Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук
Атлантическое отделение

На правах рукописи

Буканова Татьяна Васильевна

ТЕНДЕНЦИИ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ПО СПУТНИКОВЫМ ДАННЫМ

Специальность 25.00.28 – Океанология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель
кандидат геолого-минералогических наук
Вадим Валерьевич Сивков

Калининград – 2014

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ ……..…….....…… 4
ГЛАВА 1. ПРОБЛЕМА ЭВТРОФИКАЦИИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ: ОСОБЕННОСТИ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ 10
1.1. Механизм и факторы эвтрофикации 10
1.2. Основные показатели эвтрофикации 14
1.2.1. Фитопланктон ……. 15
1.2.2. Концентрация хлорофилла «а» 21
1.3. Уровень эвтрофирования …….…….……..……... 25
1.4. Методы дистанционного зондирования в изучении проблемы эвтрофикации ……..... 32
1.4.1. Дистанционное зондирование в оптическом диапазоне 32
1.4.2. Применение спутниковых данных оптического диапазона для расчета концентрации хлорофилла «а» 40

ГЛАВА 2. РАЗРАБОТКА РЕГИОНАЛЬНЫХ АЛГОРИТМОВ РАСЧЕТА КОНЦЕНТРАЦИИ ХЛОРОФИЛЛА «А» В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ПО СПУТНИКОВЫМ ДАННЫМ ….....…..……. 43
2.1. Описание района исследований ……...……..... 43
2.2. Материалы и методы ……..... 47
2.2.1. Судовые измерения .....……..... 47
2.2.2. Спутниковые данные …….....……..... 52
2.2.3. Статистический анализ …….....……..... 54
2.3. Верификация стандартных алгоритмов обработки спутниковых данных для расчета концентрации хлорофилла «а» ……..... 55
2.4. Разработка алгоритма атмосферной коррекции спутниковых данных …….……. 61
2.4.1. Оценка ошибок стандартных алгоритмов атмосферной коррекции спутниковых данных……..... 61

2.4.2. Решение задачи атмосферной коррекции …….....… 67
2.4.3. Применение регионального алгоритма атмосферной коррекции для данных MODIS .....…….....… 69
2.4.4. Применение регионального алгоритма атмосферной коррекции для данных MERIS …….....… 70
2.5. Региональные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» для юго-восточной части Балтийского моря 73

ГЛАВА 3. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ КОНЦЕНТРАЦИИ ХЛОРОФИЛЛА «А» И ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ ЭВТРОФИКАЦИИ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ... 75
3.1. Сезонная изменчивость 77
3.2. Межгодовая изменчивость 86
3.3. Пространственное распределение 96
3.4. Тенденции развития эвтрофикации 101
3.4.1. Корреляция концентрации хлорофилла «а» с температурой поверхности моря 107
3.4.2. Уровень эвтрофирования и качество вод ……..... 111
3.4.3. Эвтрофикация и качество вод в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря 119
ЗАКЛЮЧЕНИЕ 123
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 126

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. Одной из наиболее актуальных экологических проблем Балтийского моря является эвтрофикация (Larsson et al., 1985; Elmgren, 1989; Rosenberg, 1990; Nehring, 1992; Rönnberg, Bonsdorff, 2004; План действий ХЕЛКОМ, 2008; HELCOM, 2014) - процесс повышения биологической продуктивности и ухудшения качества вод, вызванный избыточным поступление биогенных элементов, прежде всего азота и фосфора, под воздействием антропогенных и естественных факторов (Россолимо, 1975; HELCOM, 2006; Schiewer, 2008).

Избыток питательных веществ приводит к резкому увеличению биомассы фитопланктона и первичной продукции, отмечается массовое развитие цианобактерий (сине-зеленых водорослей), некоторые виды которых являются токсичными. В результате прозрачность воды уменьшается, происходит накопление органического вещества, на окисление которого расходуется кислород, что при возникновении стагнации может привести к дефициту кислорода или анаэробным условиям. Изменение газового и светового режимов неизбежно сопровождается структурными изменениями состава сообществ гидробионтов. Сравнительно небольшой объем, мелководность, длительный период обновления вод, дробление на отдельные бассейны со специфическими особенностями водообмена между ними и устойчивая стратификация водных масс обуславливают высокую чувствительность морской экосистемы Балтийского моря к эвтрофированию (Савчук, 2005; HELCOM, 2009).

К числу наиболее эвтрофированных районов Балтийского моря относится юго-восточная часть - акватория Гданьского бассейна (Hakanson, Bryhn, 2008; Atlas HELCOM, 2010; HELCOM, 2014). Исследования последних лет (Lindgren, Hakanson, 2007; HELCOM, 2014) показывают, что здесь наблюдаются максимальные концентрации хлорофилла «а» и значения биомассы сине-зеленых водорослей. Остальные районы Балтийского моря относятся к мезотрофному уровню. В открытой части Балтийского моря отмечена тенденция весьма слабого снижения концентрации хлорофилла «а» за 1974–2006 гг. (Hakanson, Bryhn, 2008). За 2003-2007 гг. в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря вклад потенциально токсичных видов водорослей в общую биомассу в летний период составляет до 70 % по численности и до 90 % по биомассе фитопланктона, причем максимальные значения биомассы характерны для прибрежных зон (Александров и др., 2012).

Сложившаяся ситуация в различных районах Балтийского моря привела к необходимости мониторинга важнейших показателей экологического состояния морской среды (Baltic marine environment protection commission, 1987). Все изменения в морских экосистемах, в том числе эвтрофирование, отражаются в первую очередь на сообществах автотрофных организмов – первичных продуцентах органического вещества. Первым звеном трофической цепи и основным продуцентом органического вещества в водоемах является фитопланктон, к которому относятся одноклеточные водоросли (диатомовые, динофлагелляты, кокколитофориды и др.), а также цианобактерии (Орадовский и др., 1992). Общепризнанным методом оценки биомассы и развития фитопланктона, а также продуктивности водоемов, является определение концентрации хлорофилла «а», основного пигмента фитопланктона, играющего важнейшую роль в процессе фотосинтеза. Информация о пространственно-временной изменчивости концентрации хлорофилла «а» служит важнейшим индикатором эвтрофирования и качества вод (Carlson, 1977; Орадовский и др., 1992; Бульон, 1993; Baban, 1996; Directive 2000; Thiemann, Kaufmann, 2002; Wasmund, Ulig, 2003; HELCOM, 2006).

Концентрация хлорофилла «а» - единственная характеристика морских экосистем, изменчивость которой, с помощью спутниковой информации, может быть изучена в широком диапазоне пространственных и временных масштабов (Doerffer, Fiseher, 1994). Однако спутниковые данные оптического диапазона ограничены или полностью отсутствуют в период облачности.

Спутниковые спектрорадиометры регистрируют величины яркости рассеянного и отраженного излучения, восходящего с поверхности моря, которое обусловлено наличием в морской воде оптически активных компонентов: хлорофилла «а», взвешенного неорганического (терригенного) вещества и окрашенного растворенного органического вещества («желтого вещества») (Jerlow, 1978; Кронберг, 1988; Doerffer, Schiller, 1997). В зависимости от соотношения концентраций данных компонентов в морской среде определяются оптические свойства акваторий. Способность данных компонентов к поглощению и рассеянию света в морской воде позволяет определять их дистанционными методами зондирования в оптическом диапазоне электромагнитного спектра с пространственным разрешением от 0,3 до 4 км (Викторов, 2005; Doerffer, Schiller, 2008; Копелевич и др., 2009; Лаврова и др., 2011).

Для расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным используются эмпирические алгоритмы, основанные на регрессионных соотношениях спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения на каналах минимума и максимума поглощения. Максимум поглощения хлорофилла «а» приходится на

синюю (длина волны 440 нм) и красную (длина волны 675 нм) области спектра излучения, а минимум на зеленую (520-560 нм) (Doerffer, Schiller, 1997; O'Reilly et al., 2000). Стандартные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» были разработаны для открытых океанических вод I типа по классификации оптических свойств, предложенной авторами (Morel, Prieur, 1977; Gordon, Morel, 1983), и основаны на соотношении спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения в синей и зеленой областях спектра. Хлорофилл «а» здесь выступает единственным оптически активным компонентом среды, а значениями остальных компонентов пренебрегают (Gordon, Morel, 1983; Morel, Gentili, 1993; Doerffer, Schiller, 1997). Данные алгоритмы нуждаются в существенной коррекции для вод II типа – высокопродуктивных, мутных прибрежных, внутренних вод и вод эстуариев, где концентрация хлорофилла «а» является далеко не единственным фактором, определяющим оптические свойства (Morel, Prieur, 1977; IOCCG Report, 2000). Воды Балтийского моря относят именно ко II типу оптически сложных вод с высоким содержанием взвешенного неорганического и растворенного органического вещества, оказывающего влияние на спектральную яркость излучения во всем видимом диапазоне спектра, от синей до красной области (Darecki, Stramski, 2004; Kutser, 2009).

Применяемые стандартные алгоритмы оценки концентрации хлорофилла «а» по данным спутниковых спектрорадиометров для акватории Балтийского моря показывают существенное завышение значений, иногда более чем на порядок, по сравнению с натурными данными (Darecki et al., 2008). В юго-восточной части Балтийского моря особенное влияние на оптические свойства акватории оказывает значительный сток с суши, в том числе сток крупных равнинных рек – Вислы и Немана, приносящих ежегодно огромное количество взвешенного вещества, перекрывающего вклад хлорофилла «а» в спектральную яркость излучения (Kowalczuk, 1999).

Таким образом, целесообразна коррекция стандартных методик расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным на основе данных натурных наблюдений с учетом региональной специфики оптических свойств вод.

Цель и задачи исследования. Цель работы - оценка уровня эвтрофирования и тенденций его изменения в юго-восточной части Балтийского моря по спутниковым данным оптического диапазона.

Для достижения цели решались следующие задачи:

1. Верифицировать существующие спутниковые алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» по данным судовых измерений.

2. Разработать региональный алгоритм расчета концентрации хлорофилла «а» для юго-восточной части Балтийского моря.

3. Провести анализ сезонной и межгодовой изменчивости концентрации хлорофилла «а» по разработанному алгоритму.

4. Оценить уровень эвтрофирования и качество вод юго-восточной части Балтийского моря на основе спутниковых данных по концентрации хлорофилла «а».

5. Выявить тенденции развития эвтрофикации за период с 2003 по 2012 гг.

Научная новизна работы:

- предложен модифицированный региональный алгоритм расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным MODIS с более точной оценкой данного параметра в юго-восточной части Балтийского моря;

- данные по концентрации хлорофилла «а» в районе исследования уточнены и существенно дополнены благодаря региональному алгоритму;

- установлена положительная тенденция роста концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря за 2003-2012 гг.;

- выявлен рост уровня эвтрофирования и ухудшение качества вод в районе исследования (за 2003-2012 гг.), что может привести к изменению структуры экосистемы.

Защищаемые положения:

1. Предложенный автором региональный алгоритм обработки спутниковых данных MODIS позволяет рассчитывать концентрацию хлорофилла «а» в поверхностном слое юго-восточной части Балтийского моря с большей точностью по сравнению с существующими алгоритмами (стандартное отклонение - 1,2 мг/м^3, относительная ошибка – 34 %).

2. Положительная тенденция роста концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря составляет 0,9 ± 0,4 мг/м^3 за декаду (2003-2012 гг.).

3. За 2003-2012 гг. средняя многолетняя площадь эвтрофных вод в Юго-Восточной Балтике составляет 29 %, мезотрофных – 71 %. Увеличение площади эвтрофных вод составляет 1,5 % в год.

Практическая значимость. Разработанный автором метод расчета одного из основных показателей качества морской среды – концентрации хлорофилла «а» имеет важное практическое значение для экологического мониторинга, оценки биологической продуктивности и промыслового потенциала Балтийского моря. Появилась возможность оперативно и своевременно определять концентрацию хлорофилла «а» моря, как в широких пространственных масштабах, так и в

определенных локальных участках. Результаты исследования могут быть использованы рыбохозяйственными организациями с целью проведения мониторинга продуктивности, биомассы фитопланктона, уровня трофности, состояния и качества вод юго-восточной Балтики, в частности, ее российского сектора, а также оценки тенденций изменения этих показателей.

Материалы и методы. Работа выполнялась с использованием следующих методов: дистанционные и контактные оптические измерения, математические методы (корреляционный, регрессионный, статистический анализ), картографический, сравнительно-географический и описательный методы. В работе использованы спутниковые данные оптического диапазона спектрорадиометров MODIS-Terra, MODIS-Aqua, и MERIS за период с 2003 года по 2012 гг., SeaWiFs (2010 гг.), натурные данные спектральных коэффициентов яркости излучения, вышедшего из-под поверхности моря, измеренные плавающим спектрорадиометром, а также данные по концентрации хлорофилла «а», выполненные традиционными лабораторными методами в рамках программы комплексного экологического мониторинга Кравцовского нефтяного месторождения.

Достоверность результатов и выводов обеспечена сочетанием анализа данных натурных измерений концентрации хлорофилла «а» и спутниковых данных оптического диапазона, статистической обработкой результатов, а также соответствием с оценками, полученными другими исследователями (Александров и Кудрявцева, 2012; Hakanson, Bryhn, 2008; Schiewer, 2008).

Личный вклад. Автором осуществлен прием и обработка спутниковых данных оптического диапазона спектрорадиометров MODIS-Terra, MODIS-Aqua, MERIS-Envisat, SeaWIFS-Seastar, созданы массивы спутниковых данных по концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря для Балтийского моря. Автор принимала непосредственное участие в четырех подспутниковых экспериментах в Юго-Восточной Балтике, получении и последующей обработке натурных данных плавающего спектрорадиометра, а также в создании региональных алгоритмов расчета концентрации хлорофилла «а» на основе подхода, разработанного в лаборатории оптики океана Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН (г. Москва). Автором произведен пересчет массива спутниковых данных за 2003-2012 гг. по новым региональным алгоритмам расчета концентрации хлорофилла «а», проанализированы пространственное распределение и временная изменчивость концентрации хлорофилла «а», тенденции изменения данного параметра, уровня эвтрофирования и качества вод юго-восточной части Балтийского моря.

Апробация работы. Результаты работы были представлены на многих конференциях: «Комплексное управление, индикаторы развития, пространственное планирование и мониторинг прибрежных регионов юго-восточной Балтики» (Калининград, 2008), 7-ой, 8-ой и 9-ый Балтийский научный конгресс (BSSC) (Эстония, 2009; Россия, 2011; Литва, 2013), 8-ая и 9-ая Всероссийская открытая конференция «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса» (Москва, 2010, 2011), 6-ая международная конференция «Современные проблемы оптики естественных вод» (Санкт-Петербург, 2011), 15-ая конференция по промысловой океанологии, посвященная 150-летию со дня рождения академика Н.М. Книповича (Калининград, 2011), международная конференция IEEE/OES Baltic Symposium (Литва, 2012; Эстония, 2014), конференция Европейского космического агентства (Италия, 2012).

Работа проходила экспертную оценку и поддерживалась грантами РФФИ (№ 10-05-90718-моб_ст, № 11-05-90760-моб_ст, № 12-05-90814-мол_рф_нр), Партнерства по наблюдениям в Мировом океане и Научного комитета по океаническим исследованиям POGO-SCOR Visiting fellowship (2012 г.), а также на конкурсе научных работ молодых ученых и специалистов Калининградской области (2011 г.).

Публикации. По материалам диссертации опубликовано 12 работ, в том числе 2 статьи в периодическом издании, рекомендованном ВАК.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, трех глав, заключения и списка литературы. Работа содержит 142 страницы машинописного текста, 57 рисунков и 23 таблицы. Список литературы включает 210 наименований, в том числе 63 отечественных и 147 – на иностранных языках.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность своему научному руководителю кг-мн В.В. Сивкову за постановку задачи и помощь в выполнении исследования, дф-мн О.В. Копелевичу и сотрудникам лаборатории оптики океана ИОРАН С.В. Вазюле, В.И. Буренкову, С.В. Шеберстову, А.В. Григорьеву, А.Н. Храпко и В.А. Артемьеву за всестороннее содействие в разработке региональных алгоритмов расчета биооптических параметров, кбн С.В. Александрову за предоставленные данные по концентрации хлорофилла «а», ценные рекомендации и консультации, Е.В. Булычевой за помощь в компьютерной обработке данных, Ж.И. Стонт за предоставление метеорологической информации. Автор особенно благодарна ООО «Морское венчурное бюро» и В.И. Буканову, а также ООО «ЛУКОЙЛ-Калининградморнефть» за предоставленные материалы и организацию экспедиций.

ГЛАВА 1. ПРОБЛЕМА ЭВТРОФИКАЦИИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ: ОСОБЕННОСТИ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ

1.1. Механизм и факторы эвтрофикации

Эвтрофикацией (в переводе с древнегреческого языка - хорошее питание) называют состояние водной экосистемы, при котором отмечается повышение степени трофности, что выражается в обогащении органическим веществом и минеральными соединениями биогенных элементов (азота, фосфора и кремния) и часто связано с увеличением биологической продуктивности водоема (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994; Schiewer, 2008).

На начальных стадиях эвтрофикация не приносит большого вреда и имеет положительные эффекты, так как существенно повышает биологическую продуктивность водоёма, растет видовое разнообразие, в том числе численность рыб. Однако при дальнейшем развитии эвтрофикации отрицательные эффекты становятся преобладающими. Высокие концентрации питательных веществ, в особенности азот и фосфор, стимулируют чрезмерное развитие таких видов фитопланктона как сине-зеленые водоросли, на разложение которых расходуется кислород, необходимый для других гидробионтов, что в результате приводит к неустойчивости морской экосистемы (HELCOM, 2006).

Физиологической основой процесса эвтрофикации является фотосинтез. Он представляет собой сложный комплекс реакций, инициируемых световой энергией, поглощаемой хлорофиллом и другими пигментами в зеленых клетках растений и заканчивающихся синтезом органических соединений из углекислого газа и воды. Кроме этих основных строительных элементов, для синтеза органического вещества необходимы макроэлементы (кальций, магний, калий, сера, азот и фосфор) и микроэлементы (мед, бор, марганец и селен) (Савчук, Вулфф, 1997).

Процесс фотосинтеза в природных водоемах обобщенно выражается следующим уравнением (Алекин, 1984):

$$106CO_2 + 16NO_3^- + HPO_4^{2-} + 122H_2O + 18H^+ \rightarrow C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P + 138\ O_2, \quad (1)$$

где $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ – средний состав органического вещества фитопланктона.

Однако лимитирующими веществами фотосинтеза являются именно нитраты и фосфаты. Нехватка одного из основных элементов будет лимитировать развитие растений. В водных экосистемах эту роль наиболее часто играют азот и фосфор, т.к. азот является важным элементом белков клеток, а фосфор играет ключевую роль в клеточном переносе энергии в клетках (Савчук, Вулфф, 1997). Оба эти элемента являются необходимыми в различных соотношениях, зависящих от специфических потребностей растений разных видов. В органическом веществе фитопланктона в среднем 16 атомов азота (N) приходится на один атом фосфора (P) (соотношение 16N:1P, показаны мольные концентрации). Это соотношение – показатель Редфилда – оптимальное соотношение содержания растворенного неорганического азота и растворенного неорганического фосфора для роста фитопланктона. Меньшее по величине отношение N/P означает потенциальную нехватку азота, тогда как большая величина этого отношения свидетельствует о нехватке фосфора для первичного продуцирования фитопланктона. Отклонения от отношения Редфилда может привести к недостаточному росту фитопланктона и отрицательно повлиять на развитие его биомассы, формирование особей и как следствие, на динамику пищевой цепи (Redfield et al., 1963; Юрковский, Хозиоский, 1982; Wulff et al., 1990; Биогенные элементы и эвтрофикация, 2007).

Проблемы эвтрофикации можно подразделить на три группы (Рисунок 1): причинные факторы, прямые воздействия и косвенные воздействия. К причинным факторам относятся поступление биогенных веществ, их повышенная концентрация и изменения в отношении Редфилда. Прямые воздействия имеют непосредственное отношение к первичным продуцентам, а именно к фитопланктону и подводной растительности. Косвенные воздействия относятся к зоопланктону, рыбам и макрозообентосу.

Наиболее важные симптомы эвтрофикации (Crusado, 1998; Орадовский, Юрковский, 1989; Ярвекюльг, 1989; Крылова, 1980):

– увеличение концентрации общего фосфора и общего азота в воде;

– значительное увеличение биомассы и первичной продукции фитопланктона;

– увеличение мутности и уменьшение прозрачности воды вследствие большого количества сестона;

– массовое развитие донной макрофлоры, эпифитных водорослей и донной микрофлоры в прибрежной зоне водоема;

– увеличение количества зообентоса на небольших и умеренных глубинах;

– увеличение численности бактериопланктона;

– изменение видового состава и смена доминирующих видов планктона, бентоса и ихтиофауны;

– возникновение сильного дефицита растворенного кислорода в глубоких слоях воды;

– заиление грунтов водоема в результате усиления седиментации взвеси;

– увеличение в донных отложениях биогенных элементов, появление сероводорода;

– гибель зообентоса на больших глубинах из-за аноксийных условий (бентическая пустыня).

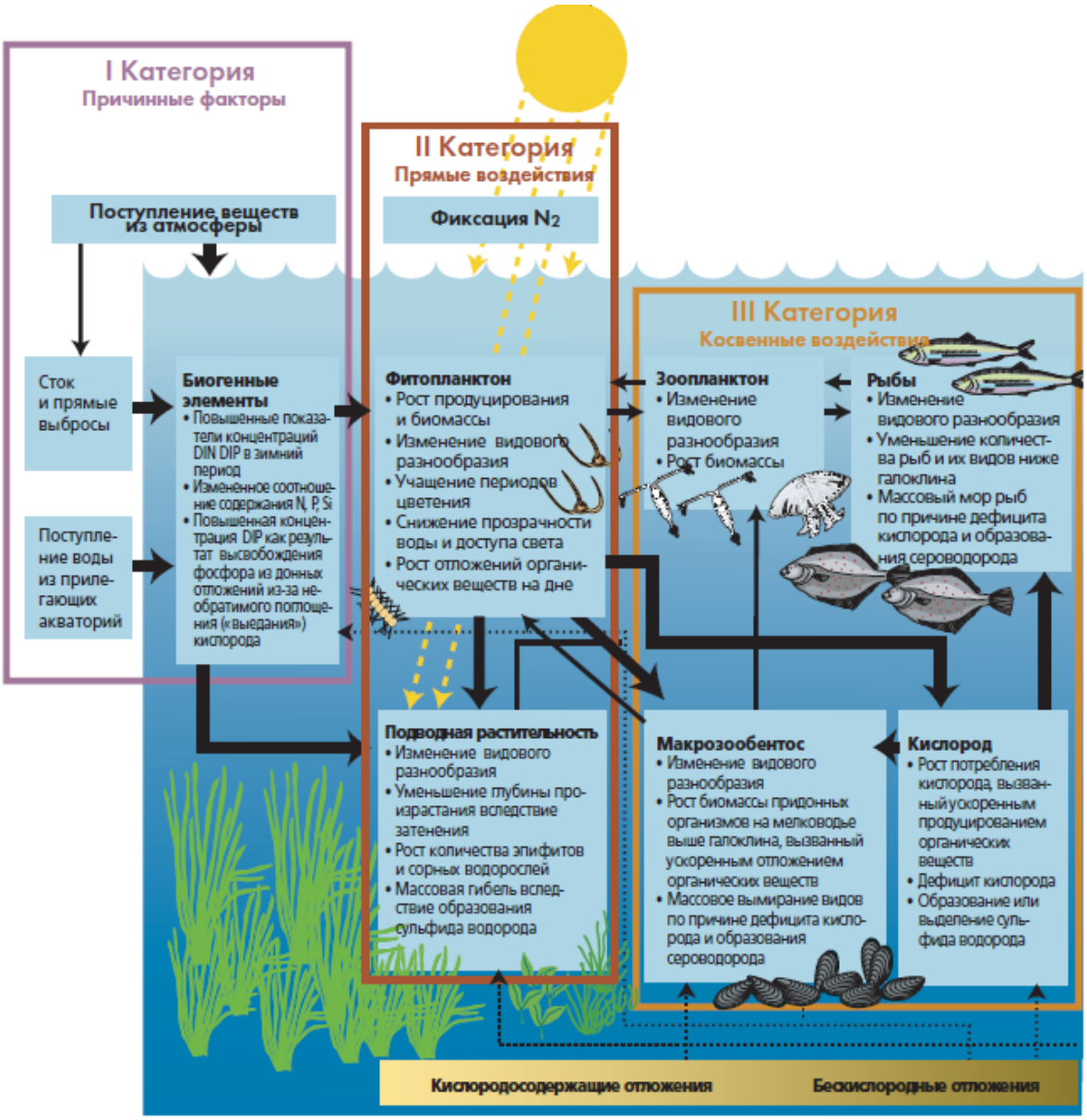


Рисунок 1 – Концептуальная модель эвтрофикации (Aertebjerg et al., 2003). Пунктиром показано высвобождение сероводорода и фосфора (по данным Датского института гидравлики вод и окружающей среды)

Все природные водоемы подвержены эвтрофированию, процессу естественного старения водоемов. В результате этого процесса олиготрофные водоемы со временем превращаются в эвтрофные, далее в гипертрофные. Естественная эвтрофикация является медленным процессом и обусловлена стоком питательных веществ с водосборной площади в результате эрозии почв, в меньшей мере поступлением с атмосферными осадками и из разных биологических источников, количество которых сравнительно невелико (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994; Савчук, 2005). Однако в последнее время на территориях с высокой плотностью населения или с интенсивно ведущимся сельским хозяйством интенсивность этого процесса увеличилась многократно из-за сброса в водоемы коммунально-бытовых стоков, стоков с животноводческих ферм и предприятий пищевой промышленности, а также из-за смыва удобрений с полей (Савчук, 1994; HELCOM, 2006; План действий ХЕЛКОМ, 2008).

