0,12	0,00	0,12	0,00	0,00	
3	132,3890	43,2217	-1,30	20,76	10,71	1,36	0,69	0,15	1,20	0,24	0,08	0,11	0,03	0,14	0,05	0,92	
4	132,3869	43,2203	-1,08	22,25	19,43	1,23	0,43	0,20	0,86	0,45	0,08	0,12	0,08	0,21	0,16	1,69	
6	132,3842	43,2188	-0,81	23,74	28,14	1,10	0,17	0,26	0,52	0,65	0,07	0,12	0,29	0,41	0,23	2,22	
8	132,3814	43,2179	-0,57	23,00	29,00	1,05	0,15	0,42	0,64	0,56	0,20	0,33	0,82	1,14	0,49	0,03	
9	132,3783	43,2171	-0,31	21,94	33,00	0,90	0,03	0,75	0,79	0,29	0,18	0,33	2,11	2,44	0,44	0,88	
10	132,3756	43,2150	0,00	23,11	32,56	0,83	0,04	0,53	0,59	0,42	0,18	0,35	2,25	2,60	0,02	0,01	
12	132,3731	43,2134	0,26	22,95	32,73	0,71	0,04	0,56	0,62	0,38	0,29	0,56	3,72	4,29	0,25	0,05	
13	132,3703	43,2114	0,57	22,84	33,02	0,57	0,03	0,59	0,63	0,30	0,36	0,76	5,16	5,92	0,17	0,03	
4 сентября 2012																	
1	132,3936	43,2238	-1,95	16,60	0,00	0,64	1,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
2	132,3932	43,2211	-1,65	16,60	0,00	0,64	1,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
3	132,3890	43,2218	-1,31	16,60	0,00	0,60	1,00	0,00	0,64	0,00	0,04	0,05	0,00	0,05	0,15	0,00	
4	132,3869	43,2203	-1,08	16,61	0,06	0,60	1,00	0,00	0,64	0,01	0,05	0,06	0,00	0,06	0,05	0,05	
5	132,3842	43,2188	-0,81	17,67	1,91	0,60	0,94	0,00	0,60	0,05	0,05	0,07	0,01	0,07	0,04	0,19	
6	132,3814	43,2179	-0,57	17,48	2,60	0,58	0,92	0,00	0,59	0,05	0,06	0,08	0,01	0,08	0,04	0,01	
7	132,3783	43,2171	-0,31	17,57	2,45	0,56	0,93	0,00	0,59	0,06	0,09	0,12	0,01	0,13	0,16	0,05	
8	132,3756	43,2150	0,00	20,51	28,04	0,52	0,18	0,31	0,62	0,02	0,12	0,15	0,03	0,18	0,08	0,04	

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	Т, °С	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля Р	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот, мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км
												От PO ₄	От рециклинга			
9	132,3731	43,2134	0,26	19,82	30,69	0,41	0,10	0,50	0,87	0,02	0,48	0,44	0,14	0,58	0,21	0,04
10	132,3703	43,2114	0,57	20,50	28,45	0,30	0,16	0,33	0,63	0,04	0,37	0,45	0,17	0,62	0,02	0,03

25 октября 2012

1	132,3936	43,2238	-1,95	8,02	0,00		1,00	0,00								
2	132,3932	43,2211	-1,65	8,03	0,00	0,39	1,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	132,3890	43,2218	-1,31	7,87	0,00	0,43	1,00	0,00	0,40	0,04	0,01	0,01	0,00	0,01	0,03	0,15
4	132,3869	43,2203	-1,08	7,83	0,05	0,42	1,00	0,01	0,41	0,04	0,03	0,03	0,00	0,04	0,12	0,00
5	132,3842	43,2188	-0,81	7,81	0,24	0,41	1,00	0,02	0,43	0,04	0,06	0,06	0,01	0,06	0,10	0,00
6	132,3814	43,2179	-0,57	7,87	0,11	0,42	1,00	0,01	0,40	0,07	0,06	0,06	0,01	0,07	0,03	0,16
7	132,3783	43,2171	-0,31	7,82	0,22	0,42	1,00	0,02	0,42	0,07	0,07	0,07	0,01	0,09	0,05	0,00
8	132,3756	43,2150	0,00	8,22	2,13	0,37	0,93	0,02	0,39	0,07	0,09	0,10	0,02	0,12	0,10	0,02
9	132,3731	43,2134	0,26	8,89	14,02	0,52	0,57	0,31	0,72	0,05	0,32	0,21	0,05	0,26	0,39	0,03
10	132,3703	43,2114	0,57	12,24	31,42	0,52	0,00	0,34	0,55	0,00	0,03	0,21	0,05	0,26	0,00	0,00