В первой половине XX века Балтийское море было олиготрофным водоемом (Gessner, 1933; Хупфер, 1982). К концу 60-х годов были замечены первые признаки эвтрофикации в открытом море. Концентрации биогенных элементов в поверхностных водах открытой части Балтики быстро увеличивались в 1960-х и 1970-е, когда произошел переход к мезотрофному уровню. В конце 1980-х ситуация стабилизировались, но со значительными межгодовыми вариациями (Орадовский и др., 1992). В отдельных прибрежных районах заметно увеличилось видовое разнообразие фитопланктона, летняя биомасса водорослей и изменилось ранговое распределение видов (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994). Виды, менее устойчивые к эвтрофикации, заменяются более устойчивыми. Усиливается «цветение» воды (Viktor, Plinski, 1975; Melvasalo, Viljamaa, 1975). В 1968-1981 гг. отмечено двукратное увеличение средней концентрации хлорофилла «а» в поверхностных водах в летний сезон и возрастания показателей первичной продукции. Отмечается усиление «цветения» сине-зеленых водорослей, что приводит к появлению большой массы детрита и растворенных органических веществ, вызывающих повышение потребления кислорода для их минерализации (Nehring et al., 1984).

Движущие силы, механизмы и проявления эвтрофикации в Балтийском море усиливаются особенностями географических, физических, химических и биологических условий (Орадовский, Юрковский, 1989; Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994; Географический атлас, 2002; Савчук, 2005):

– Балтийское море сравнительно невелико по размерам и окружено экономически высокоразвитыми странами. Балтика составляет 0,1 % площади и лишь

0,0016 % объема Мирового океана, но в ее бассейне живет более 85 млн. человек (в том числе 40 млн. непосредственно на берегах);

– мелководные пороги ослабляют водообмен с Северным морем и между основными заливами Балтики, что приводит к накоплению органических веществ и питательных солей в море;

– площадь Балтийского моря 414 тыс. км^2, что в 4 раза меньше площади его водосбора (1620 тыс. км^2), годовой объемом речного стока (450-500 км^3) составляет 2 % объема всего моря (21700 км^3);

– положительный водный баланс и эстуарийный тип циркуляции вод поддерживают постоянную стратификацию вод, ослабляющую вертикальный обмен;

– глубинные слои моря подвержены возникновению бескислородных условий, частота, распространение и продолжительность которых определяются динамическим балансом между вентиляцией глубинных слоев, затоками североморских вод и биохимическим потреблением кислорода на окисление органического вещества;

– эвтрофикация прибрежных вод в сильнейшей степени определяется концентрацией биогенных элементов;

– на водосборной площади Балтийского моря развита целлюлозно-бумажная, пищевая, химическая, сланцевая промышленность, ведется интенсивное сельское хозяйство.

Так в Балтийском море раньше, чем в каких либо других морских акваториях, были выявлены основные признаки эвтрофикации (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994). Анализ состояния морской среды Балтийского моря в 80-х годах XX века привел экспертов к выводу, что негативные процессы связаны именно с эвтрофированием (Baltic marine environment protection commission, 1987; Baltic marine environment protection commission, 1989). Сложившаяся ситуация привела к необходимости мониторинга и поиска объективных критериев для оценки состояния экосистемы Балтийского моря (Baltic marine environment protection commission, 1987).

1.2. Основные показатели эвтрофикации

На сегодняшний день существует ряд показателей, которые используется для комплексной оценки уровня эвтрофикации водоемов и качества вод. К основным индикаторам относятся: концентрация биогенных элементов (прежде всего азота и фосфора), биомасса и видовой состав фитопланктона, концентрация хлорофилла «а», скорость продукции органического вещества, содержание кислорода, прозрачность

(Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994; Nixon, 1995; Forsberg, 1991; HELCOM, 2006; Hakanson, Bryhn, 2008; и др).

Отдельное внимание в списке показателей эвтрофирования заслуживает фитопланктон, т.к. все изменения в морских экосистемах, в том числе эвтрофирование, отражаются в первую очередь на сообществах автотрофных организмов. Поскольку фитопланктон является первым звеном трофической цепи и основным продуцентом органического вещества в водоемах, информация о его биомассе и скорости продукции имеет первостепенную важность для анализа состояния водоемов.

Фитопланктон играет две важнейшие роли в глобальном аспекте. Во-первых, является основным источником органического материала для морской трофической цепи (Siegel et al., 2012), а во-вторых, компонентом глобального цикла углерода. В верхнем фотическом слое океана в процессе фотосинтеза фитопланктон ежедневно перерабатывает 10^{11} кг углерода из неорганического углекислого газа в органический материал. Это число варьирует в зависимости от наличия биогенных элементов и солнечного света в отдельных районах Мирового океана. Скорость роста биомассы фитопланктона и фиксации углерода называется первичной продукцией (Bender et al., 1987). Фитопланктон производит около половины общей (наземной и океанической) первичной продукции (Behrenfeld et al., 2006).

Главный фотосинтетически активный пигмент фитопланктона – хлорофилл «а» – преобладает во всех группах водорослей, в связи с чем является общепринятым показателем биомассы фитопланктона в океане (Wasmund, Uhlig, 2003). Информация о пространственно-временной изменчивости концентрации хлорофилла «а» служит важнейшим индикатором эвтрофирования и качества вод (Carlson, 1977; Орадовский и др., 1992; Бульон, 1993; Baban, 1996; Directive 2000; Thiemann, Kaufmann, 2002; Елизарова, 2003; Трифонова, 2003; Wasmund, Ulig, 2003; HELCOM, 2006).

1.2.1. Фитопланктон

Первые исследования фитопланктона в Балтийском море были проведены в рамках Русской Балтийской экспедиции в 1908-1909 гг. (Крабби, 1913). Они носили систематическо-флористический характер. Изучение экологических аспектов в исследовании фитопланктона начались со второй половины 40-х годов XX века в открытой части Балтийского моря и его заливов (Николаев, 1950; Николаев, 1953; Николаев, 1957).

С 1960-х годов до настоящего времени продолжаются исследования по оценке продуктивности планктона, ее динамике, выявлению факторов, обуславливающих пространственно-временную изменчивость (Николаев, 1957; Edler, 1975; Edler, 1977; Калвека, 1983; Крылова, 1980; Alasaarela, 1979; Niemi, 1975; Niemi, Hallfors, 1974; Niemi, Ray, 1977; Ringer, 1973; Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994; Wasmund, 1997; Wasmund et al., 1998; Gromisz, Witek, 2001; Wasmund et al., 2001; Olenina, Olenin, 2002; Gasiunaite et al., 2005; HELCOM 2006, Schiewer, 2008; Hakanson, Bryhn, 2008; Atlas HELCOM, 2010; Нефть и окружающая среда, 2012). Регулярные наблюдения фитопланктона в российской части юго-восточной Балтики начались в 1992 году (Semionova et al., 1993; Semionova et al., 1995).

Сравнительно низкая соленость моря лимитирует развитие как морских, так и пресноводных видов, поэтому количественный и качественный состав фитопланктона в море обеднен. Видовой состав фитопланктона Балтийского моря включает морские эвригалинные, пресноводные эвригалинные и настоящие солоноватоводные формы. Выделяется около 100 таксонов фитопланктона, которые распространены по всей акватории и определяют продуктивность моря. Видовой состав фитопланктона формируют преимущественно диатомовые водоросли и динофлагелляты (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994). В пределах Гданьского бассейна (Рисунок 2) отмечено 458 видов, разновидностей и форм фитопланктона из семи систематических отделов. Наибольшее видовое разнообразие характерно для зеленых и диатомовых водорослей (Александров и др., 2012). Наибольшее видовое разнообразие фитопланктона характерно для прибрежных районов, в глубоководных участках фитопланктон значительно беднее (Witek, 1992; Wasmund et al., 2001).

По характеру годового развития в фитопланктоне Балтийского моря выделяются три эколого-географических комплекса (Николаев, 1957):

- морской эвригалинный холодноводный арктического происхождения;
- морской эвригалинный и эвритермный бореального происхождения;
- солоноватоводный умеренно тепловодный пресноводного происхождения.

Арктический комплекс выражен весной и достигает максимума развития в апреле-начале мая при оптимальной температуре воды 2-5 °С. Включает следующие виды: *Achananthes taeniata, Melosira arctica, Nitzschia frigida, Navicula vanhöffenii, N. granii, Goniaulax catenata* и др. Данный комплекс распространяется по всему Балтийскому морю и достигает максимального развития в северо-восточной части, особенно в Рижском и Финском заливах (Рисунок 2).

Морской бореальный комплекс имеет максимум развития весной и осенью при температуре воды от 3-4 до 8-10°С. Представлен следующими видами: *Sceletonema*

costatum, Thalassiosira baltica, Chaetoceros holsaticus, Ch. wighamii, Ch. danicus, Peridinium pellucidum, P. Achromaticum, Ebria tripartite, Coscinodiscus granii. Эти виды наиболее многочисленны в юго-западной части моря, а также в заливах и эстуариях.

Пресноводно-солоноватоводный комплекс достигает максимального развития летом. В данном комплексе преобладают таких формы как *Aphanizomenon flosaquae, Nodularia spumigena, Gomphosphaeria lacustris, Diatoma el ongatum, Oocystis submarina* и другие. Распространен по всему морю, но максимум наблюдается в открытой части Балтийского моря и центральной части заливов.

Рисунок 2 – Районирование Балтийского моря (на основе Atlas HELCOM, 2010). Пунктиром показаны границы экономических зон государств.

1 - Куршский залив, 2 – Калининградский (Вислинский) залив

Регионально-зональное распределение фитопланктона Балтийского моря обусловлено неоднородностью солености и температурного режима, а большие региональные различия в биологической продуктивности - неравномерным распределением минеральных питательных солей (особенно важно для диатомовых и сине-зеленых водорослей) (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994).

Важную роль в распределении фитопланктона по вертикали играет свет. Верхние слои воды (0-15 м) всегда богаче фитопланктоном качественно и количественно, а также фотосинтезирующая деятельность водорослей, имеющая максимум в дневные часы приурочена именно к этим слоям. Причем фитопланктон верхнего слоя значительно богаче в прибрежных районах, чем в открытых (Калвека, 1983; Schiewer, 2008). В эстуариях, заливах и прибрежных районах вследствие гидрографических особенностей имеет место дополнительное поступление биогенных элементов в фотический слой, летом наблюдается интенсивное развитие сине-зеленых водорослей и более высокая продукция органического вещества фитопланктоном в отличие от открытой части Балтийского моря. В этих районах поступления речных и сточных вод также наблюдаются повышенные концентрации биогенных элементов, влияющих на уровень развития и продукцию фитопланктона (Очерки по биологической продуктивности Балтийского моря, 1984; Renk et al., 1992; Израэль, Цыбань,1989; Nausch et al., 1999; Finni et al., 2001).

Летнее «цветение» фитопланктона обычно охватывает верхний 10-15 метровый слой, весеннее «цветение» наблюдается до больших глубин (Изучение фиксации азота в Балтийском море, 1981; Borysiak, 1975). С глубиной количество фитопланктона уменьшается (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994).

Развитие фитопланктона в Балтийском море носит ярко выраженный сезонный характер. Соответственно внутригодовым изменениям климата в Балтийском море выделено четыре сезона: биологическая зима, весна, лето и осень (Николаев, 1957), а также семь стадий годовой сукцессии фитопланктона: зимняя, весенний пик, начало лета, летний минимум, летний максимум, осенний период и поздняя осень (Hobro, 1979). Для Южной Балтики выделены следующие биологические сезоны (отличные от гидрологических сезонов по Берникова и др., 2007): весенний – с марта по май, летний – с июня по сентябрь, осенний – с октября по декабрь, зимний – с января по февраль (Wasmund, Uhlig, 2003). Биомасса фитопланктона имеет три отчетливых пика: весенний (основной), летний и осенний (Калвека, 1983; Николаев, 1953; Alasaarela, 1979).

Зимний период характеризуется низкой биомассой фитопланктона и продуктивностью, незначительным видовым разнообразием. В этот период

происходит накопление биогенных солей. Весной с увеличением солнечного освещения и установлением термоклина начинается биологический сезон, характеризующийся развитием диатомовых водорослей. Весенняя вспышка наблюдается в марте в западной части моря, в апреле в центральной, конец апреля-май – в восточной (Edler, 1975; Edler, 1979; Hallfors, Niemi, 1981; Hobro, 1979; Ringer, 1973). В начале биологического лета вследствие обеднения поверхностных вод биогенными элементами и устойчивого галоклина и термоклина, диатомовые водоросли уступают место динофлагеллятам и сине-зеленым (Hobro, 1979). Летний минимум биомассы фитопланктона протекает при максимальной солнечной радиации и минимального содержания биогенов. Сезонный термоклин уже довольно ярко выражен, что ограничивает вертикальный водообмен. Содержание биогенов еще более снижается. В период летнего максимума массовое развитие фитопланктона определяют в основном солоноватоводные сине-зеленые водоросли (*Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon sp.* и другие), способные ассимилировать атмосферный азот (Edler, 1975; Niemi, Ray, 1977; Hobro, 1979; Hallfors, Niemi, 1981). Причиной их возникновения считают низкое соотношение минеральных форм азота и фосфора (Ojaveer, 1983). Летний фитопланктон характеризуется значительным видовым разнообразием и носит лимнический облик. Основные скопления водорослей сосредоточивались в верхнем (0–30 м) слое воды (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994).

Осенью при условии выравнивания температуры водных масс по вертикали и началу перемешивания вод происходит вынос биогенных элементов из глубинного слоя в эвфотический, что обуславливает второй максимум развития диатомовых водорослей (Hallfors, Niemi, 1981). Затем биомасса и продуктивность фитопланктона постепенно сокращается до зимнего минимума в связи с низким уровнем солнечной радиации (Очерки по биологической продуктивности Балтийского моря, 1984; Wasmund et al., 2001).

В связи с эвтрофированием и загрязнением вод Балтийского моря в последние десятилетия наблюдаются изменения в структуре и продукции фитопланктонных сообществ. На части акватории моря происходит увеличение численности и биомассы водорослей. Отмечено уменьшение роли диатомового комплекса, зарегистрирован общий рост количества массовых видов, в том числе потенциально токсичных видов сине-зеленых водорослей, и увеличение максимумов численности фитопланктона за счет развития мелкоклеточных видов, что является признаками эвтрофирования вод (Зернова, Шевченко, 2001). Рядом исследователей отмечалась тенденция к повышению продукции и росту биомассы фитопланктона в Балтийском море, в

некоторых районах до 1–3 % ежегодно (Renk, Ochocki, 1998; Renk et al., 1992; Gustafsson, et al., 2012).

Регулярное летнее «цветение» потенциально токсичных сине-зеленых водорослей (*Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon sp.* и др.) отмечается во многих частях акватории Балтийского моря (Рисунок 3), как в прибрежных зонах, так и на открытых водах. *Aphanizomenon flos-aquae* продуцирует цитотоксины, вызывающие дерматиты и оказывающие воздействие на нервную систему рыб и человека (Hallegraeff et al., 1995). *Nodularia spumigena* синтезирует гепатотоксин - печеночный яд нодуларин, который оказывает негативное влияние на плавниковых рыб и задерживает развитие икры (Burkholder, 1998).

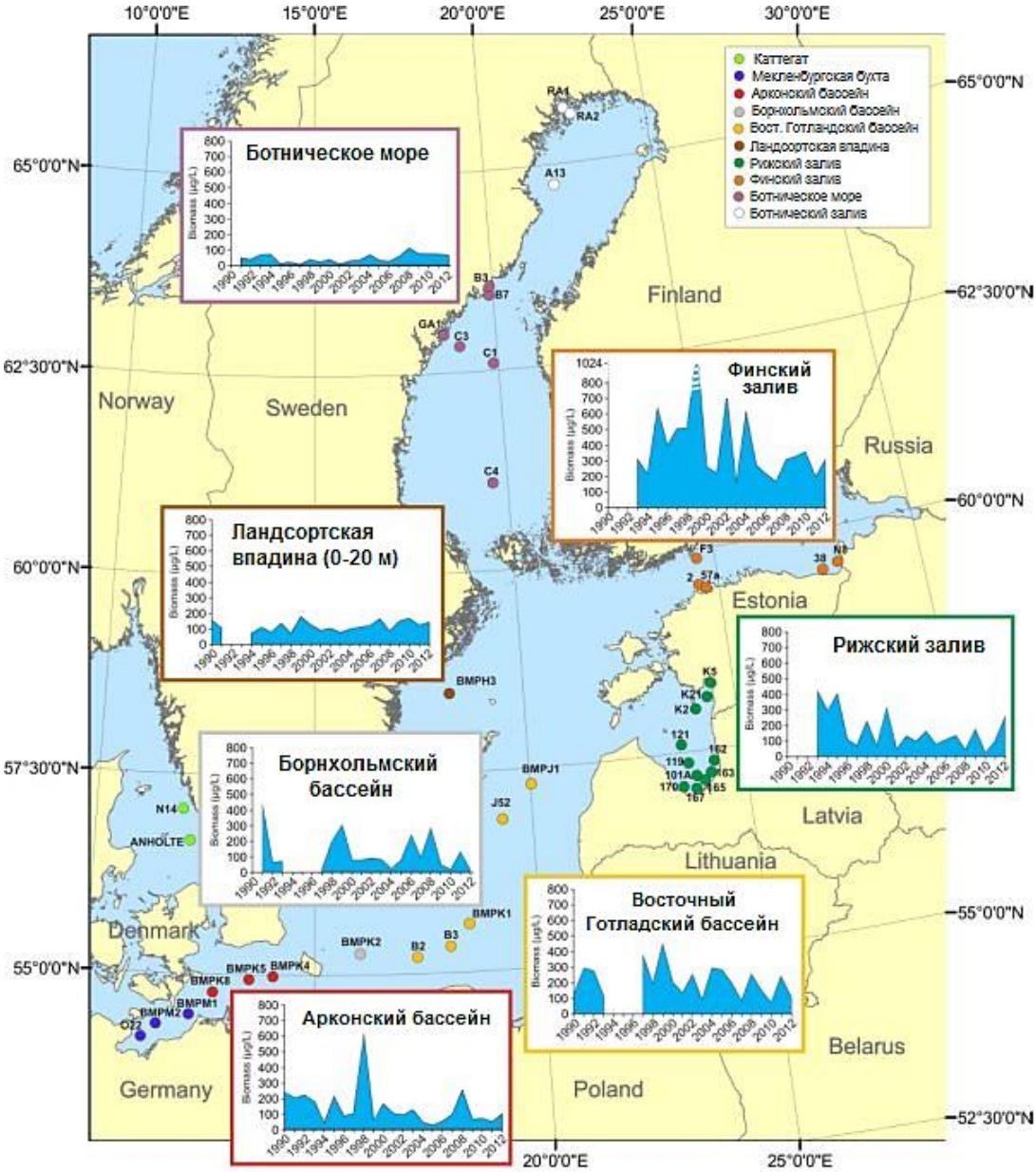


Рисунок 3 – Среднегодовая биомасса сине-зеленых водорослей в различных районах Балтийского моря за 1990-2012 гг. (Wasmund et al., 2013)

В период с 1990 по 2012 гг. максимальные значения биомассы сине-зеленых водорослей наблюдались в прибрежной зоне Финского залива, Рижского залива, центральных и юго-западных районах Балтийского моря (HELCOM, 2006). Менее всего подвержены «цветению» сине-зеленых водорослей оказались северные районы моря (Ботнический залив, Ботническое море). В пределах Гданьского бассейна вклад потенциально токсичных видов водорослей в общую биомассу в летний период составляет до 70 % по численности и 90 % по биомассе фитопланктона. Максимальные значения биомассы потенциально токсичных видов были характерны для прибрежных зон (Александров и др., 2012).

Однако отмечена тенденция снижения биомассы азотфиксирующих сине-зеленых водорослей (*Aphanizomenon, Nodularia* и *Anabaena*) в Рижском заливе и Арконском бассейне за 1990-2012 гг. (Рисунок 3, Wasmund et al., 2013). Аналогичная тенденция прослеживается и по оценкам авторов за 1987-2006 гг. (Рисунок 4, Jaanus et al., 2007). Практически повсеместно зафиксировано сокращение биомассы сине-зеленых водорослей. В Ботническом заливе и районе Ландсортской впадины биомасса остается на минимальном уровне. Максимальные значения биомассы сине-зеленых водорослей приходятся на Восточный Готландский бассейн.

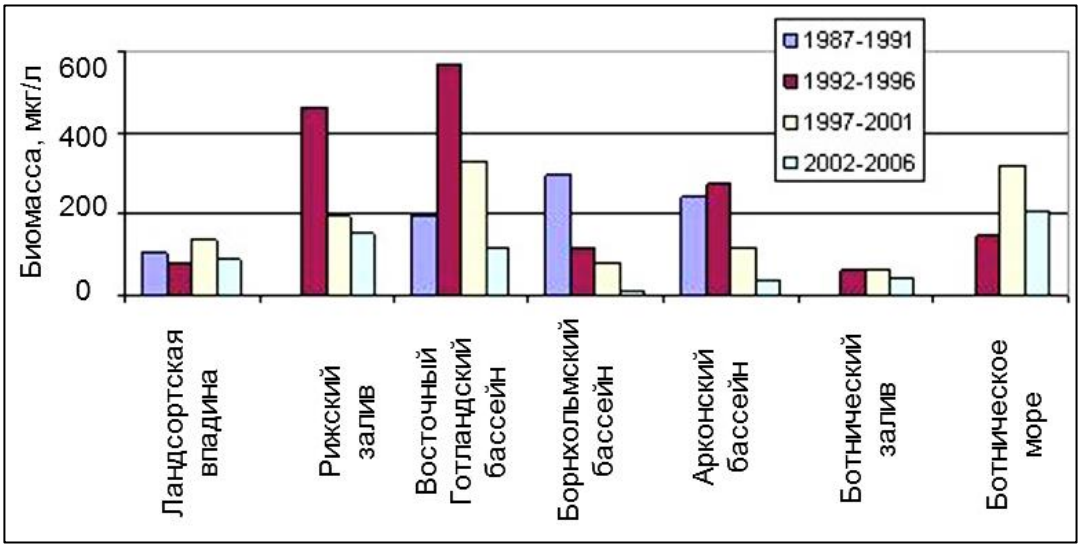


Рисунок 4 – Биомасса сине-зеленых водорослей, осредненная за пятилетние периоды: 1987-1991, 1992-1996, 1997-2001, 2002-2006 (Jaanus et al., 2007)

1.2.2. Концентрация хлорофилла «а»

По результатам исследований (Hakanson, Bryhn, 2008) в открытой части Балтийского моря концентрация хлорофилла «а» за 30 летний период (1974-2006 гг.) не изменилась (Рисунок 5). В целом средняя концентрация хлорофилла «а» в

поверхностном слое открытой части Балтики составляла 2 мг/м^3, что по ряду основных классификаций (Wasmund et al., 2001; Coasts and Seas, 2002; Vuoristo, 1998) соответствует низкой степени эвтрофирования или пограничному состоянию между олиготрофным и мезотрофным уровнем. Авторы утверждают, что уровень эвтрофикации за данный период не только не ухудшился, но даже скорее изменился к лучшему, т.к. наблюдается слабый отрицательный тренд.

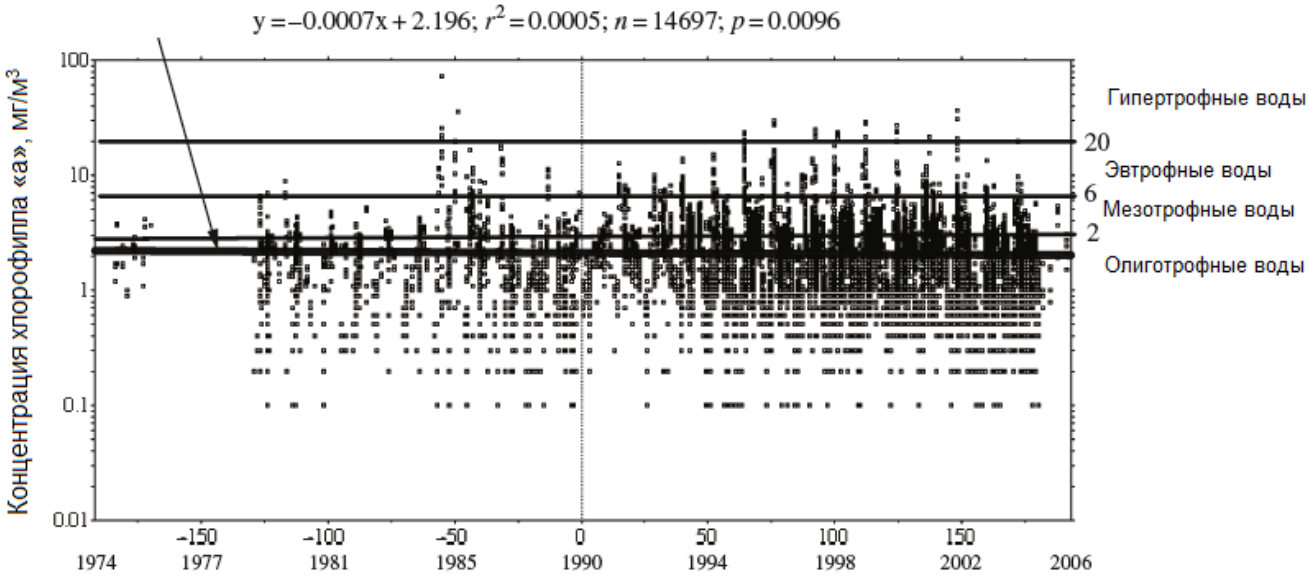


Рисунок 5 – Тренд концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте открытой части Балтийского моря за 1974–2006 гг. (Hakanson, Bryhn, 2008)

Однако, концентрация хлорофилла «а» неодинакова в различных районах Балтийского моря в зависимости от условий среды, в особенности от температуры и наличия биогенных элементов (Kononen, 1992; Wasmund et al., 2001; Wasmund et al., 2011).

В течение 1990-2005 гг. наиболее низкие концентрации хлорофилла «а» (менее 2 мг/м^3) встречались только в северной части Ботнического залива (Рисунок 6), воды этого района соответствуют олиготрофным условиям по классификации Hakanson, Bryhn, 2008. Максимальные значения (более 20 мг/м^3) наблюдались в Щецинском, Вислинском заливах, а также в районе выхода Клайпедского канала. Эвтрофные воды характерны для восточной части Финского залива, южной и центральной части Рижского залива, юга Арконского бассейна, а также всего побережья Гданьского бассейна в юго-восточной части моря. Кроме того эти районы характеризуются максимальными значениями биомассы сине-зеленых водорослей, как было отмечено выше (Рисунок 3). Остальные районы Балтийского моря относятся к мезотрофному уровню.

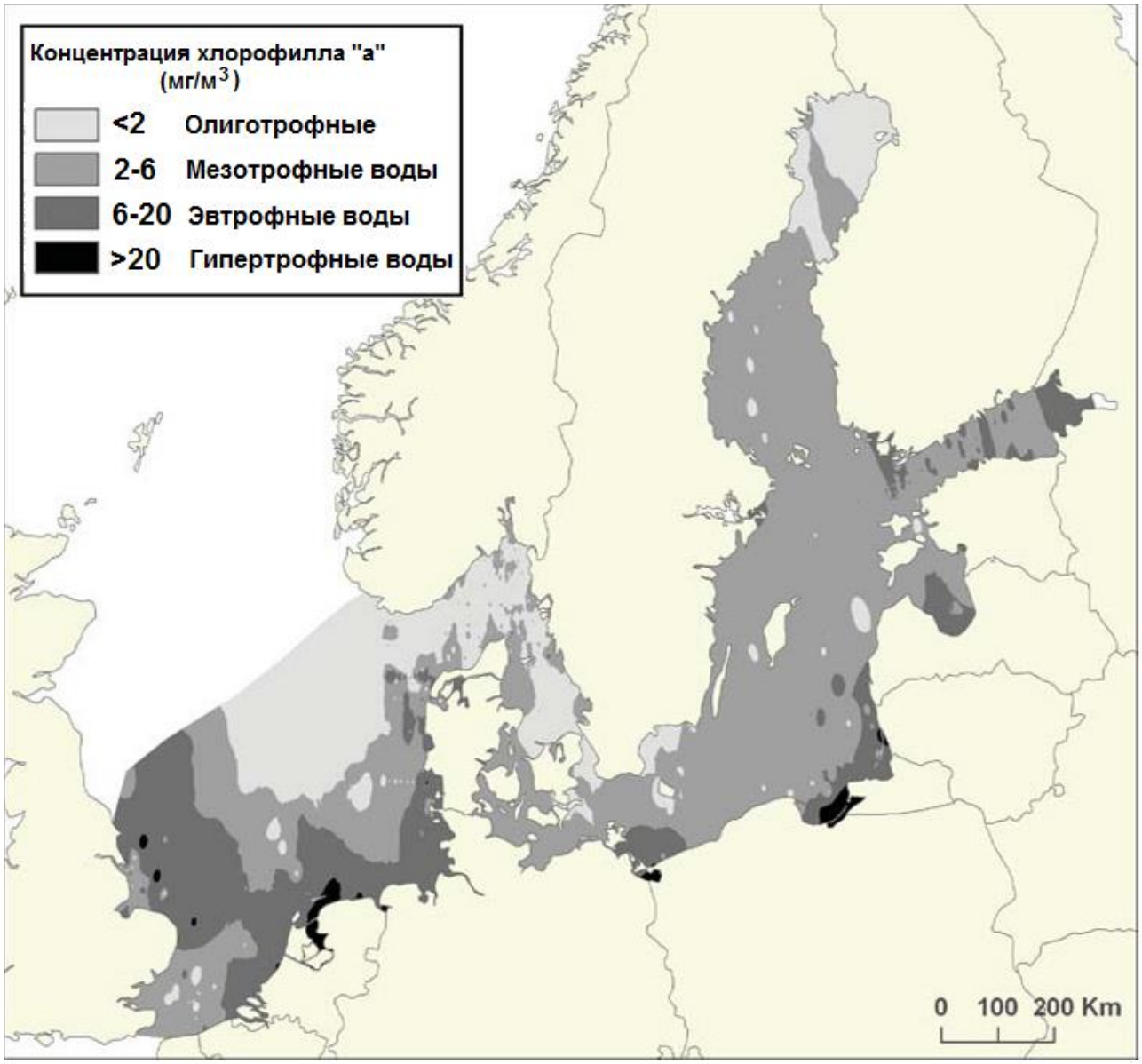


Рисунок 6 – Пространственное распределение концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (май-сентябрь) 1990-2005 гг. в горизонте 0-10 м, а также классификация акватории по уровню трофности (Lindgren, Hakanson, 2007)

На Рисунке 7 представлено распределение концентрации хлорофилла «а» в различных районах Балтийского моря за 2007-2011 гг. Максимальные концентрации хлорофилла «а» отмечаются в Гданьском и Борнхольмском бассейнах - средняя концентрация за 2007-2011 гг. составляет 4 мг/м^3, что по ряду классификаций (Таблица 1, 2, 3) соответствует переходному состоянию от мезотрофных вод к эвтрофным. В Датских проливах (Каттегат, Зунд) и Ботническом заливе наблюдались минимальные концентрации хлорофилла «а» (средняя концентрация хлорофилла «а» составляет 1,5-2 мг/м^3 за 2007-2011 гг.) (HELCOM, 2014).

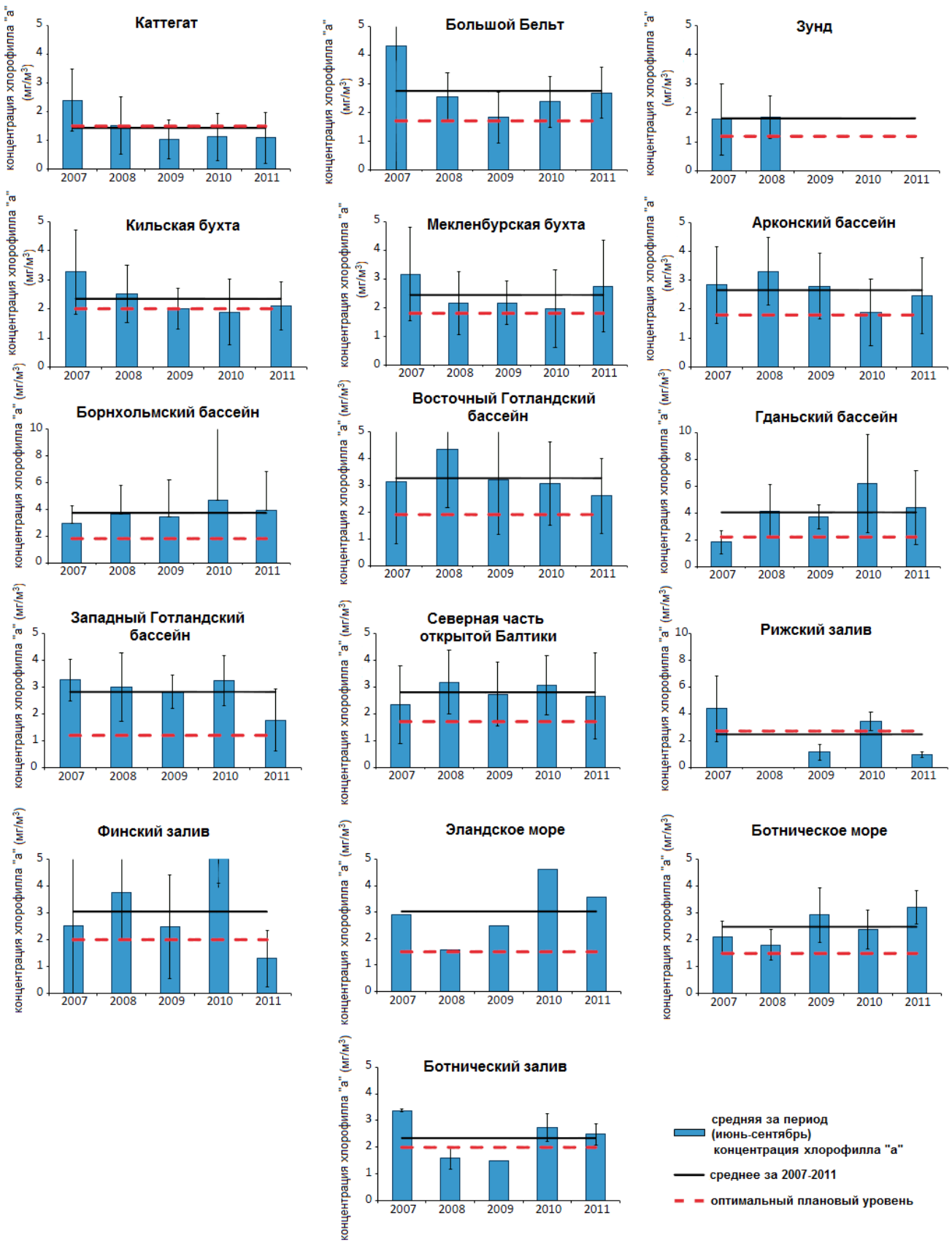


Рисунок 7 – Концентрация хлорофилла «а», осредненная за период с июня по сентябрь 2007-2011 гг. (HELCOM, 2014)

1.3. Уровень эвтрофирования

Основываясь на классификациях уровня трофности по величине годовой продукции фитопланктона за 1993-1997 гг. (Таблица 1), приполярную часть Ботнического залива можно рассматривать как единственный олиготрофный район, Ботническое море, Финский залив, Архипелаговое море – как мезотрофные районы, а остальные районы открытой части Балтийского моря – как находящиеся на границе между мезотрофным и эвтрофным состоянием (Сорокин и др., 1996; Wasmund et al., 2001). В свою очередь воды Гданьского бассейна классифицируются как мезотрофно-эвтрофные (Wasmund et al., 2001).

Таблица 1 – Классификация вод Балтийского моря по уровню трофности (Wasmund et al., 2001)

Уровень трофности	Средняя за год концентрация хлорофилла «а», мг/м^3
Олиготрофный	< 0,8
Мезотрофный	0,8-4
Эвтрофный	4-10
Гипертрофный	> 10

По данным Хельсинской комиссии за 2001-2006 гг. (Рисунок 8, Andersen et al., 2011; Atlas HELCOM, 2010) все Балтийское море, за исключением Ботнического залива и отдельных прибрежных участков Ботнического моря, подвержено эвтрофикации. Такая ситуация сохранялась до 2011 года и подтверждается оценкой Хельсинской комиссии за 2003-2007 гг. (Рисунок 9, HELCOM, 2009) и 2007-2011 гг. (Рисунок 10, HELCOM, 2014). Оценка уровня эвтрофирования за 2001-2006 гг. и 2003-2007 гг. основана на анализе ключевых параметров: концентрация азота и фосфора, концентрация хлорофилла «а», прозрачность воды, сообщества зообентоса (Andersen et al., 2011). Уровень эвтрофикации Балтийского моря за 2007-2011 гг. определен на основе классификации экологического статуса, определенной в рамках Водной директивы Европейского союза.

Длительное время обновления морских вод, высвобождение фосфора из бескислородных отложений и доминирование азотфиксирующих сине-зеленых водорослей в основных бассейнах Балтийского моря – это процессы, замедляющие восстановление экосистемы из эвтрофного состоянии (Vahtera et al., 2007; HELCOM, 2009; HELCOM, 2013a).

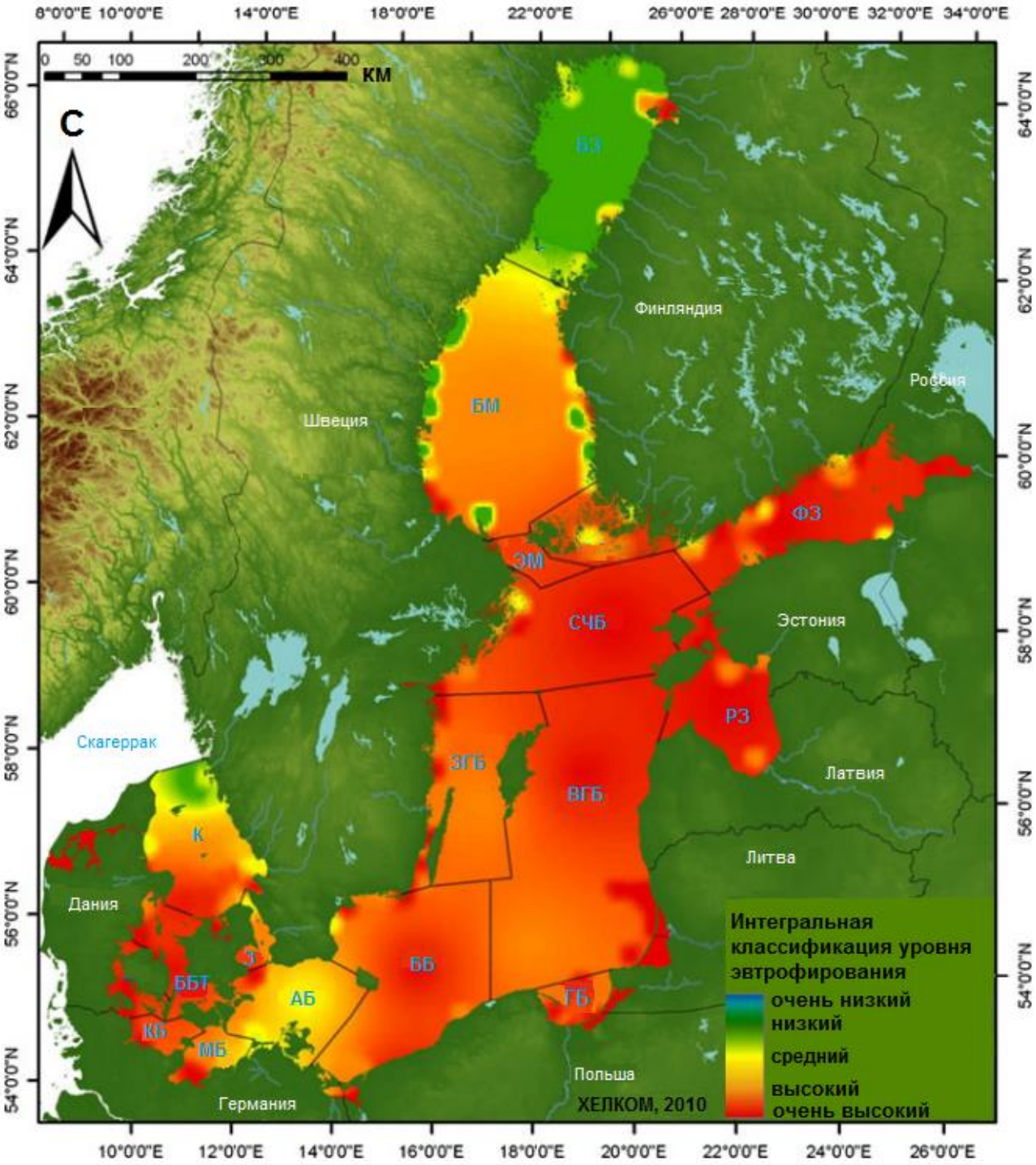


Рисунок 8 – Интегральная оценка уровня эвтрофикации Балтийского моря за 2001-2006 гг. (Atlas HELCOM, 2010).

Районы Балтийского моря: К – Каттегат, ББТ – Большой Бельт, З – Зунд, КБ – Кильская бухта, МБ – Мекленбугская бухта, АБ – Арконский бассейн, ББ – Борнхольмский бассейн, ГБ – Гданьский бассейн, ВГБ – Восточный Готландский бассейн, ЗГБ – Западный Готландский бассейн, РЗ – Рижский залив, ФЗ – Финский залив, СЧБ – Северная часть открытой Балтики, ЭМ – Эландское море, БМ – Ботническое море, БЗ – Ботнический залив

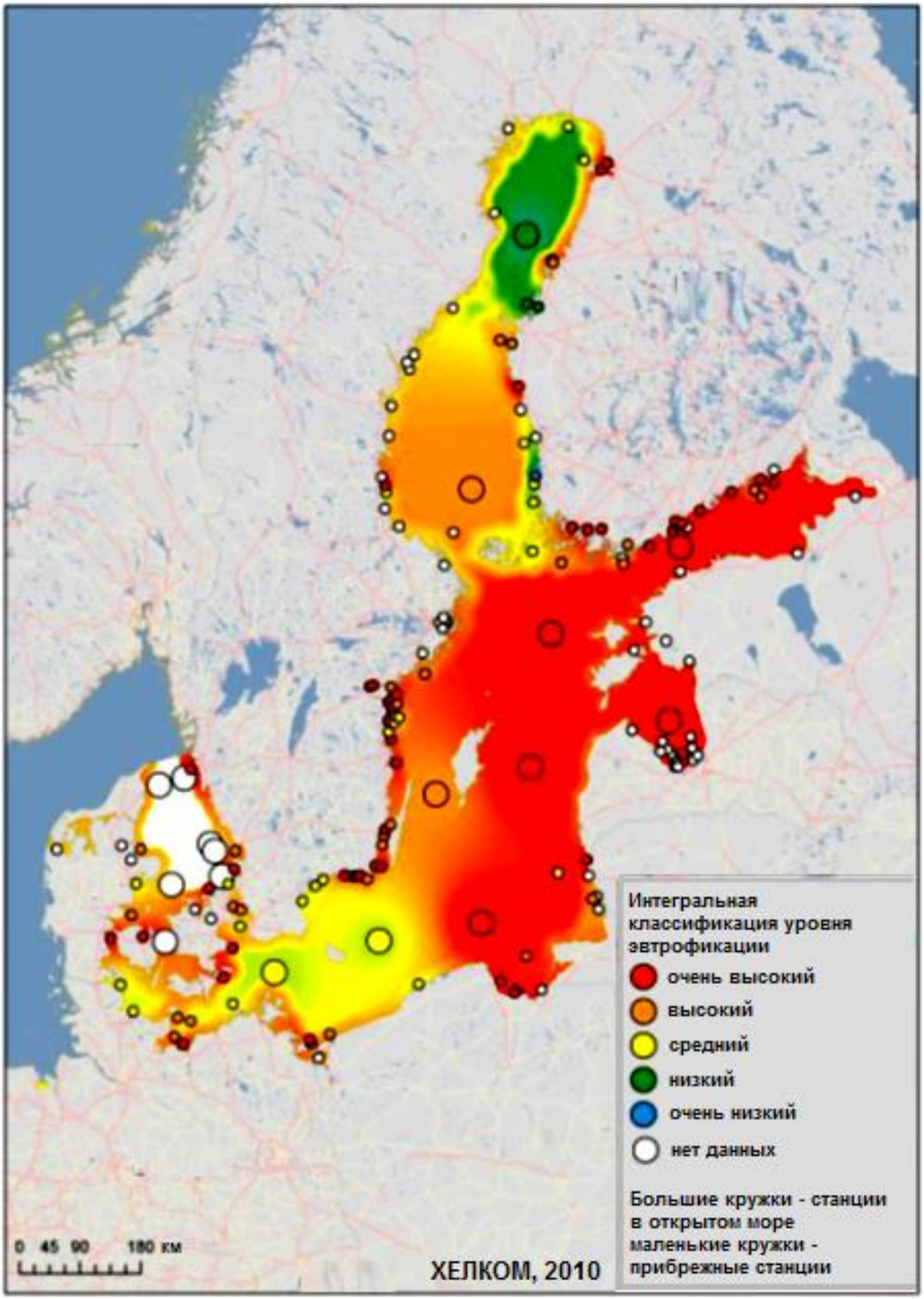


Рисунок 9 – Интегральная оценка уровня эвтрофикации Балтийского моря за 2003-2007 гг. (HELCOM, 2009).