25 декабря 2012

1	132,3936	43,2238	-1,95				1,00	0,00	0,80							
2	132,3932	43,2211	-1,65	-0,28	0,00	0,80	1,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	132,3890	43,2218	-1,31	-0,21	0,14	0,80	1,00	0,00	0,80	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	0,04
4	132,3869	43,2203	-1,08	4,90	0,02	0,95	1,00	0,00	0,80	0,16	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	0,82
5	132,3842	43,2188	-0,81	4,39	0,02	1,10	1,00	0,00	0,80	0,31	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,71
6	132,3814	43,2179	-0,57	-0,42	2,47	1,00	0,92	0,07	0,85	0,29	0,14	0,13	0,05	0,18	0,66	0,02
7	132,3783	43,2171	-0,31	-0,45	2,68	0,70	0,92	0,09	0,88	0,29	0,47	0,41	0,16	0,57	1,40	0,01
8	132,3756	43,2150	0,00	-1,19	11,30	0,60	0,66	0,51	1,35	0,21	0,96	0,63	0,25	0,88	0,77	0,01
9	132,3731	43,2134	0,26	-1,66	25,80	0,50	0,21	0,80	1,45	0,07	1,02	0,68	0,28	0,96	0,14	0,01
10	132,3703	43,2114	0,57	-1,66	25,80	0,50	0,21	0,80	1,45	0,07	1,02	0,68	0,28	0,96	0,00	0,00

5 августа 2010

2	13,4200	23,6100	-1,91	23,20	0,00	0,76	1,00	0,00	0,76							
3	13,3000	23,6200	-1,68	23,20	0,00	0,73	1,00	0,00	0,76	0,00	0,03	0,04	0,00	0,04	0,17	0,00
4	13,3100	23,3000	-1,27	23,20	0,81	0,67	0,98	0,00	0,74	0,00	0,07	0,09	0,00	0,09	0,13	0,00
5	13,1900	23,1800	-1,00	23,20	2,70	0,56	0,92	0,01	0,71	0,00	0,15	0,20	0,00	0,20	0,39	0,00
6	13,1200	23,0800	-0,81	23,20	2,28	0,76	0,93	0,00	0,72	0,24	0,20	0,20	0,07	0,26	0,31	1,66
7	13,0600	22,8100	-0,45	23,20	8,66	0,76	0,74	0,04	0,63	0,33	0,20	0,20	0,12	0,31	0,11	0,48
8	13,0100	22,6900	-0,26	23,94	16,22	0,70	0,51	0,02	0,43	0,45	0,18	0,20	0,23	0,42	0,38	1,56

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	Т, °С	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля Р	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот, мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км
												От PO ₄	От рециклинга			
9	12,9000	22,5600	0,00	24,00	24,53	0,74	0,26	0,06	0,30	0,63	0,19	0,20	0,63	0,83	0,60	1,92
10	12,8600	22,3800	0,24	24,15	29,54	0,63	0,11	0,08	0,21	0,27	0,48	0,97	3,09	4,06	2,45	0,01
19	12,3300	21,9900	1,35	23,93	29,78	0,63	0,10	0,10	0,24	0,26	0,50	0,97	3,18	4,14	0,01	0,01
28	11,8000	21,6000	2,45	23,72	30,03	0,63	0,10	0,11	0,26	0,25	0,51	0,97	3,28	4,25	0,01	0,01

5 июля 2011

1	132,3936	43,2238	-1,75	23,53	0,00	0,90	1,00	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	132,3897	43,2216	-1,36	24,11	2,84	0,90	1,00	0,13	1,11	0,00	0,21	0,22	0,00	0,22	0,56	0,00
6	132,3865	43,2201	-1,06	24,65	6,04	0,71	0,82	0,11	0,91	0,00	0,20	0,25	0,00	0,25	0,11	0,00
8	132,3846	43,2188	-0,85	24,52	9,96	0,51	0,70	0,12	0,82	0,00	0,31	0,43	0,00	0,43	0,64	0,00
10	132,3794	43,2182	-0,45	26,65	13,88	0,72	0,58	0,00	0,52	0,63	0,43	0,43	0,52	0,95	0,81	1,98
11	132,3783	43,2171	-0,30	26,15	15,07	0,81	0,54	0,03	0,53	0,77	0,49	0,43	0,68	1,12	0,63	1,52
12	132,3760	43,2150	0,00	23,71	26,86	0,48	0,19	0,19	0,47	0,30	0,29	0,43	0,77	1,20	0,10	0,15
13	132,3726	43,2146	0,27	23,86	27,92	0,44	0,15	0,18	0,42	0,28	0,26	0,43	0,88	1,31	0,07	0,16
20	132,3663	43,2056	1,38	22,23	29,58	0,34	0,11	0,28	0,54	0,20	0,40	0,63	1,32	1,94	0,07	0,01
28	132,3600	43,1967	2,49	20,60	31,24	0,23	0,06	0,38	0,65	0,11	0,53	0,80	1,67	2,47	0,04	0,00
27	132,3300	43,1933	4,85	20,88	31,30	0,20	0,06	0,36	0,63	0,11	0,54	0,83	1,82	2,65	0,00	0,00