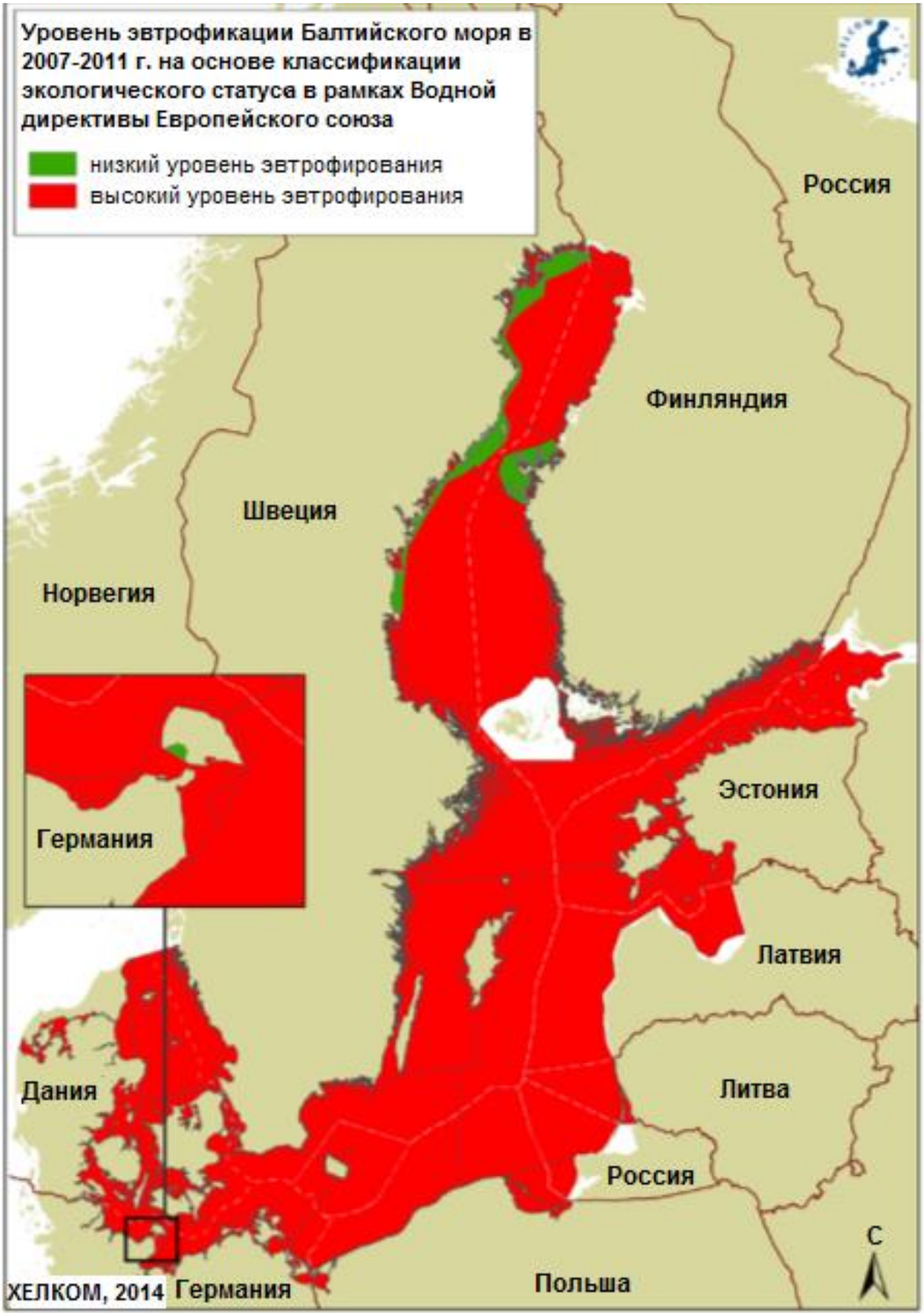


Рисунок 10 – Интегральная оценка уровня эвтрофикации Балтийского моря за 2007-2011 гг. (HELCOM, 2014)

В рамках комплексного экологического мониторинга нефтедобычи на Кравцовском месторождении (D-6) с 2003 года в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря ведутся натурные измерения концентрации хлорофилла «а» специалистами Атлантического научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии (АтлантНИРО) (Нефть и окружающая среда, 2012).

По результатам мониторинга (Александров и Кудрявцева, 2012) в период с 2003 по 2007 гг. в российском секторе юго-восточной части Балтики концентрация хлорофилла «а», осредненная для слоя 0-10 м, изменялась в пределах от 1,2 до 7,1 мкг/л (Рисунок 11).

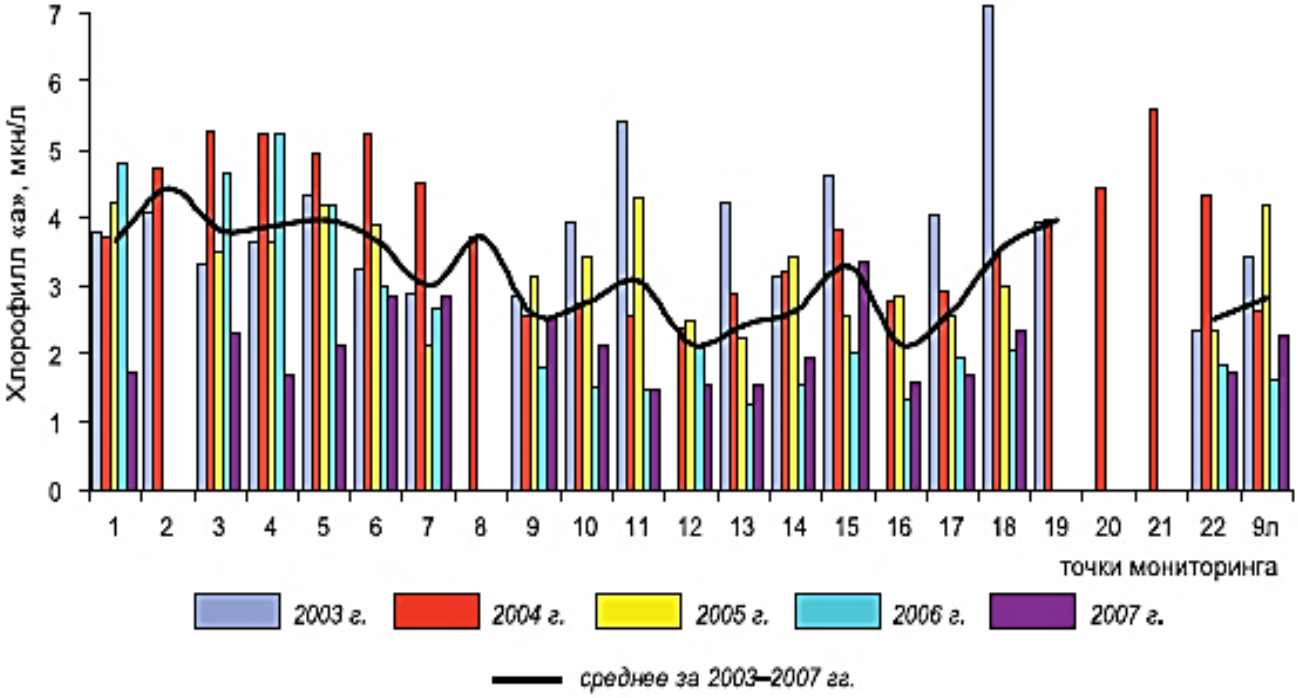


Рисунок 11 – Средняя за вегетационный период концентрация хлорофилла «а» в поверхностном слое российского сектора Юго-Восточной Балтики за 2003-2007 гг. (Александров и Кудрявцева, 2012)

Выявлена значительная межгодовая изменчивость концентрации хлорофилла «а», обусловленная влиянием абиотических факторов среды. Согласно классификации по концентрации хлорофилла «а», разработанной шведскими учеными (Таблица 2), в рассматриваемый период (2003-2007 гг.) в разных точках мониторинга отмечался как очень низкий уровень эвтрофирования вод (I класс, концентрация хлорофилла «а» < 1,5 мкг/л), так и очень высокий (V класс, концентрация хлорофилла «а» > 5,0 мкг/л) (Александров и Кудрявцева, 2012).

Таблица 2 – Классификация трофности вод Балтийского моря по концентрации хлорофилла «а» (Coasts and Seas, 2002)

Класс	Уровень эвтрофирования вод	Концентрация хлорофилла «а» в летний период, мкг/л
I	Очень низкий	< 1,5
II	Низкий	1,5-2,2
III	Средний	2,2-3,2
IV	Высокий	3,2-5,0
V	Очень высокий	> 5,0

На всех точках экологического мониторинга в летний период уровень эвтрофирования вод был не ниже среднего (III класс), т. е. выше была 2,2 мкг/л. Летом 2003-2004 гг. средние по району мониторинга значения концентрации хлорофилла «а» были характерны для очень высокого уровня эвтрофирования вод - V класс (концентрация хлорофилла «а» > 5 мкг/л), в 2005-2007 гг. уровень эвтрофирования понизился до IV класса (концентрация хлорофилла «а» < 5 мкг/л) (Рисунок 12, Александров и Кудрявцева, 2012).

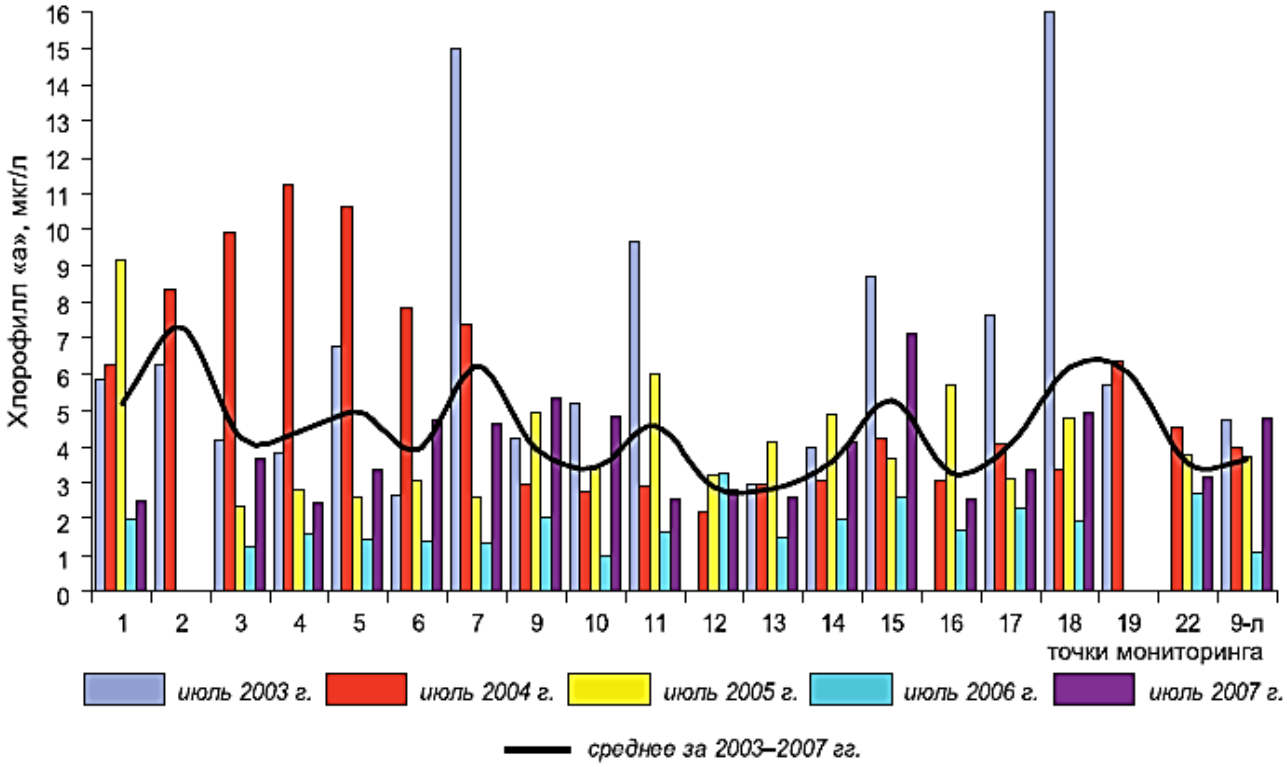


Рисунок 12 – Концентрация хлорофилла «а» в поверхностном слое в летний период 2003-2007 гг. (Александров и Кудрявцева, 2012)

Качество вод российского сектора Юго-Восточной Балтики соответствовало первым трем классам (отличное, хорошее и удовлетворительное) (Таблица 3). В открытой части акватории наблюдалось наилучшее качество воды: концентрация хлорофилла «а» была ниже 4 мкг/л (I и II класс - отличное и хорошее), в береговой зоне оно часто снижалась до III класса (концентрация хлорофилла «а» > 4 мг/м^3). Снижение качества вод в прибрежном районе обусловлено наличием более благоприятных гидрологических и гидрохимических условий для развития фитопланктона, а также поступлением загрязняющих веществ с суши (Александров и Кудрявцева, 2012).

Таблица 3 – Классификация качества вод Балтийского моря (Vuoristo, 1998)

Класс	Качество вод	Концентрация хлорофилла «а», мг/м^3	Характеристика
I	Отличное	< 2	Водоем в исходном природном состоянии, обычно олиготрофном. Массового развития водорослей не наблюдается
II	Хорошее	2-4	Состояние близкое к исходному природному. Может наблюдаться локальное «цветение» водорослей
III	Удовлетворительное	4-12	Часто в эвтрофном состоянии. Периодическое «цветение» водорослей. Влияние загрязняющих веществ. Концентрации токсичных веществ в воде, биоте и донных осадках может быть немного выше, чем в исходном
IV	Допустимое	12-30	«Цветение» воды за счет массового развития фитопланктона может ограничить ее использование на длительный период. Концентрации токсичных веществ в воде, биоте и донных осадках выше, чем в исходном состоянии
V	Плохое	> 30	Сильно загрязненный водоем. «Гиперцветение» ограничивает использование воды на длительный период. Концентрации токсичных веществ в воде, биоте и донных осадках может быть опасной для человека

К высокопродуктивным районам Юго-Восточной Балтики относятся Куршский и Калининградский (Вислинский) заливы (Рисунок 2). Это крупнейшие лагуны Балтийского моря, активно используемые в рыбохозяйственном отношении. В работах (Александров, 2009; Александров, 2010а) дана оценка биологической продуктивности, экологического состояния и трофического статуса экосистем вышеуказанных лагун.

Куршский залив относится к «закрытым» лагунным экосистемам. На протяжении вегетационного периода здесь доминируют виды, характерные для эвтрофных вод. Выявлен одновершинный тип сезонной динамики развития фитопланктона с абсолютным максимумом сине-зеленых водорослей (*Aph. flosaquae*) в летне-осенний период. В годы с длительным интенсивным прогревом воды наблюдается «гиперцветение» сине-зеленых водорослей. Биомасса фитопланктона и концентрация хлорофилла «а» на протяжении июля-октября могут быть на уровне, при котором происходит биологическое загрязнение (вторичная эвтрофикация), сопровождающаяся массовой гибелью гидробионтов и локальными заморами рыб. Залив, согласно трофической классификации, можно оценить как гиперэвтрофный водоем (Александров, 2010б). В Вислинском заливе также наблюдается одновершинный тип сезонной динамики развития фитопланктона с максимумом в летний период сине-зеленых водорослей (*Anabaena sp., Oscillatoria sp.* и другие). Однако «цветение» в полуоткрытой лагунной экосистеме Вислинского залива значительно менее интенсивно, чем в «закрытой» системе Куршского залива. Биомасса водорослей и концентрация хлорофилла «а» в летний период на порядок меньше, биомасса *Aphanizomenon flos-aquae,* доминирующего в Куршском заливе, низка, что связано с особенностями гидрологического режима. Биомасса фитопланктона не достигает уровня, при котором происходит биологическое загрязнение водоема, массовая гибель гидробионтов и локальные заморы рыб. Тем не менее, в лагунах продолжаются процессы эвтрофирования и «цветения» потенциально токсичных сине-зеленых водорослей (Александров, 2010).

1.4. Методы дистанционного зондирования в изучении проблемы эвтрофикации

1.4.1. Дистанционное зондирование в оптическом диапазоне

Дистанционное зондирование океана сформировалось как научное направление в 70-80-х годах XX века. В настоящее время это одно из наиболее быстро развивающихся направлений исследования Земли. Приборы, установленные на

спутниках, регистрируют активный (отраженный) или пассивный (собственное излучение) сигнал в различных областях электромагнитного спектра (http://www.geogr.msu.ru/science/aero/acenter/int_sem7/sem7_1.htm.).

Дистанционное зондирование в оптическом диапазоне (видимый и ближний инфракрасный диапазон, длины волны 400-900 нм) ведется пассивными спутниковыми радиометрами (сканерами) и основано на наблюдении яркости рассеянного и отраженного океаном солнечного света (Рисунок 13).

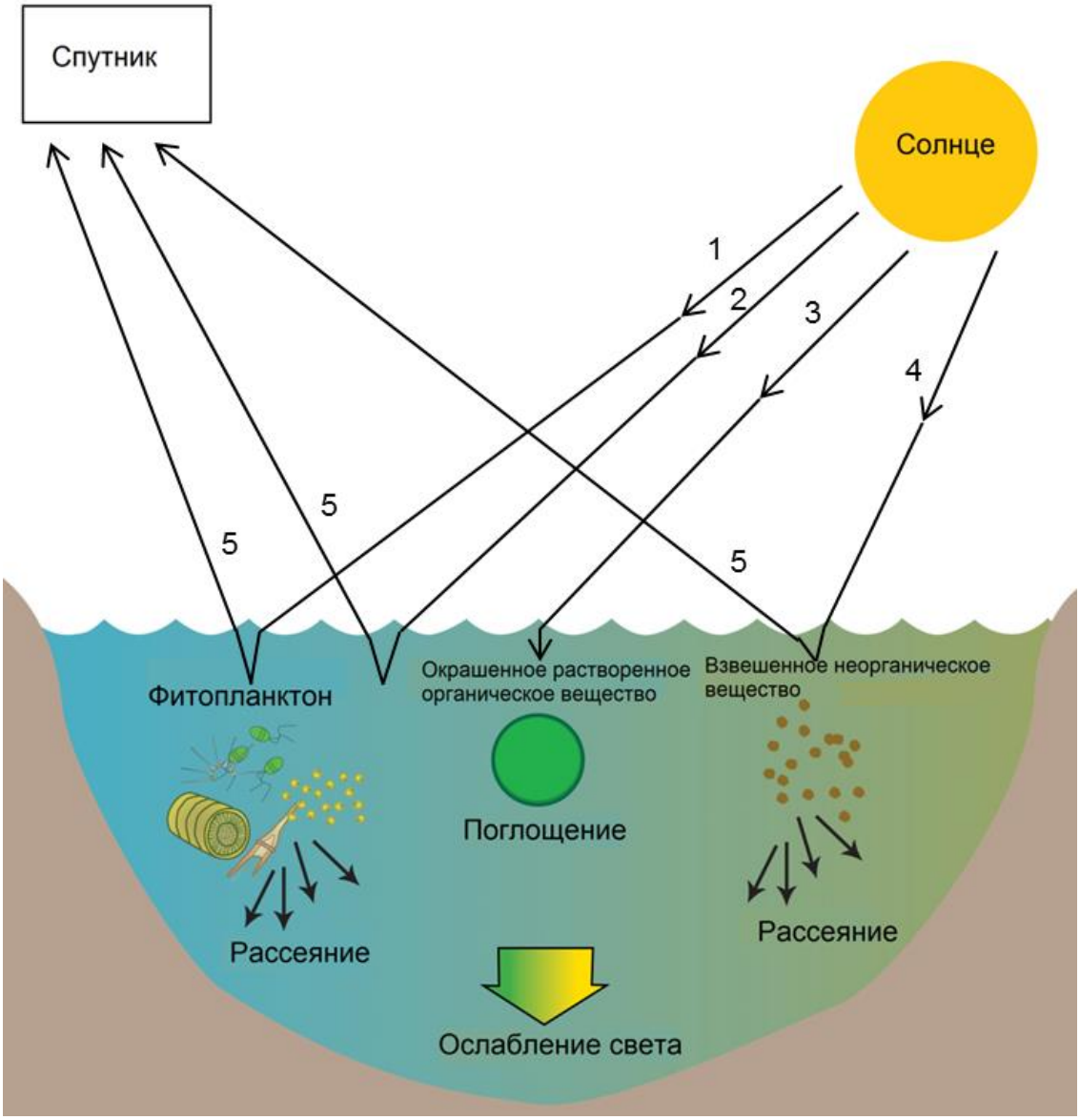


Рисунок 13 – Факторы, оказывающие влияние на спектральную яркость восходящего излучения с поверхности моря, измеряемую спутниковыми радиометрами: 1 – рассеяние фитопланктоном, 2 – рассеяние молекулами воды, 3 – поглощение растворенным органическим веществом, 4 – рассеяние взвешенным неорганическим веществом, 5 – излучение, отраженное от поверхности моря (на основе IOCCG Report, 2000 и Martin, 2014)

Как только поток солнечного излучения достигает поверхности моря, часть его отражается, некоторая часть преломляется. По мере прохождения в толщу воды излучение поглощается и рассеивается оптическими компонентами водной среды, которые меняют его спектральные характеристики. Далее излучение рассеивается обратно в атмосферу, возникает так называемое излучение, отраженное от поверхности моря, которое содержит информацию об оптических компонентах воды. Отраженное от поверхности воды излучение снова изменяется, так как на своем пути к спутнику проходит через атмосферу. Сигнал на каналах видимого и ближнего инфракрасного диапазона измеряется дистанционно с помощью датчика (радиометра), расположенного на борту спутника, несет информацию как об оптических компонентах в воде, так и об атмосфере. Информация в ближнем инфракрасном диапазоне используются для атмосферной коррекции, тогда как видимые каналы используются для получения информации о качестве воды (Израэль, Новиков, 1985; Гительзон, Чепилов, 1988; Бондур, 2004).

Работоспособность датчиков оптического диапазона (видимого и теплового инфракрасного) в значительной степени ограничена погодными условиями (в первую очередь наличием облачности), состоянием атмосферы и освещенностью.

Наблюдения оптических свойств океана начались в 1978 г. с запуском прибора CZCS (Coastal Zone Color Scanner) спутнике Nimbus-7. Регистрация цвета океана продолжались до июня 1986 года (Martin, 2014). Следующими инструментами стали японский сенсор цвета океана и температуры OCTS на спутнике ADEOS-1 (на орбите с 1996 по 1997 гг.) и немецкий модульный оптический сенсор MOS на индийском спутнике IRS-3 (1996-2006). С 2002 по 2010 гг. успешно работал сканер MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) на спутнике ENVISAT Европейского космического агентства.

Однако особое внимание в списке спутниковых радиометров занимает сканер цвета моря SeaWiFS (Sea viewing Wide Field Sensor) на спутнике SeaStar (Acker, 1994), успешно проработавший 13 лет с 1997 по 2010 гг. Сканер SeaWiFS признан пионером космических исследований. Целью научной программы SeaWiFS было исследование факторов, влияющих на глобальные изменения в Мировом океане, а также оценка роли океана в глобальном цикле углерода. Данные использовались для определения величины и изменчивости хлорофилла «а», наблюдения жизнедеятельности морского планктона, а также для регистрации весенних «цветений» цианобактерий.

В настоящее время миссию по регистрации океанологических характеристик выполняют семь спутниковых радиометров (Таблица 4).

Таблица 4 – Действующие спутниковые радиометры

Сканер	Агентство	Спутник	Дата запуска	Полоса обзора (км)	Разрешение (м)	Число каналов	Спектральный диапазон (нм)	Орбита
COCTS CZI	CNSA (Китай)	HY-1B (Китай)	11.04.2007	2400 500	1100 250	10 4	402 – 12,.500 433 - 695	Полярная
GOCI	KARI/KIOST (Южная Корея)	COMS	26.06.2010	2500	500	8	400 - 865	Геостационарная
HICO	ONR, DOD, НАСА	JEM-EF Int. Space Stn.	18.09.2009	50	100	124	380 - 1000	51,6^{o}
MERSI	CNSA (Китай)	FY-3A (Китай)	27.05.2008	2400	250/1000	20	402-2155	Полярная
	CNSA (Китай)	FY-3B (Китай)	05.11.2010	2400	250/1000	20	402-2155	Полярная
	CNSA (Китай)	FY-3C (Китай)	23.09.2013	2400	250/1000	20	402-2155	Полярная
MODIS	НАСА (США)	Aqua (EOS-PM1)	04.05.2002	2330	250/500/1000	36	405-14,385	Полярная
	НАСА (США)	Terra (EOS-AM1)	18.12.1999	2330	250/500/1000	36	405-14,385	Полярная
OCM-2	ISRO (Индия)	Oceansat-2 (Индия)	23.09.2009	1420	360/4000	8	400 - 900	Полярная
VIIRS	NOAA (США)	Suomi NPP	28.10.2011	3000	375/750	22	402 – 11,800	Полярная

Спутниковые радиометры регистрируют величины яркости рассеянного и отраженного излучения, восходящего с поверхности моря, которое обусловлено наличием в морской воде оптически активных компонентов: фитопланктона (хлорофилла «а»), взвешенного неорганического (терригенного) вещества и окрашенного растворенного органического вещества («желтого вещества») (Jerlow, 1978; Кронберг, 1988; Doerffer, Schiller, 1997). Способность данных компонентов к поглощению и рассеянию света в морской воде позволяет определять их дистанционными методами зондирования в оптическом диапазоне электромагнитного спектра с пространственным разрешением от 0,3 до 4 км (Викторов, 2005; Doerffer, Schiller, 2008; Копелевич и др., 2009; Лаврова и др., 2011). Максимум поглощения хлорофилла «а» приходится на синюю (длина волны 440 нм) и красную (675 нм) области спектра излучения, а минимум на зеленую (520-560 нм) (Рисунок 14) (O'Reilly et al., 2000; Doerffer, Schiller, 1997; Лаврова и др., 2011).

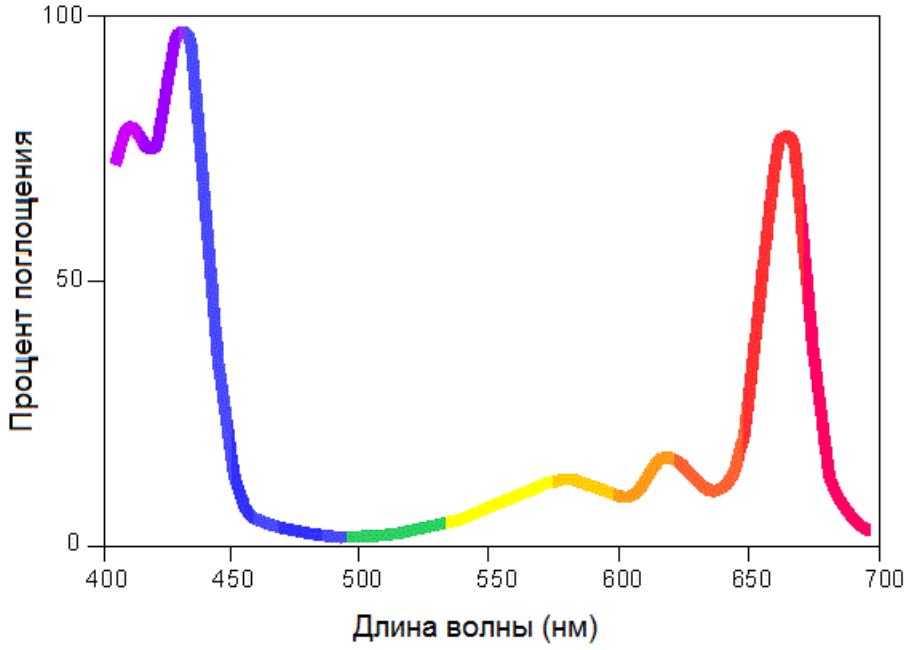


Рисунок 14 – Спектр поглощения хлорофилла «а». Цветом показаны каналы видимого диапазона

Взвешенное неорганическое вещество является непоглощающим пигментом, его концентрация определяется через коэффициент рассеяния света в красной области (пик вблизи 550 нм) (Doerffer, Schiller, 1997). Растворенное органическое вещество доминирует в прибрежных, высокопродуктивных водах и районах, подверженных влиянию речного стока, заметно проявляется в синей области спектра, имея пик поглощения вблизи 440 нм, и убывает по мере увеличения длины волны (Рисунок 15).

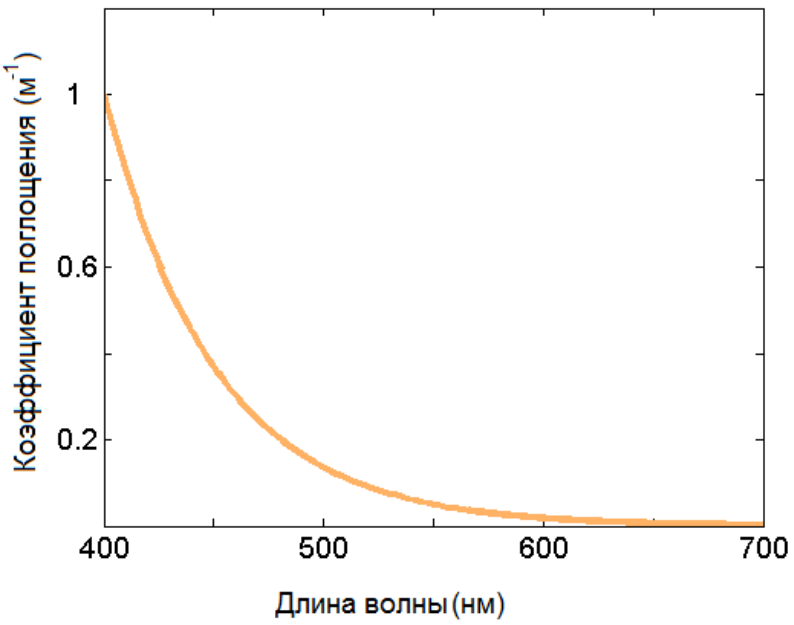


Рисунок 15 – Спектр поглощения растворенного органического вещества

Фитопланктон представляет собой сообщества автотрофных организмов, является основным продуцентом органического вещества в океане. Все изменения в морских экосистемах, в том числе эвтрофирование, отражаются в первую очередь на фитопланктоне. Общепризнанным методом оценки биомассы и развития фитопланктона, а также продуктивности водоемов, является определение концентрации хлорофилла «а», основного пигмента фитопланктона.

Взвешенное неорганическое вещество имеет терригенное происхождение, поступает в океан с речным стоком и ресуспензией осадков в прибрежной зоне (Kratzer et al., 2011). Повышенная мутность вод снижает яркость излучения моря и ограничивает первичную продукцию, являясь ключевым элементов качества вод в прибрежной зоне (Premazzi et al., 1999). Взвешенное вещество транспортирует все виды загрязнителей: органические, биогенные, тяжелые металлы, радионуклиды (Clark, 1986; Wieland et al., 1991; Hakanson, 1999). Углерод, содержащийся во взвеси, является ключевым источником энергии для бактерий, фитопланктона и зоопланктона (Wetzel, 1983).

Окрашенное растворенное органическое вещество, так же известное как желтое вещество, является композицией продуктов растительного и животного разложения (Coble et al., 2004). Оно состоит из гуминовых и фульвокислот и органических частиц – детрита – фрагментов клеток фито- и зоопланктона, попадет в океан с речным стоком, эоловым переносом и взмучиванием донных осадков (Mobley, 1994). Растворенное органическое вещество играет важнейшую роль в естественных водоемах, т.к. благодаря сильной поглощательной способности в ультрафиолетовой

области спектра, защищает фитопланктон, макрофиты и прочие живые морские организмы от вредного средневолнового ультрафиолета (Blough, Green, 1995). Также растворенное органическое вещество участвует в цикле углерода совместно с первичной продукцией фитопланктона (Moran, Zepp, 1997). С другой стороны оно может сокращать содержание растворенного кислорода, способствуя производству питательных веществ (Bushaw et al., 1996). Повышенные концентрации растворенного органического вещества снижают количество и качество фотосинтетически активного излучения фитопланктона (Bidigare et al., 1993).

В зависимости от соотношения концентраций данных трех компонентов в морской среде определяются оптические свойства акваторий. Воды Мирового океана делятся на два категории согласно классификации, предложенной авторами (Morel, Prieur, 1977) (Рисунок 16). Воды первого типа характеризуются как воды с высокой концентрацией фитопланктона, преобладающей над остальными компонентами. Оптические свойства определяются, прежде всего, поглощением хлорофилла «а». К данной категории относится воды открытого океана.

Прибрежные воды, озера и воды континентального шельфа относятся к водам второго типа, где все три компонента (взвешенное вещество, желтое вещество и фитопланктон) вносят значительный вклад в оптические свойства акватории (Рисунок 16).

Рисунок 16 – Биооптическая классификация вод (на основе Prieur, Sathyendranath, 1981; IOCCG Report Number 3, 2000)

Для определения оптически активных компонентов морской среды используются два вида биооптических алгоритмов: полуаналитические и эмпирические (регрессионные) алгоритмы. Полуаналитические алгоритмы предназначены для определения концентрации хлорофилла «а», поглощения желтым

веществом и обратного рассеяния взвесью по данным о коэффициенте яркости моря (Gordon et al., 1988).

Алгоритм основан на соотношении между величиной коэффициента яркости моря $\rho(\lambda)$ и показателями поглощения $a(\lambda)$ и обратного рассеяния $b_b(\lambda)$ морской воды. Показатели $a(\lambda)$ и $b_b(\lambda)$ представляются в следующем виде (Maritorena et al., 2002):

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_g(\lambda) + a_{ph}(\lambda), \quad (2)$$

$$b_b(\lambda) = b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda), \quad (3)$$

где $a_w(\lambda)$ и $b_{bw}(\lambda)$ – известные показатели поглощения и обратного рассеяния чистой морской водой (Pope, Fry, 1997; Shifrin, 1988); $a_g(\lambda)$ - поглощение растворенным органическим веществом (РОВ); $a_{ph}(\lambda)$ - спектральное поглощение пигментами фитопланктона; $b_{bp}(\lambda)$ - показатель обратного рассеяния взвесью.

Спектральная зависимость поглощения растворенным органическим веществом $a_g(\lambda)$ описывается экспоненциальной зависимостью:

$$a_g(\lambda) = a_g \exp(-S(\lambda - \lambda_0)), \quad (4)$$

где a_g – поглощение желтым веществом, λ_0 = 430 нм; S – характеризует наклон спектра поглощения желтым веществом. Поглощение пигментами фитопланктона представляется в виде:

$$a_{ph}(\lambda) = C_a f_{ph}(\lambda), \quad (5)$$

где $f_{ph}(\lambda)$ - удельное поглощение пигментами, которое задается степенной функцией: $f_{ph}(\lambda)=A(\lambda)*C_a^{-B(\lambda)}$, где A и B – зависящие от длины волны параметры, значения которых приведены в (Bricaud et al., 1995). C_a – характеризует суммарную концентрацию хлорофилла «а» и его производных.

Спектральная зависимость обратного рассеяния взвешенными частицами задается степенной функцией:

$$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}*(\lambda/\lambda_0)^{-n}, \quad (6)$$

где b_{bp} – показатель обратного рассеяния частицами, n характеризует наклон спектральной зависимости $b_{bp}(\lambda)$ (Maritorena et al., 2002).

В полуаналитическом алгоритме надо учитывать также и влияние других факторов (Mueller et al., 2003), таких как зависимость коэффициента яркости водной

толщи от зенитных углов Солнца и наблюдения; вклады флуоресценции и комбинационное (Рамана) рассеяние (вклад последнего может быть до 20-30 % в чистых олиготрофных водах и 8 % в водах с концентрацией хлорофилла порядка 1 мг/м^3); влияние отражения от дна на мелководье (Копелевич и др., 2006).

Из-за указанных выше трудностей, а также из-за большой чувствительности полуаналитического алгоритма к ошибкам атмосферной коррекции, в настоящее время при обработке данных спутниковых сканеров цвета предпочтение отдается эмпирическим алгоритмам.

Эмпирические (регрессионные) алгоритмы основаны на использовании рассчитанных по данным натурных измерений статистических (регрессионных) соотношений между определяемым параметром (концентрацией хлорофилла «а», взвешенного вещества или растворенного органического вещества) и отношением яркостей восходящего с поверхности излучения для выбранных длин волн. Эти статистические соотношения зависят от количественного и качественного состава оптически активных компонентов морской воды, который может сильно варьировать. По этой причине невозможно создать универсальные алгоритмы определения биооптических параметров воды, пригодные для использования во всех морях и океанах (Копелевич и др, 2006). Стандартные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» по данным различных спутниковых радиометров приведены в подразделе 2.2.2.

1.4.2. Применение спутниковых данных оптического диапазона для расчета концентрации хлорофилла «а»

Концентрация хлорофилла «а» вычисляется по данным спутниковых радиометров через регрессионное соотношение спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения водной поверхности на каналах максимума и минимума поглощения. Стандартные спутниковые алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» были разработаны для открытых океанических вод I типа по классификации оптических свойств, предложенной авторами (Morel, Prieur, 1977; Gordon, Morel, 1983; Doerffer, Schiller, 1997). Хлорофилл «а» здесь выступает единственным оптически активным компонентом среды, в то время как значениями концентрациями остальных компонентов пренебрегают. В данных алгоритмах используется регрессионное соотношение спектральных коэффициентов яркости излучения на каналах максимума поглощения в синей области спектра и минимума в зеленой.

Однако, для вод II типа - прибрежных, мутных, высокопродуктивных вод, внутренних вод и эстуариев, где концентрация хлорофилла «а» является не единственным фактором, определяющим оптические свойства, стандартные алгоритмы нуждаются в существенной коррекции (Morel, Prieur, 1977; IOCCG Report, 2000). В таких акваториях растворенное органическое вещество заметно проявляется в синей области спектра (Doerffer, Schiller, 1997) и тем самым перекрывая вклад хлорофилла «а» в спектральную яркость излучения, восходящего с поверхности воды.

Воды Балтийского моря относятся именно ко II типу оптически сложных вод с высоким содержанием взвешенного неорганического и растворенного органического вещества, оказывающих влияние на спектральную яркость излучения во всем видимом диапазоне спектра, от синей до красной области (Mobley, 1994; Kratzer et al., 2008; Darecki, Stramski, 2004). В юго-восточной части Балтийского моря особенное влияние на оптические свойства акватории оказывает значительный сток с суши, в том числе сток крупных равнинных рек – Вислы и Немана, приносящих ежегодно огромное количество взвешенного вещества (Kowalczuk, 1999).

Применяемые универсальные алгоритмы оценки концентрации хлорофилла «а» по данным спутниковых спектрорадиометров для акватории Балтийского моря приводят к ошибочным, иногда более чем на порядок, результатам. Спутниковые данные показывают систематическое завышение значений концентрации хлорофилла «а» по сравнению с натурными данными, относительные ошибки стандартных алгоритмов составляют: систематические – 177 % для SeaWiFS и 236 % для MODIS; случайные – 159 % для SeaWiFS и 209 % для MODIS (Wozniak et al, 2008; Darecki et al., 2008).

В связи с этим, требуется специальная верификация и коррекция используемых стандартных алгоритмов обработки спутниковых данных по данным натурных измерений в исследуемом районе (Александров и др., 2008; Александров и др., 2011; Буканова и др., 2010). Первый этап решения этой проблемы - прямое сопоставление результатов расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным с натурными экспедиционными измерениями (Викторов, 2005; Копелевич и др., 2006). Второй этап - атмосферная коррекция спутниковых данных (Копелевич и др., 2006). Третий этап - разработка региональных алгоритмов расчета концентрации хлорофилла «а» посредством коррекции стандартных эмпирических алгоритмов, основанной на изменении регрессионного соотношения спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения на каналах максимума и минимума поглощения в сине-зеленой области на зелено-красную, с целью избежать перекрывающего эффекта поглощения растворенного органического вещества в

синей области спектра (Kowalczuk, 1999; Højerslev, Aas, 2001; Kutser, 2009). Такой подход был реализован для южной части Балтийского моря польскими учеными Института океанологии Польской академии наук в рамках комплексного проекта по созданию алгоритмов расчета различных параметров морской среды по спутниковым данным «Development of a satellite method for Baltic ecosystem monitoring» (DESAMBEM) (Darecki et al., 2008; Wozniak et al., 2008).

Подытоживая краткое рассмотрение основных проявлений эвтрофикации в различных районах Балтийского моря, с достаточными основаниями можно утверждать, что большая часть акватории Балтийского моря подвержена эвтрофикации. Однако, этот процесс протекает неодинаково в отдельных районах моря. Северные районы, такие как Ботнический залив и отдельные участки Ботнического моря, являются наименее эвтрофированными (Рисунок 8, 9, 10). Здесь отмечаются минимальные значения биомассы сине-зеленых водорослей (в том числе токсичных видов) в летний период (Рисунок 3, 4), а также минимальные значения концентрации хлорофилла «а» за 15-ти летний период наблюдений 1990-2005 гг. (Рисунок 6, 7, Lindgren, Hakanson, 2007). Согласно общепринятым классификациям трофического уровня (Таблица 1, 2, 3), это единственные олиготрофные участки Балтийского моря.

Наиболее высокий уровень эвтрофирования характерен для восточной части Финского залива, южной и центральной части Рижского залива, юга Арконского бассейна, а также всего побережья Гданьского бассейна в юго-восточной части моря (Рисунок 6, 8, 9). Здесь наблюдаются максимальные концентрации хлорофилла «а» и значения биомассы сине-зеленых водорослей (Рисунок 3, 4). Остальные районы Балтийского моря относятся к мезотрофному уровню. В открытой части Балтийского моря отмечена тенденция весьма слабого снижения концентрации хлорофилла «а» за 1974–2006 гг. (Рисунок 5).

Таким образом, Гданьский бассейн является одни их наиболее эвтрофированных районов Балтийского моря и требует особого внимания с точки зрения проверки тенденций изменения основных показателей эвтрофикации, прежде всего биомассы фитопланктона и концентрации хлорофилла «а».

Эффективным методом оценки концентрации хлорофилла «а» является дистанционное зондирование в оптическом диапазоне спутниковыми спектрорадиометрами. Однако, первостепенная задача заключается в коррекции стандартных методик расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным на основе данных натурных измерений с учетом региональной специфики оптических свойств вод.

ГЛАВА 2. РАЗРАБОТКА РЕГИОНАЛЬНЫХ АЛГОРИТМОВ РАСЧЕТА КОНЦЕНТРАЦИИ ХЛОРОФИЛЛА «А» В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ ПО СПУТНИКОВЫМ ДАННЫМ

2.1. Описание района исследований

Балтийское море является крупнейшим в мире солоноватоводным бассейном, относящемся к типу внутриматериковых средиземных морей. Это мелководное, полузамкнутое море, которое имеет ограниченный, но интенсивный водообмен с Атлантическим океаном через Северное море, проливы Скагеррак, Каттегат и Датские проливы (Большой и Малый Бельт, Эресунн (Зунд) и Ферман-Бельт). Затрудненный водообмен, возникший вследствие мелководности проливов, играет важнейшую роль в формировании природных особенностей Балтийского моря (Гидрометеорология и гидрохимия, 1992; Цыбань, 2005).

Площадь Балтийского моря вместе с проливами составляет 425,4 тыс.км^2, а объем воды – 20,1 тыс. км^3. Средняя глубина моря 48 м, максимальная 459 м. Преобладают глубины до 50 м, на долю которых приходится 60 % площади моря, на долю глубин более 200 м – около 0,3 % площади моря (Цыбань, 2005).

Из-за большой протяженности вдоль меридиана и параллели отдельные районы Балтийского моря размещаются в различных физико-географических и климатических зонах. Это в свою очередь оказывает влияние на гидрохимические, гидрофизические и гидробиологические процессы, происходящие в море и отдельных его районах (Цыбань, 2005).

Район проведенных исследований по созданию новых региональных алгоритмов расчета концентрации хлорофилла «а» расположен в пределах Гданьского бассейна в юго-восточной части Балтийского моря (Рисунок 2, 17). На юге он ограничен побережьем Самбийского (Калининградского) полуострова, Балтийской (Вислинской) косой и Калининградским (Вислинским) заливом, с востока ограничен Куршским заливом и Куршской косой, а также побережьем Литовской республики. С запада район исследования граничит с Борнхольмским бассейном, а севера с Восточным Готландским бассейном.

Для дна юго-восточного района характерен выровненный рельеф. Прибрежное мелководье вдоль берегов имеет две зоны: подводный береговой склон с глубинами до 20 м и внешнюю часть мелководья. Рельеф мелководья выровнен, хотя на внешней

его части отмечаются небольшие холмы и гряды высотой 5-10 м, оставленные ледниками. Глубже 50 м прибрежное мелководье плавно переходит в пологие склоны впадин с уклоном менее 1°. Возвышенные участки прибрежного мелководья образуют банки. Вершинные поверхности банок выровнены абразионно-аккумулятивными процессами (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1992).