25 августа 2011

1	132,3936	43,2238	-1,75	24,20	0,00	0,91	1,00	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	132,3936	43,2238	-1,75	24,20	0,00	0,94	1,00	0,00	0,91	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	132,3897	43,2216	-1,36	24,70	7,03	0,97	0,78	0,00	0,71	0,26	0,00	0,01	0,00	0,01	0,02	0,77
6	132,3865	43,2201	-1,06	26,03	23,13	0,80	0,28	0,00	0,26	0,55	0,01	0,01	0,02	0,03	0,05	1,96
8	132,3846	43,2188	-0,85	24,42	28,82	0,74	0,11	0,00	0,10	0,65	0,01	0,01	0,09	0,11	0,07	2,58
10	132,3794	43,2182	-0,45	25,87	28,24	1,58	0,13	0,04	0,19	1,41	0,01	0,01	0,12	0,13	0,01	2,17
13	132,3760	43,2150	0,00	25,05	30,38	0,74	0,06	0,12	0,25	0,71	0,21	0,26	3,21	3,47	0,71	0,01
	132,3700	43,2090	0,81	24,00	30,80	0,70	0,05	0,20	0,37	0,62	0,29	0,34	4,26	4,60	0,08	0,01
	132,3650	43,2030	1,59	23,00	31,40	0,74	0,04	0,28	0,48	0,57	0,31	0,34	5,36	5,70	0,07	0,10
28	132,3600	43,1967	2,39	22,70	31,74	0,74	0,03	0,30	0,51	0,50	0,27	0,31	5,57	5,88	0,01	0,10
29	132,2967	43,1750	7,87	23,20	32,08		0,02	0,27	0,44							

N ст	long	lat	Расстояние от бара, км	Т, °С	S, ‰	PO ₄ , мкМ/л	Доля Р	Доля ПШ	Сумма PO ₄ пот, мкМ/л	Расход PO ₄ на продукцию. Избыток фосфатов, мкМ/л	Min оценка рециклинга, мкМ/л	ПП от 1 м ³ речной воды, гС/м ³ речных вод		Общая продукция, гС/м ³ км	Удельная продукция на 1 км, гС/м ³ км	Удельная деструкция на 1 км, гС/м ³ км	
												От PO ₄	От рециклинга				
КИЕВКА																	
13 мая 2020																	
1	42,9042	133,6581	-4,05	9,54	0,04	0,16	1,00	0,00	0,16								
2	42,8971	133,6553	-3,42	9,35	0,04	0,27	1,00	0,00	0,16	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
3	42,8938	133,6538	-3,11	9,24	0,04	0,22	1,00	0,00	0,16	0,11	0,05	0,04	0,03	0,07	0,17	0,00	0,00
4	42,8870	133,6516	-2,52	9,05	0,04	0,38	1,00	0,00	0,16	0,30	0,08	0,04	0,07	0,10	0,23	0,41	0,00
5	42,8799	133,6470	-1,77	9,05	0,04	0,38	1,00	0,00	0,16	0,31	0,09	0,04	0,08	0,12	0,06	0,02	0,00
6	42,8733	133,6454	-1,23	9,32	0,15	0,32	1,00	0,00	0,16	0,31	0,15	0,06	0,12	0,19	0,02	0,00	0,00
7	42,8646	133,6451	-0,56	9,61	0,22	0,32	0,99	0,00	0,16	0,32	0,15	0,07	0,13	0,20	0,13	0,02	0,00
8	42,8611	133,6458	-0,27	9,72	0,36	0,43	0,99	0,00	0,16	0,48	0,21	0,07	0,20	0,27	0,02	0,72	0,00
9	42,8584	133,6443	0,00	10,84	0,22	0,49	0,99	0,00	0,16	0,56	0,23	0,07	0,23	0,30	0,23	0,38	0,00
10	42,8548	133,6401	0,54	5,89	20,54	0,43	0,38	0,51	0,53	0,22	0,32	0,09	0,31	0,40	0,12	0,01	0,00
11	42,8549	133,6520	1,86	5,46	27,37	0,54	0,17	0,57	0,55	0,38	0,39	0,09	1,21	1,30	0,07	0,27	0,00

Примечания. Р – речные воды; ПШ – подповерхностные шельфовые воды; ПП – первичная продукция.