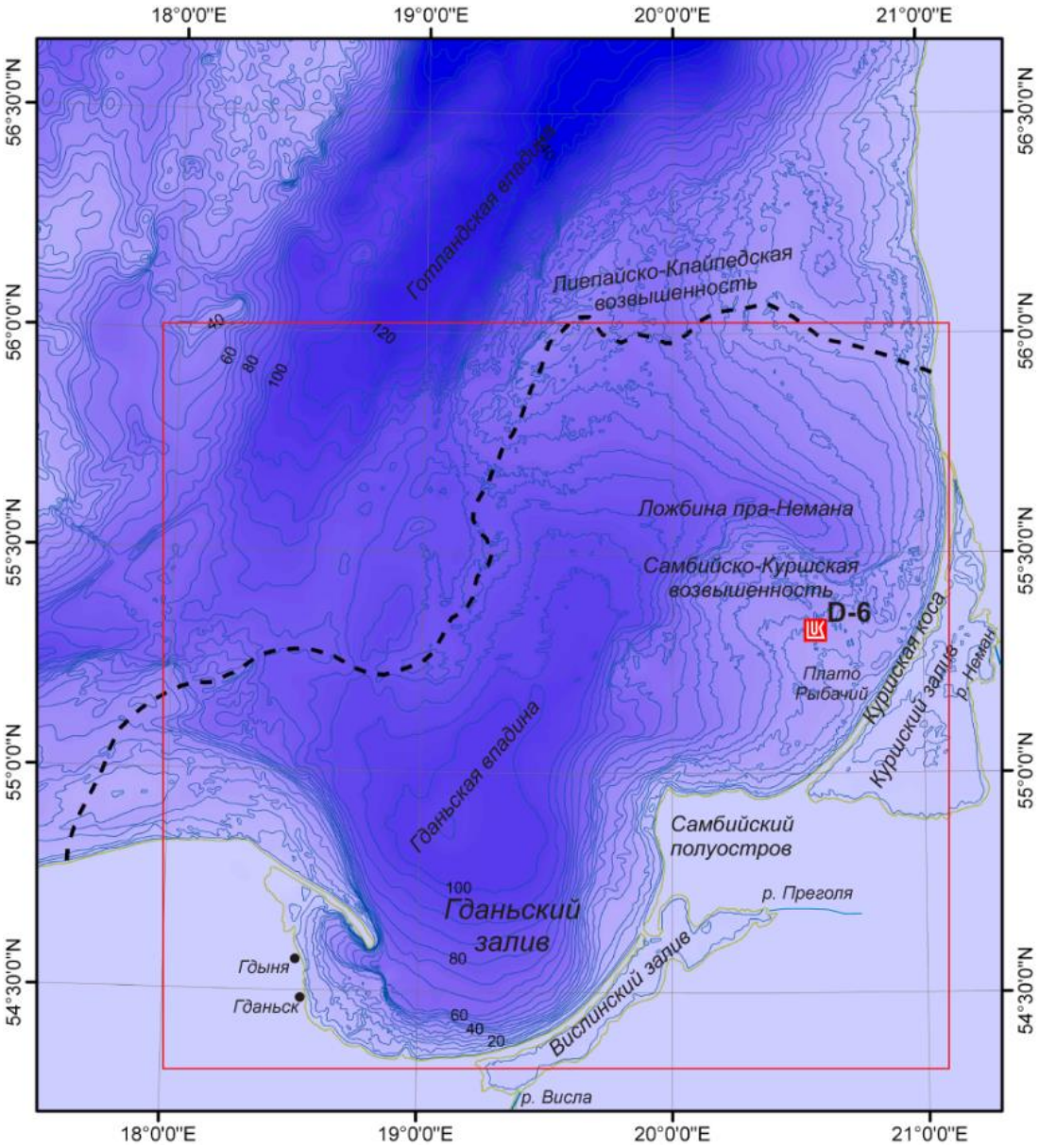


Рисунок 17 – Гданьский бассейн Балтийского моря (Нефть и окружающая среда, 2012). Пунктирная линия – граница бассейна, красная рамка - граница района исследований

В формировании климата побережья юго-восточной части Балтийского моря доминирующими являются особенности общей циркуляции атмосферы непосредственно над морем, обусловленные зимой как взаимодействием Азорского и

Азиатского максимумов, так и Исландского минимума, а летом – воздействием Азорского максимума и областей повышенного давления над Арктикой (Баринова, 2002).

Барический градиент в течение всего года в большинстве случаев ориентирован с юго-востока на северо-запад, что определяет господство над Балтийским морем ветров западной четверти, обуславливающих перенос теплых и влажных масс с Атлантического океана. В связи с этим, проявляются характерные черты, присущие морскому климату умеренных широт: сравнительно небольшие колебания среднемесячной температуры воздуха, большая влажность и облачность в течение всего года, значительное количество осадков (Лоция Балтийского моря, 1968).

В январе средняя температура восточного побережья Балтики на 10-12°С выше среднеширотной температуры, тогда как в июле она превышает ее всего на 1,5-2,5°С.

Количество атмосферных осадков колеблется около 700 мм/год, их максимум приходится на июль-август, минимум - на январь-март (в зависимости от района моря). Влажность воздуха над морем, как правило, высока (70-95 %) (Лоция Балтийского моря, 1968).

Ветровой режим над юго-восточной частью Балтийского моря обусловлен сезонным режимом барических центров, устанавливающихся над континентом Евразии и Атлантикой. Главные черты поля ветра в регионе заключаются в преобладании ветров от юго-запада и запада с увеличением их скорости в холодный период года (Стонт, 2006).

Юго-восточная часть Балтийского моря является наиболее «облачной» среди других районов береговой зоны (среднее значение общей облачности доходит до 8,8 балла). Также юго-восточный район является наиболее «облачным» по средним наименьшим показателям общей облачности (среднее значение - 4,7 балла). Меньше всего облаков отмечается преимущественно летом, в июле, но нередко в апреле и мае. Устойчиво выражена тенденция роста общего количества облаков примерно с 1970 г. Продолжительность солнечного времени в среднем над акваторией Балтики составляет 4-7 часов в месяц (Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1992).

В летнее время образуется резкое температурное расслоение водной толщи, в которой выделяются по вертикали: верхний самый теплый изотермический слой, слой температурного скачка (термоклин), промежуточный слой, в котором, как правило, наблюдаются воды с минимальными значениями температуры, и нижний слой, для которого характерен рост солености и, как правило, некоторое повышение температуры. Мощность слоя скачка температуры составляет 30 м (слой 20-50 м).

Холодный промежуточный слой сохраняется круглый год (Израэль, 2005). В зимний период юго-восточная часть моря не замерзает.

Температура воды зимой на поверхности составляет 1-3°С, летом температура воды повышается до 18-20°С.

Соленость в районе исследований составляет на поверхности 6-8‰. Придонные воды более соленые 11-13‰. Водная толща четко разделена на два слоя: верхний распресненный и нижний осолоненный. Граница резкого изменения солености (галоклин) обычно колеблется от глубин 20-25 м до 70-80 м (Гидрометеорология и гидрохимия, 1992).

Горизонтальная циркуляция поверхностных вод носит, в общем, циклонический характер. Скорость постоянных течений 3-4 см/с, иногда до 10-15 см/с. Направление дрейфовых течений определяется преобладающими ветрами. Глубинная циркуляция также имеет циклонический характер и в значительной степени зависит от поступления соленых вод Северного моря (Коршенко и др., 2008).

Максимальная высота ветровых волн достигает 4-6 м. Хорошо выражены сгонно-нагонные колебания уровня моря, которые могут достигать 2 м. Наблюдаются также сейшеобразные колебания уровня до 1-2 и даже 3-4 м (Коршенко и др., 2008).

В район юго-восточной части Балтийского моря впадает вторая по величине река бассейна Балтийского моря – Висла. Средний годовой объем стока составляет 32 км^3 (7 % от общего в море), а площадь водосбора – 193866 км^2 (Schiewer, 2008).

Вислинский и Куршский мелководные заливы, являются эстуариями менее крупных рек - Преголи и Немана. Сток этих рек через Балтийский и Клайпедский проливы во многом определяет гидрологический режим побережья. Кроме того, речной сток как источник пресной воды и содержащихся в ней взвешенных и растворенных минеральных и органических веществ непосредственно воздействует на экосистемы прибрежной зоны и верхний квазиоднородный слой.

Распределение концентрации взвешенного вещества в верхнем (0-1 м) слое моря зависит от расстояния от берега, глубины моря, сезона года, температуры воды и других факторов. Обычно в прибрежных водах юго-восточной Балтики концентрация взвешенного вещества выше (3-5 мг/л), чем в открытых водах (1-3 мг/л). Наибольшее количество взвешенных частиц наблюдается в зоне смешения речных вод с морскими - до 10-20 мг/л, а иногда до 30 мг/л. Это район западного побережья Самбийского полуострова и Вислинской косы. У аккумулятивных берегов Куршской косы и северного побережья Самбийского полуострова напротив наблюдаются меньшие концентрации взвешенного вещества (3-5 мг/л) (Гидрометеорология и гидрохимия, 1992; Нефть и окружающая среда, 2012).

В толще вод взвесь распределена по следующей схеме: максимальные концентрации приурочены к слою 0-10 см, средние - к слою от 10 м до термоклина (20-50 м), минимальные - к слою ниже термоклина. У дна концентрация взвешенного вещества снова возрастает (Гидрометеорология и гидрохимия, 1992; Цыбань, 2005).

2.2. Материалы и методы

2.2.1. Судовые измерения

В период 2003-2009 гг. в рамках комплексного экологического мониторинга по программе ООО «ЛУКОЙЛ – Калининградморнефть» сотрудниками Атлантического отделения ИО РАН проведено 26 экспедиций НИС «Профессор Штокман». Район мониторинга охватывал юго-восточную часть российской экономической зоны Балтийского моря.

В соответствии с программой производственного экологического мониторинга проведены исследования концентрации хлорофилла «а» в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря в зимний (март), весенний (май), летний (июль) и осенний (октябрь-ноябрь) периоды 2003-2009 гг. Измерения концентрации хлорофилла «а» выполнены на 428 станциях (Таблица 5, Рисунок 18) (Нефть и окружающая среда, 2012).

Пробы для определения концентрации хлорофилла «а» в воде отбирали на всех станциях от поверхности до дна на 2-8 горизонтах в зависимости от глубины. Концентрация хлорофилла «а» определялась спектрофотометрическим методом специалистами АтлантНИРО (Методическое руководство, 2006; ГОСТ, 1990).

Таблица 5 - Количество проведенных станций в экспедициях 2003-2009 гг.

Год	Месяц							
	Март	Апрель	Май	Июнь	Июль	Август	Октябрь	Ноябрь
2003	-	-	17	-	20	-	-	22
2004	23	-	23	-	23	-	23	-
2005	18	-	18	-	18	-	18	-
2006	18	-	-	-	18	-	15	-
2007	18	-	-	-	18	-	17	-
2008	19	-	-	-	18	-	-	13
2009	-	7	7	7	16	7	7	-

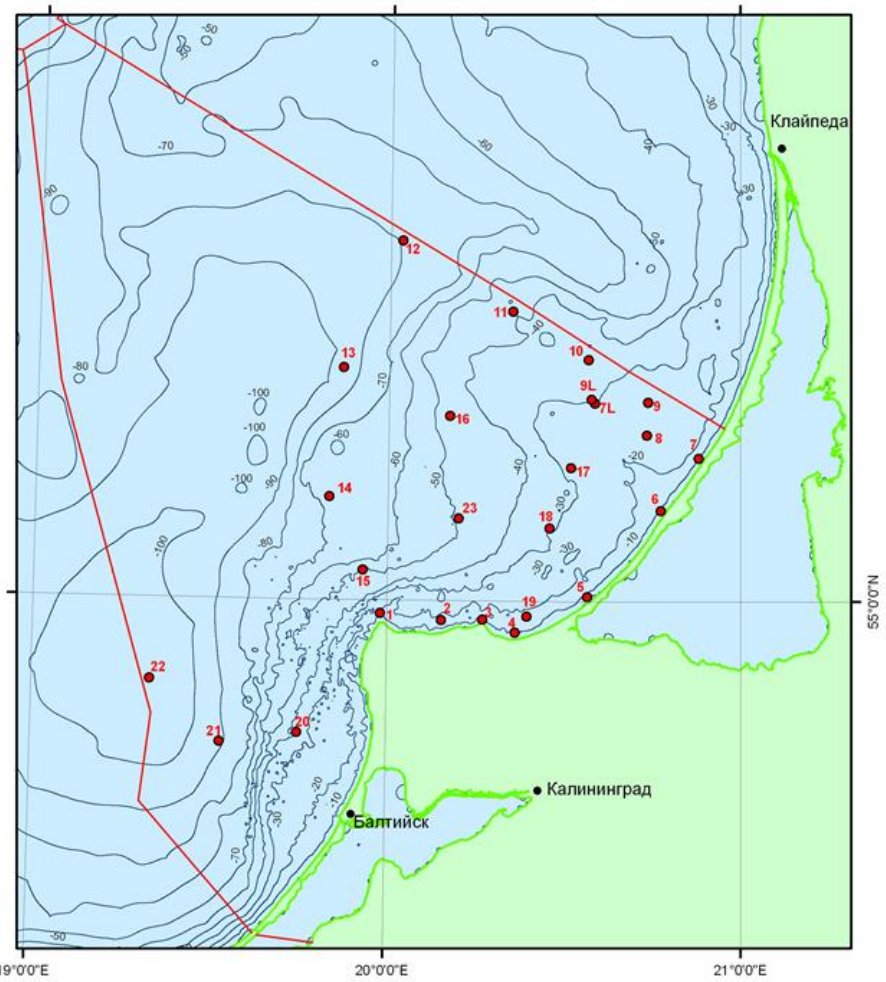


Рисунок 18 – Расположение станций, выполненных в юго-восточной части Балтийского моря в 2003-2009 гг. Красная линия – граница российского экономического сектора

В апреле, июне, июле и октябре 2010 г. в юго-восточной части Балтийского моря проведены четыре экспедиции, цель которых заключалась в сборе данных для последующей верификации алгоритмов атмосферной коррекции данных разных сканеров цвета и создании региональных алгоритмов расчета концентрации хлорофилла «а» (Vazyulya et al., 2012). На 28 станциях выполнены натурные измерения спектральных коэффициентов яркости излучения, вышедшего из-под поверхности моря, а также сбор и анализ проб воды для оценки концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте по стандартным методикам (Методическое руководство, 2006; ГОСТ, 1990).

Экспедиции проведены в различные сезоны года: весна (2 апреля), лето (20-27 июня и 1-14 июля) и осень (10 октября) 2010 года. Расположение станций представлено на Рисунке 19, координаты станций и условия измерений указаны в таблице 6.

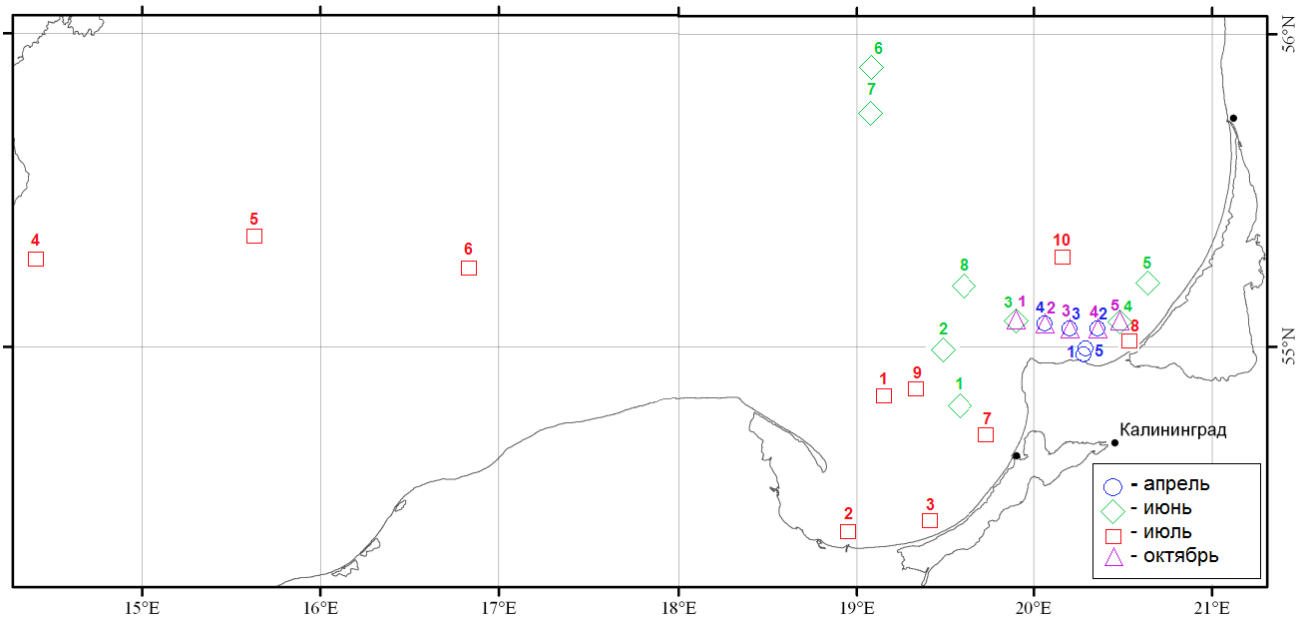


Рисунок 19 – Схема расположения станций, выполненных в 2010 г.

Для измерений спектральных коэффициентов яркости излучения, вышедшего из-под поверхности моря, использовался плавающий спектрорадиометр (Рисунок 20) - прибор, разработанный в Лаборатории оптики океана ИОРАН. Спектральный диапазон - 390-700 нм; спектральное разрешение – 2,5 нм; точность измерений – 5 %. Измерения проводились на расстоянии порядка 50 м от судна, чтобы избежать влияния корпуса судна на измерения (Артемьев и др., 2000).

Измеряемые плавающим спектрорадиометром значения спектральной яркости излучения, во-первых, дают прямую оценку ошибок атмосферной коррекции данных спутников сканеров цвета, а во-вторых, являются исходными для расчета биооптических параметров воды.

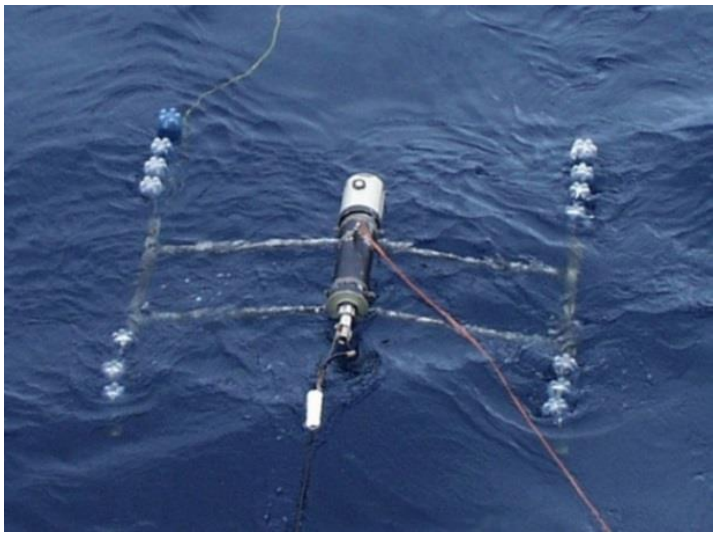


Рисунок 20 – Плавающий спектрорадиометр

Таблица 6 – Данные измерений на подспутниковых станциях 2010 г.

№ станции	Дата	Время, GMT	Координаты	Глубина, м	Глубина белого диска, м	ТПМ, °С	Соленость, ‰	Концентрация хлорофилла «а», мг/м^3
1	02.04.10	07:07	54,984 20,220	21	2,5	6,52	5,97	39,35
2	02.04.10	08:18	55,051 20,350	29	4,5	5,2	6,99	6,18
3	02.04.10	09:35	55,025 20,201	34	4,0	4,0	6,35	7,24
4	02.04.10	10:10	55,048 20,042	48	3,5	4,84	6,27	13,79
5	02.04.10	12:55	54,967 20,268	10	3,0	4,26	6,3	34,71
1	20.06.10	6:15	54,783 19,543	90	4	14,5		8,85
2	20.06.10	13:00	54,993 19,463	104	4	14,8		2,97
3	21.06.10	09:45	55,042 19,931	48	2	15,8		22,23
4	22.06.10	08:30	55,040 20,434	33	2,5	15,6		19,70
5	22.06.10	12:30	55,221 20,614	22	4	15,0		9,43
6	24.06.10	08:30	55,897 19,062	112	4,5	13,8		4,98
7	25.06.10	09:15	55,823 19,053	96	4	14,0		4,92
8	27.06.10	07:15	55,219 19,652	106	5	15,0		4,73
1	02.07.10	08:30	54,842 19,169					

№ станции	Дата	Время, GMT	Координаты	Глубина, м	Глубина белого диска, м	ТПМ, °С	Соленость, ‰	Концентрация хлорофилла «а», мг/м^3
2	03.07.10	10:00	54,403 18,969					10,50
3	03.07.10	13:44	54,418 19,429					8,81
4	07.07.10	10:08	55,289 14,406					
5	08.07.10	08:00	55,360 15,631					
6	09.07.10	15:10	55,248 16,831					
7	12.07.10	12:16	54,713 19,743					
8	13.07.10	08:29	55,007 20,556	8	2,5	19,2		9,68
9	14.07.10	08:59	54,867 19,333	25	4,5	19,4		3,45
10	14.07.10	14:30	55,283 20,167	46	5	22,1		3,10
1	10.10.10	6:40	55,048 19,930	54	8	12,8		3,74
2	10.10.10	7:45	55,048 20,042	48	9	13,0		10,5
3	10.10.10	9:15	55,025 20,201	34	9	13,0		8,81
4	10.10.10	10:30	55,051 20,350	29	9	13,0		4,70
5	10.10.10	11:20	55,040 20,434	33	8	13,0		10,75

Весенняя экспедиция была проведена 2 апреля в условиях штиля и высоты Солнца во время измерений не ниже 65º. В связи с тем, что оптические свойства воды в прибрежных мелководных районах и более глубоких удаленных от берега районах имеют значительные отличия, были выбраны две экспериментальные станции в непосредственной близости от берега (станции № 1, 5) и три станции на удалении до 4 км (станции № 2, 3, 4) (Рисунок 19). В экспедиции выполнены контактные оптические измерения на 5 станциях, условия измерений указаны в Таблице 6.

В ходе летней экспедиции (20-27 июня) выполнены натурные измерения спектральных коэффициентов яркости излучения на 8 станциях (Рисунок 19, Таблица 6).

В экспедиции 2-14 июля выполнены натурные измерения спектральных коэффициентов яркости излучения, вышедшего из-под поверхности моря на 10 станциях в южном и юго-западном районах Балтики (Рисунок 19). Отбор проб для определения концентрации хлорофилла «а» осуществлялся на 5 станциях из 10 (Таблица 6). Станции 4, 5, 6, расположенные в южной части Балтийского моря, были использованы только для измерения спектральных коэффициентов яркости излучения и последующей разработки алгоритма атмосферной коррекции, измерения концентрации не хлорофилла «а» на данных станциях не проводились.

В осенней экспедиции 10 октября натурные измерения спектральных коэффициентов яркости излучения, вышедшего из-под поверхности моря, а также отбор проб на определение концентрации хлорофилла «а» выполнены на 5 станциях (Рисунок 19, Таблица 6).

2.2.2. Спутниковые данные

Верификация и последующая коррекция существующих алгоритмов расчета концентрации хлорофилла «а» проводилась на основе сопоставления значений данного параметра, полученных по данным натурных измерений 2003-2009 гг., и по результатам обработки спутниковых данных радиометров MERIS (пространственное разрешение 1,2 км) и MODIS (пространственное разрешение 1 км) различными алгоритмами. Массивы спутниковых данных по концентрации хлорофилла «а» для каждой станции были экспортированы с помощью программного комплекса SeaDAS Virtual Appliance 6.4. Для сопоставления натурных и спутниковых данных по концентрации хлорофилла «а» отбирались пары измерений, для которых разница во времени между станцией и пролетом спутника не превышала 3 часов при наличии безоблачных условий вблизи станции.

Концентрация хлорофилла «а» в юго-восточной части Балтийского моря рассчитывалась по спутниковым данным четырьмя алгоритмами:

1. Для данных MODIS использовался стандартный алгоритм OC3M (O'Reilly et al., 2000):

$$Хл_OC3M = 10^{(0,2830-2,753X+1,457X^2+0,659X^3-1,403X^4)}, \quad (7)$$

где Хл - концентрация хлорофилла «а», $X = \log_{10}(\frac{Rrs443>Rrs488}{Rrs551})$, Rrs443, Rrs488, Rrs551 - спектральные коэффициенты яркости восходящего излучения на каналах 443, 488, 551 нм.

2. Также спутниковые данные MODIS были обработаны польским алгоритмом DESAMBEM, разработанным в Институте океанологии Польской академии наук для южной части Балтийского моря (Wozniak et al., 2008; Darecki et al., 2008):

$$Хл_DESAMBEM=10^{1,102-0,8708X-0,3449X^2}, \quad (8)$$

где Хл - концентрация хлорофилла «а», X = (Rrs490 − Rrs665)/(Rrs550 − Rrs665), Rrs490, Rrs550, Rrs665 - спектральные коэффициенты яркости восходящего излучения на каналах 490, 550, 665 нм.

3. Для данных MERIS использовался стандартный регрессионный алгоритм Algal Pigment Index I (Morel, Antoine, 1999):

$$Хл_ \text{Algal Pigment Index I} = 10^{0,40657-3,6303X+5,44357X^2-5,48061X^3+1,75312X^4}, \quad (9)$$

где Хл - концентрация хлорофилла «а», $X = \log_{10}((Rrs\frac{442}{560} > Rrs\frac{490}{560} > Rrs\frac{510}{560}))$, $Rrs\frac{442}{560}$ - отношение спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения на каналах 442 и 560 нм.

4. Также для данных MERIS использовался стандартный алгоритм с использованием метода нейронных сетей Algal Pigment Index II (Doerffer, Schiller, 1997):

$$Хл_ \text{Algal Pigment Index II} = 21,0(a(443))^{1,04}, \quad (10)$$

где Хл - концентрация хлорофилла «а», a(443) – показатель поглощения на канале 443 нм.

Для разработки регионального алгоритма атмосферной коррекции использовались данные трех спутниковых спектрорадиометров: MERIS (пространственное разрешение 1,2 км), MODIS (пространственное разрешение 1 км), и SeaWiFS (пространственное разрешение 1,1 км). Проведено сопоставление спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения, измеренных плавающим спектрорадиометром в четырех экспедициях 2010 года, и спутниковых значений коэффициентов яркости моря. В рамках экспедиций 2010 года получилось 19 подспутниковых станций (Таблица 7).

Таблица 7 – Наличие спутниковых данных в день натурных измерений

Месяц	Станция	MERIS	MODIS-Aqua	MODIS- Terra	SeaWiFS
Июнь	1		+		
	2		+	+	
	3	+			
	4	+	+		
	5	+	+		+
	6	+			
	7				+
	8	+	+		+
Июль	1	+			
	4	+	+		
	5	+	+		
	6		+		
	7			+	
	9	+			
	10	+	+		
Октябрь	2	+	+		
	3	+	+		
	4	+	+		
	5	+	+		

2.2.3. Статистический анализ

С целью оценки точности расчета концентрации хлорофилла «а», полученной различными алгоритмами по спутниковым данным, использовалась стандартная ошибка регрессии (стандартное отклонение). Стандартная ошибка регрессии рассматривается в качестве меры разброса данных натурных наблюдений от значений, рассчитанных алгоритмом. Стандартная ошибка регрессии рассчитывается как квадратный корень из несмещенной оценки дисперсии регрессии:

$$\sigma = \sqrt{\sigma^2} = \sqrt{\frac{1}{n-2}\left(\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2 - \frac{[\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})^2]}{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}\right)}, \quad (11)$$

где n – общее число наблюдений, y_i – значения, рассчитанные по алгоритму, x_i – значения *in situ*, $\bar{y}$ – среднее значение, рассчитанное по алгоритму, $\bar{x}$ – среднее значение по данным *in situ*, σ^2 – несмещенная оценка дисперсии регрессии. Чем ниже значение стандартной ошибки регрессии, тем выше качество алгоритма.

Оценка относительных ошибок расчета (V) концентрации хлорофилла «а», полученной различными алгоритмами, определялась по формуле:

$$V = (\sigma / M) \cdot 100\ \%, \quad (12)$$

где σ – стандартное отклонение, M - средняя арифметическая.

Достоверность и надежность найденных зависимостей между натурными измерениями значений концентрации хлорофилла «а» и полученными в результате обработки различными алгоритмами по спутниковым данным оценивались с помощью статистического уровня значимости (α). Уровень значимости 5 % ($\alpha \leq 0{,}05$) дополняет доверительную вероятность 95 % (0,95). В сумме они составляют 100 %. Если доказано подобие между выборками при $\alpha \leq 0{,}05$, то из этого следует, что до 5 % вариант выборки подобие не подтверждают, а 95 % и более подтверждают. Результаты, значимые на уровне $\alpha \leq 0{,}05$ рассматриваются как статистически значимые, а результаты с уровнем $\alpha \leq 0{,}01$, $\alpha \leq 0{,}005$ и $\alpha \leq 0{,}001$ как высоко значимые.

2.3. Верификация стандартных алгоритмов обработки спутниковых данных для расчета концентрации хлорофилла «а»

Среди стандартных алгоритмов обработки данных спутникового сканера MERIS есть два алгоритма для расчета концентрации хлорофилла «а»:

1. Algal Pigment Index I – регрессионный;
2. Algal Pigment Index II – с использованием метода нейронных сетей.

На Рисунке 21 представлено сопоставление данных по концентрации хлорофилла «а», полученных по данным натурных измерений 2003-2009 гг. и по результатам обработки спутниковых данных регрессионным алгоритмом Algal Pigment Index I (уравнение 9). Спутниковые данные очень слабо коррелируют с

данными измерений *in situ*, квадрат коэффициента корреляции r^2 = 0,05, число пар измерений n = 69, статистический уровень значимости α < 0,05.

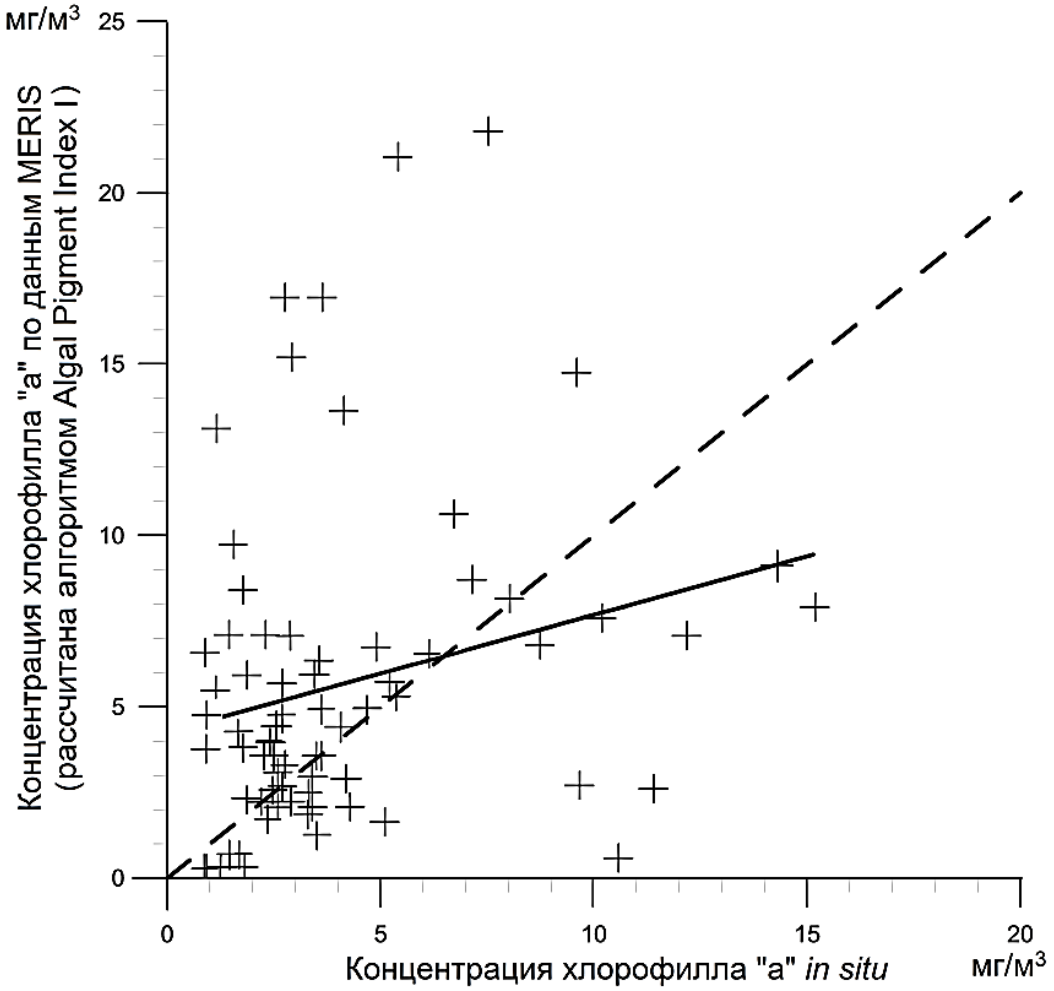


Рисунок 21 – Сопоставление данных по концентрации хлорофилла «а», полученных по данным натурных измерений и по результатам обработки спутниковых данных MERIS регрессионным алгоритмом. Сплошная линия – линейная корреляция между полученными данными, пунктир – линия идеального соотношения 1:1

Лучший результат для данных MERIS показал стандартный алгоритм Algal Pigment Index II с применением метода нейронных сетей (уравнение 10) для решения обратной задачи (Рисунок 22). В этом случае наблюдается заметная корреляция между данными спутниковых и натурных измерений: r^2 = 0,59, n = 87, σ = 2,9 мг/м^3, V = 56 %, α < 0,05.

Однако есть небольшое систематическое расхождение: спутниковые данные дают завышенные значения по сравнению с данным *in situ*. Среднее значение концентрации хлорофилла «а» по данным измерения *in situ* составляет 4,0 мг/м^3, а для спутниковых данных среднее значение равно 5,2 мг/м^3.

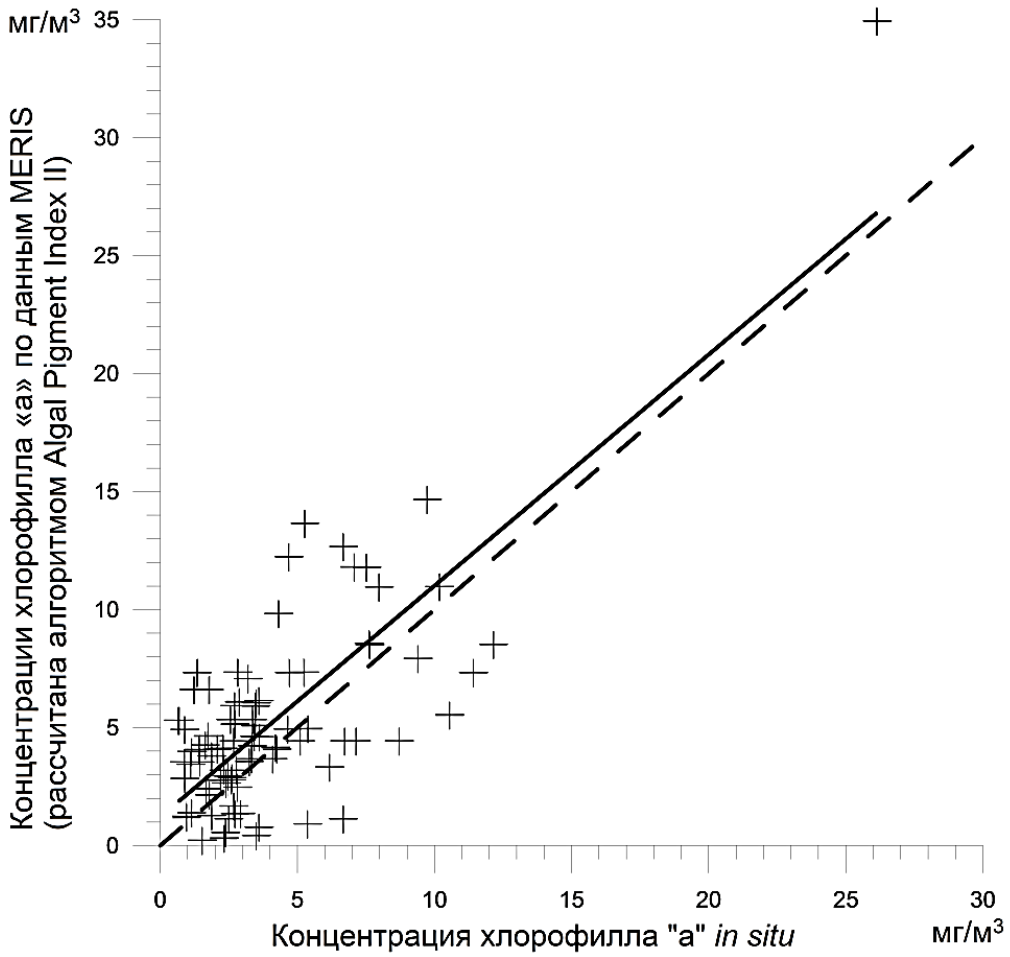


Рисунок 22 – Сопоставление натурных данных по концентрации хлорофилла «а» и значений концентрации хлорофилла «а», рассчитанных по данным MERIS алгоритмом Algal Pigment Index II. Сплошная линия – линейная корреляция между полученными данными, пунктир – линия идеального соотношения 1:1

Чтобы устранить систематическую ошибку, использована корреляционная зависимость между спутниковыми значениями концентрации хлорофилла «а» и натурными данными:

$$Хл = 0{,}60 * Хл_\ Algal\ Pigment\ Index\ II + 0{,}93, \qquad (13)$$

где Хл – искомая концентрация хлорофилла «а», Хл_ Algal Pigment Index II – концентрация хлорофилла «а», рассчитанная по данным MERIS алгоритмом Algal Pigment Index II.

После коррекции стандартное отклонение и относительная ошибка сокращены $\sigma = 1{,}7$ мг/м^3, V = 42 %. Результаты коррекции представлены на Рисунке 23.

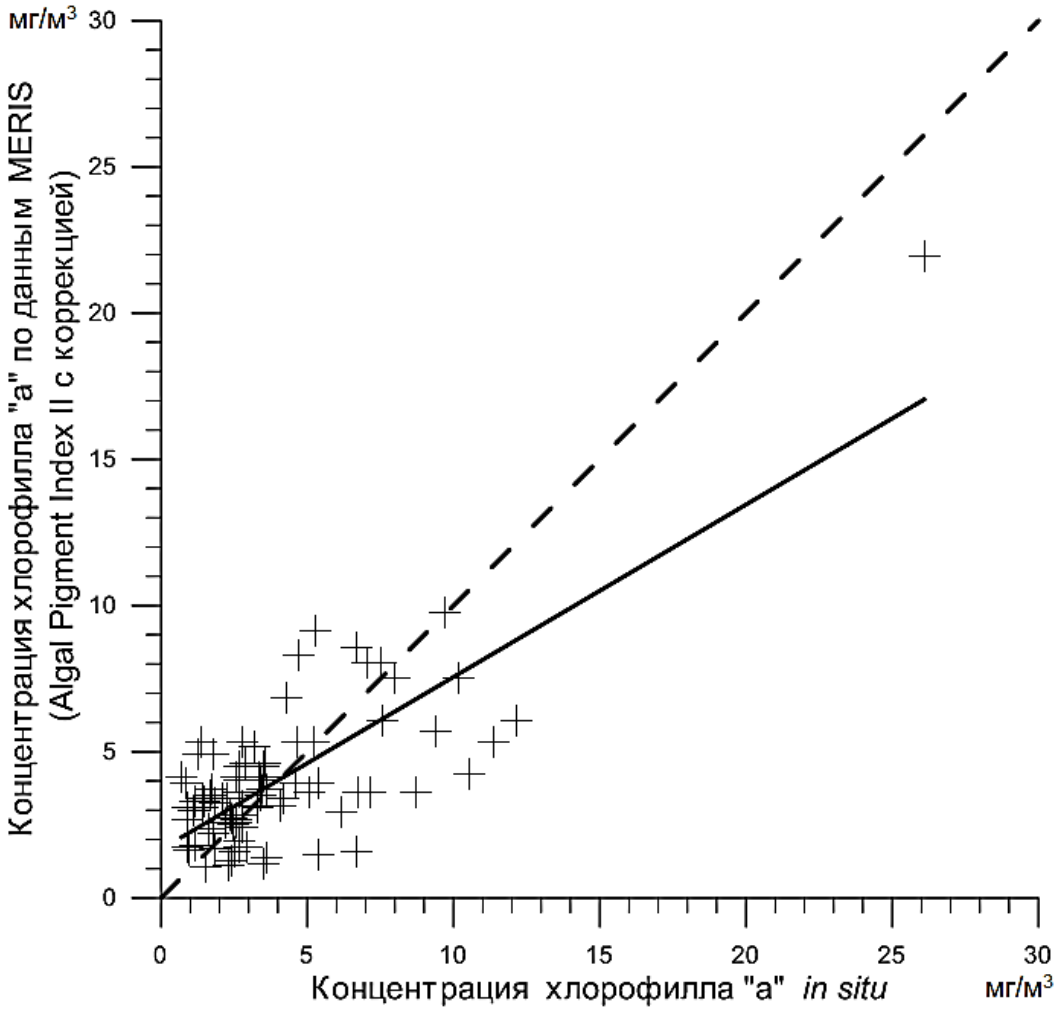


Рисунок 23 – Сопоставление натурных данных по концентрации хлорофилла «а» и значений концентрации хлорофилла «а», рассчитанных по данным MERIS алгоритмом Algal Pigment Index II с коррекцией по уравнению (13) (Буканова и др., 2011). Сплошная линия – линейная корреляция между полученными данными, пунктир – линия идеального соотношения 1:1

Сопоставление значений концентрации хлорофилла «а», полученных по данным натурных измерений 2003-2009 гг. и по результатам обработки спутниковых данных MODIS по стандартному (регрессионному) алгоритму ОСЗМ (уравнение 7) представлено на Рисунке 24. Спутниковые данные практически не коррелируют с данными измерений *in situ* (r^2 = 0,08, n = 91, α < 0,05, σ = 5,26 мг/м^3), что связано в первую очередь с некорректностью стандартного алгоритма расчёта концентрации хлорофилла «а» для вод Балтийского моря.

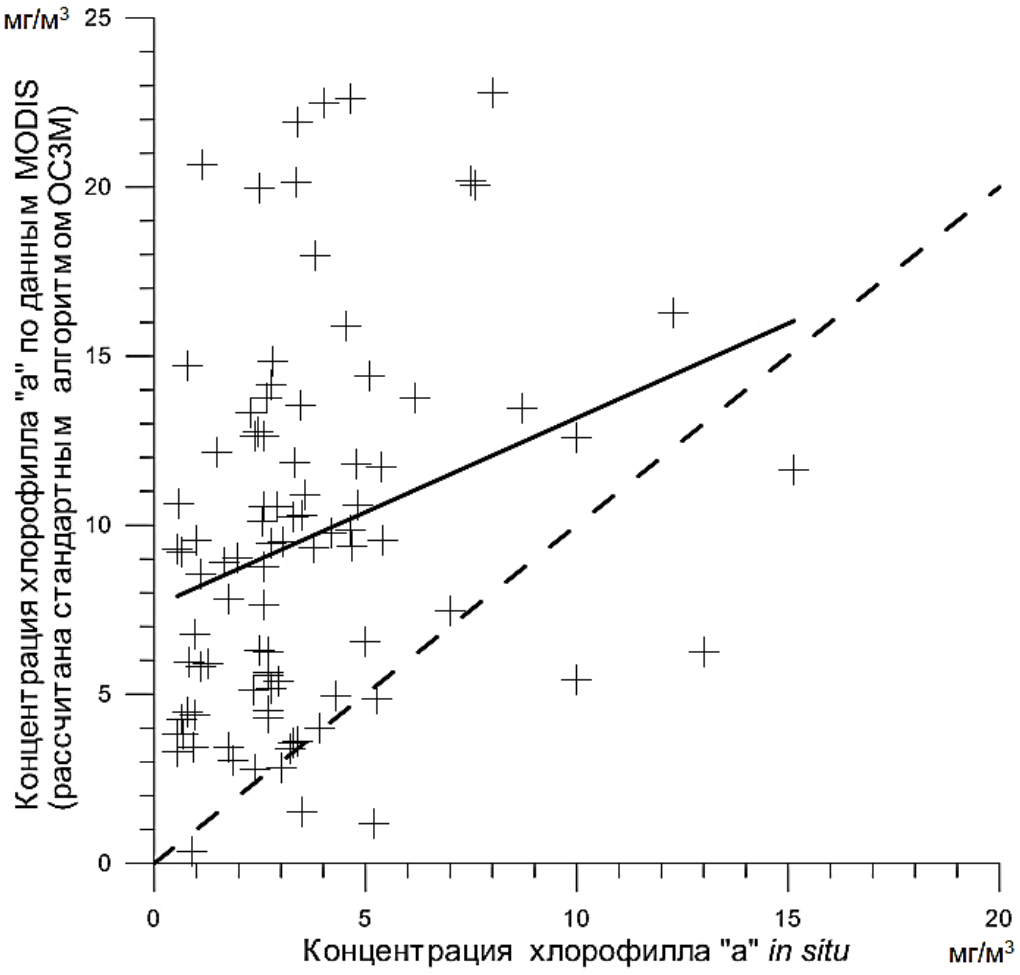


Рисунок 24 – Сопоставление результатов расчета концентрации хлорофилла «а» по данным натурных измерений и по результатам обработки спутниковых данных MODIS стандартным (регрессионным) алгоритмом. Сплошная линия – линейная корреляция между полученными данными, пунктир – линия идеального соотношения 1:1

Для вод второго типа необходимы региональные алгоритмы. В работах (Wozniak et al., 2008; Darecki et al., 2008) представлен целый комплекс региональных алгоритмов обработки спутниковых данных разработанный специалистами ИО ПАН для южной части Балтийского моря, в том числе алгоритм для расчета концентрации хлорофилла «а» по данным MODIS (уравнение 8). Относительные ошибки предложенного регионального алгоритма составили: систематическая – 9,9 %, случайная ~ 57 %.

Результаты работы данного алгоритма в сопоставлении с данными натурных измерений показаны на Рисунке 25. В этом случае наблюдается заметная корреляция между данными спутниковых и натурных измерений: $r^2 = 0{,}33$, $n = 109$, $\sigma = 1{,}9$ мг/м^3, $V = 52$ %, $\alpha < 0{,}05$.

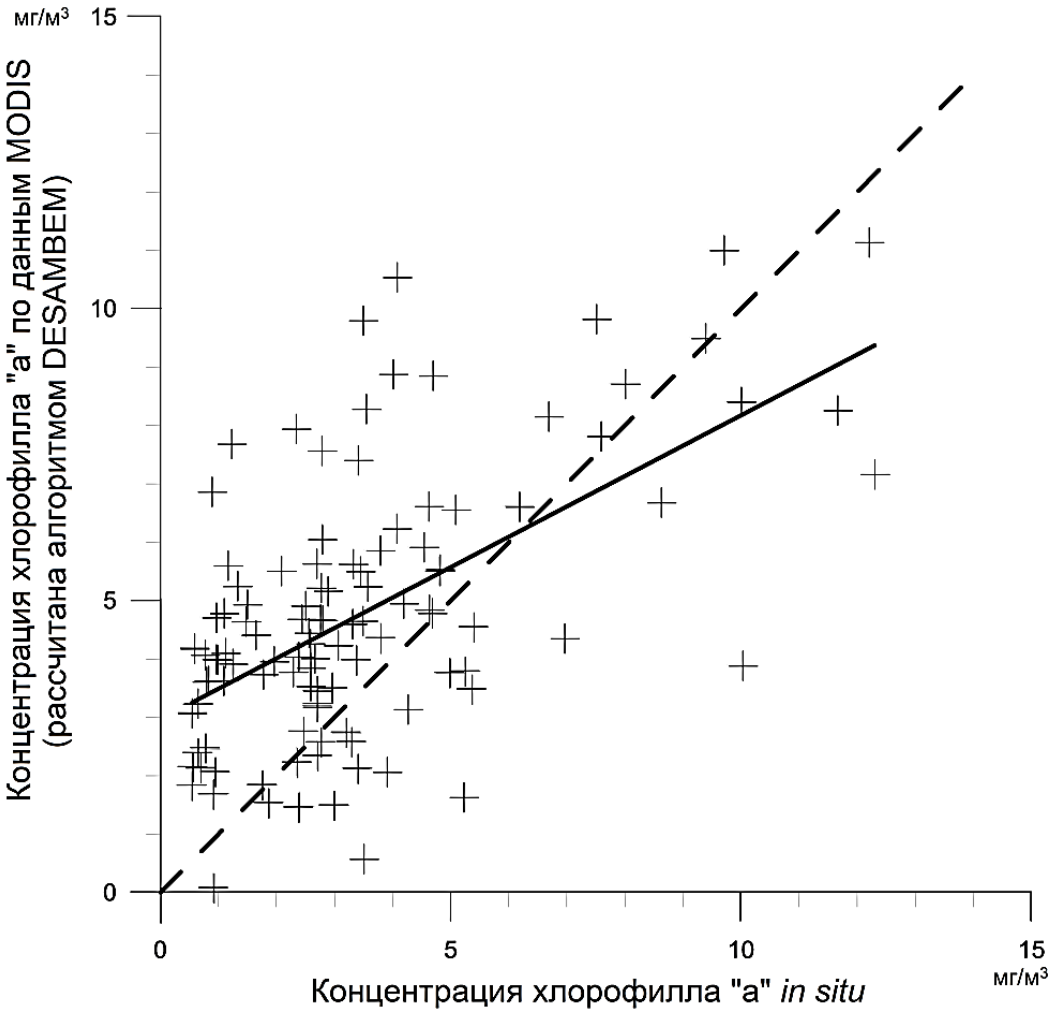


Рисунок 25 – Сопоставление натурных данных по концентрации хлорофилла «а» и значений концентрации хлорофилла «а» поданным MODIS, рассчитанных алгоритмом DESAMBEM

Спутниковые данные дают в целом завышенные значения: среднее значение концентрации хлорофилла «а» по данным измерений *in situ* составляет 3,5 мг/м^3, а для спутниковых данных получается 4,8 мг/м^3. Это устраняется путем коррекции с использованием уравнения регрессии:

$$Хл = 0,64 * Хл_DESAMBEM + 0,42, \qquad (14)$$

где Хл – искомая концентрация хлорофилла «а», Хл_DESAMBEM - концентрация хлорофилла «а», рассчитанная по данным MODIS алгоритмом DESAMBEM.

Стандартное отклонение и относительная ошибка после коррекции сокращены σ = 1,2 мг/м^3, V = 34 %. Результаты коррекции показаны на Рисунке 26.

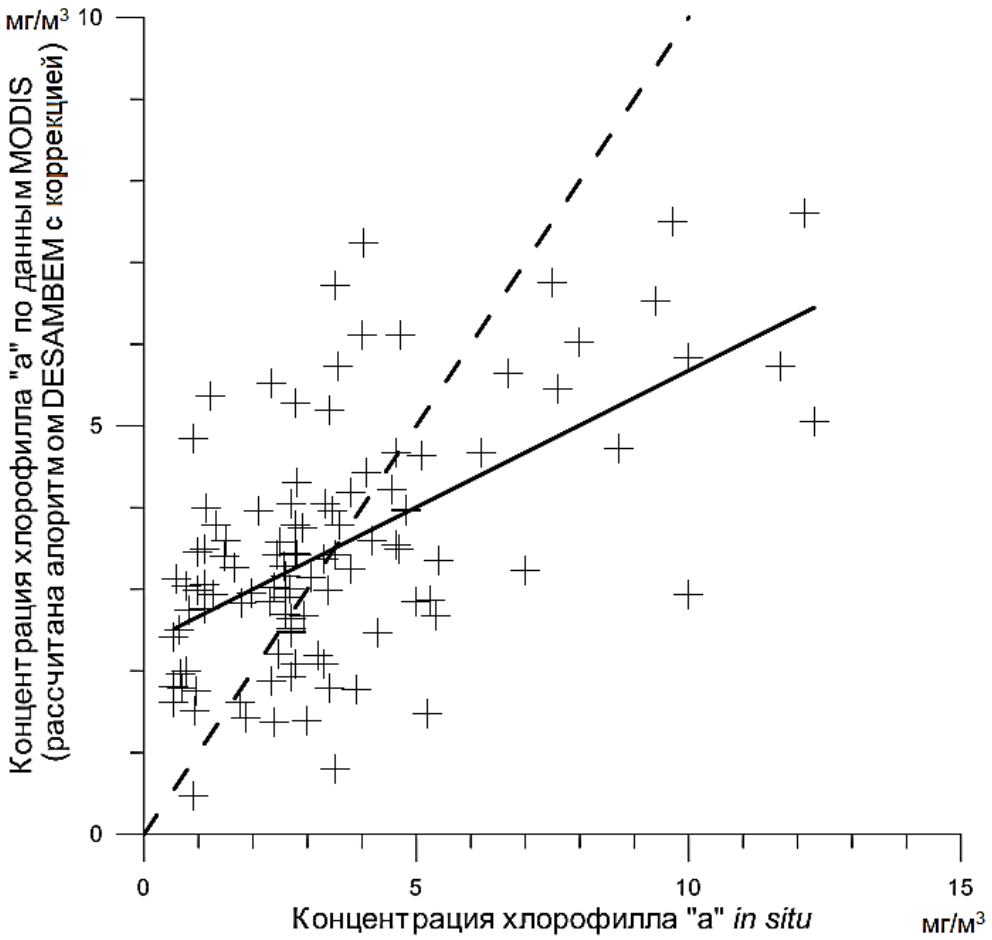


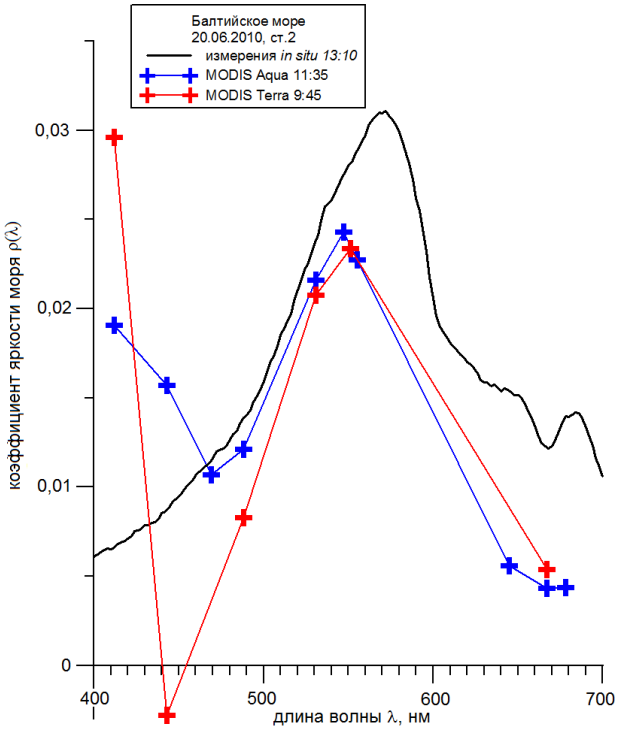
Рисунок 26 – Сопоставление натурных данных по концентрации хлорофилла «а» и значений концентрации хлорофилла «а», полученных путем обработки данных MODIS алгоритмом DESAMBEM, корректированным по уравнению 14 (Буканова и др., 2011)

2.4. Разработка алгоритмов атмосферной коррекции спутниковых данных

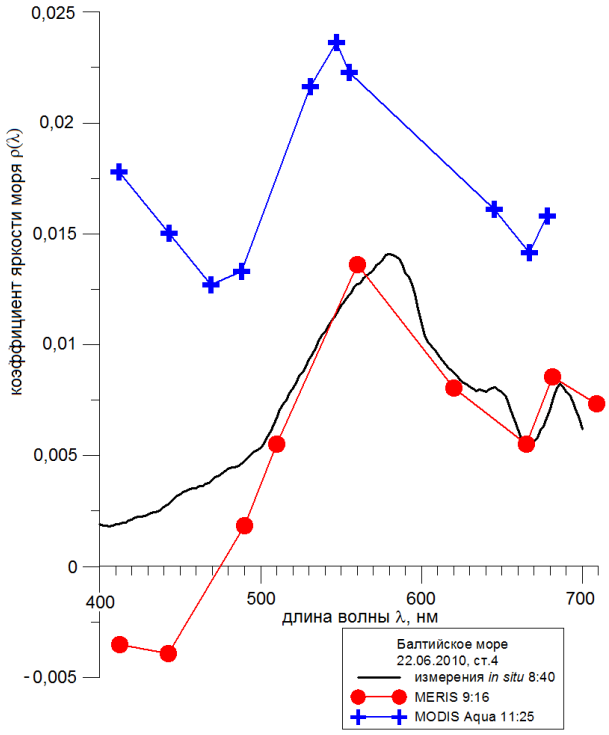
2.4.1. Оценка ошибок стандартных алгоритмов атмосферной коррекции спутниковых данных

Сравнение результатов атмосферной коррекции двух спутниковых сканеров с данными измерений *in situ* в Балтийском море в июне, июле и октябре 2010 г. представлено на Рисунках 27-29. Показаны средние спектры коэффициента яркости излучения выходящего из водной толщи на подспутниковых станциях за разные периоды, рассчитанные по измерениям *in situ* и по спутниковым данным для сканеров цвета MERIS и MODIS Aqua. Независимо от периода и сканера цвета для каналов с длиной волны $\lambda < 600$ нм по спутниковым данным получаются завышенные значения коэффициента яркости по сравнению с данными измерений *in situ*. Это

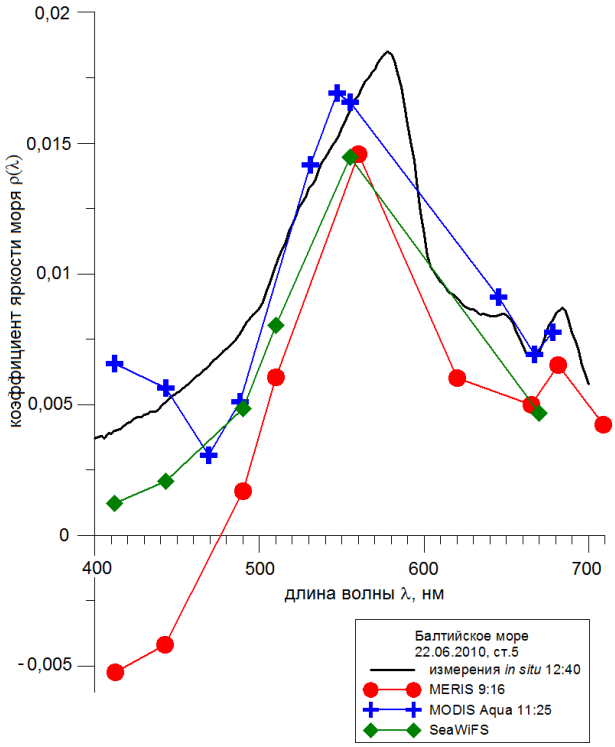
свидетельствует о наличии систематической ошибки атмосферной коррекции для обоих сканеров цвета (Bukanova et al., 2011a).



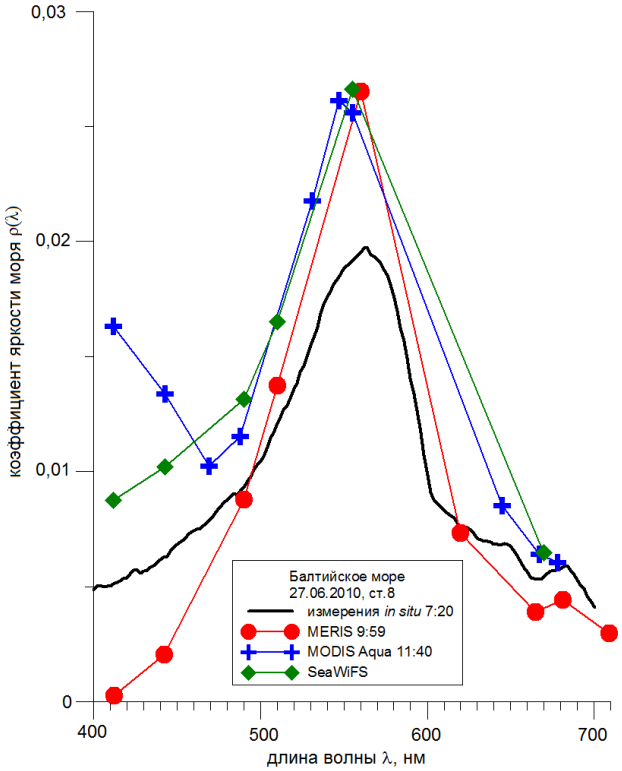
Станция 2



Станция 4

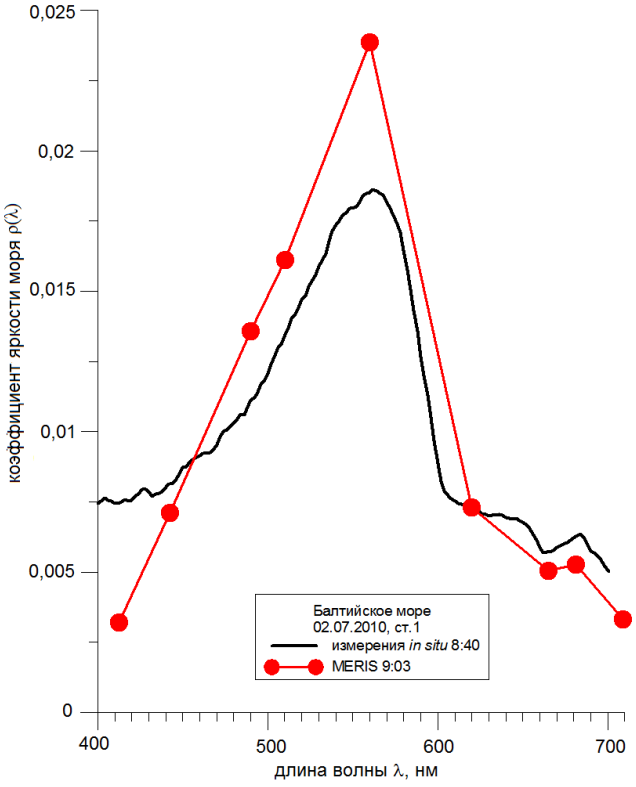


Станция 5

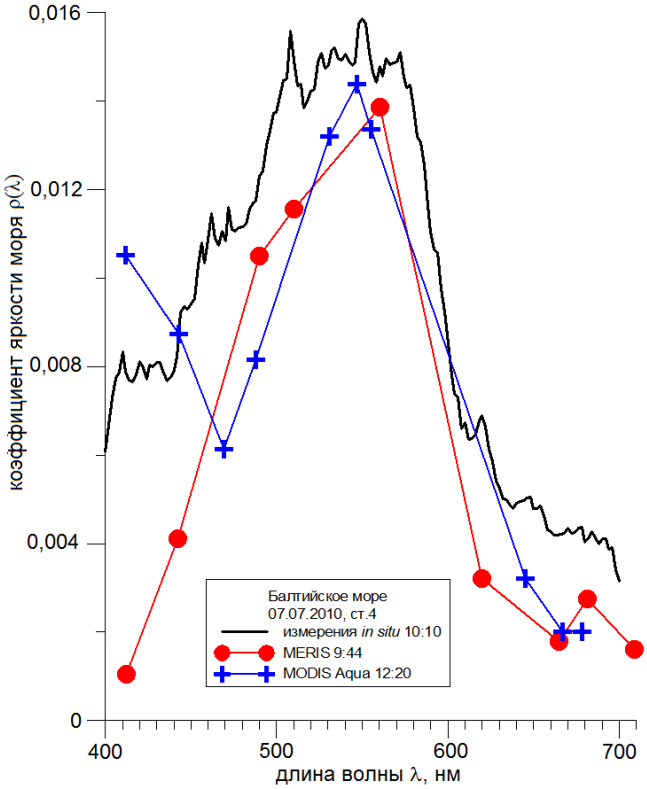


Станция 8

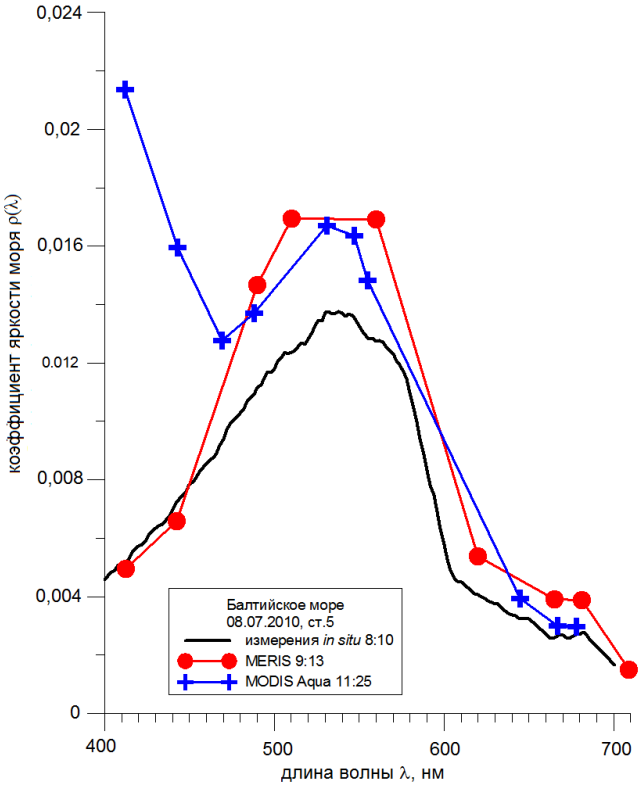
Рисунок 27 – Сравнение результатов атмосферной коррекции с данными измерений *in situ*. Июнь 2010 г., станции 2, 4, 5 и 8



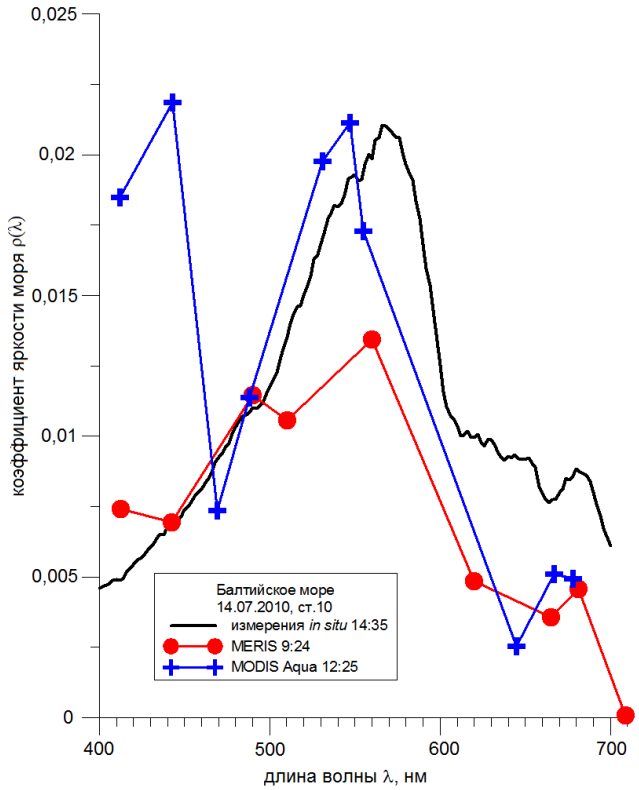
Станция 1



Станция 4



Станция 5



Станция 10

Рисунок 28 – Сравнение результатов атмосферной коррекции с данными измерений *in situ*. Июль 2010 г., станции 1, 4, 5, 10

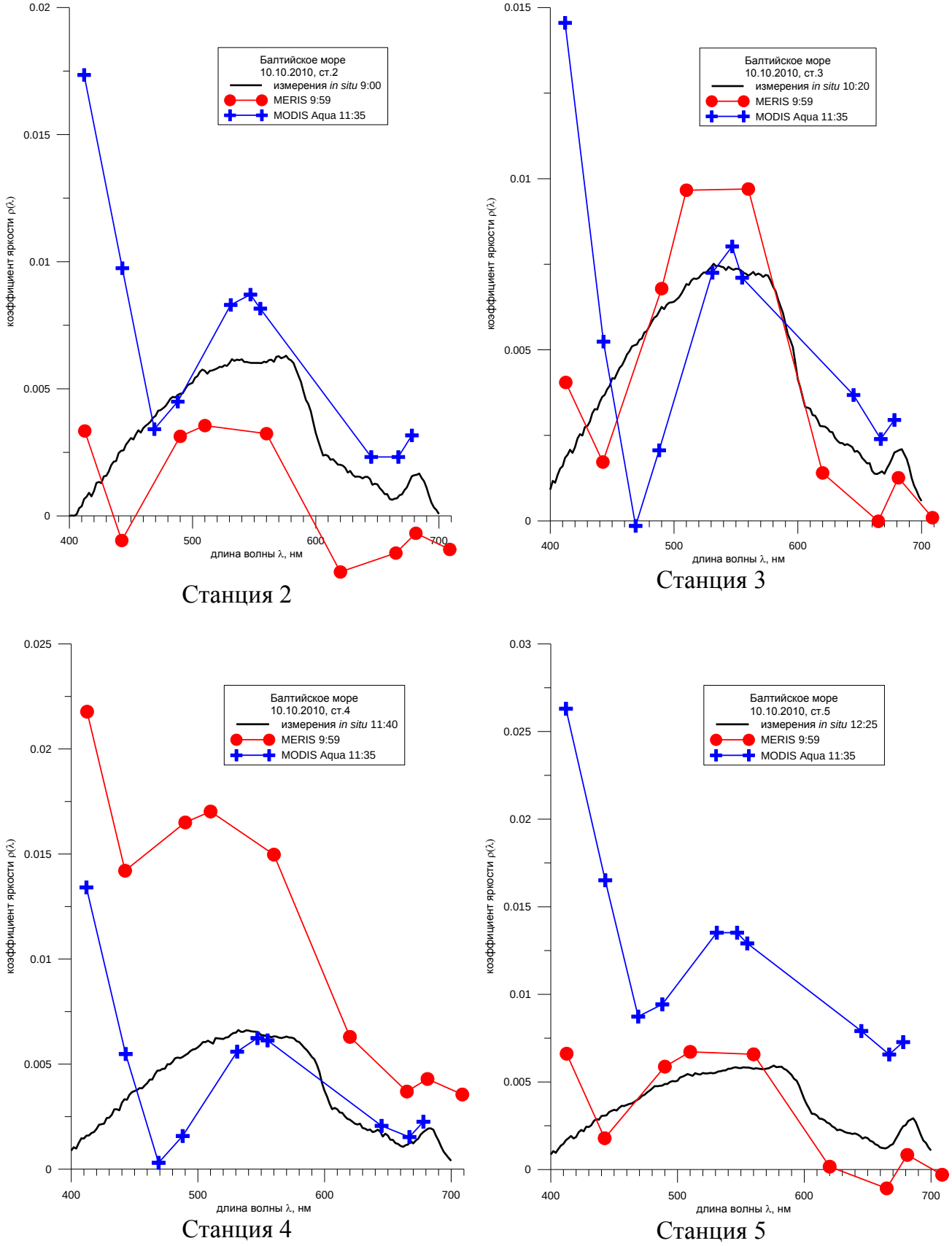


Рисунок 29 – Сравнение результатов атмосферной коррекции с данными измерений in situ. Октябрь 2010 г., станции 2-5

Если принять, что согласие между разными данными приемлемо при условии, что различие не превышает 0,003, то удовлетворительное совпадение судовых и спутниковых данных получилось в случаях указанных в Таблице 8. Почти во всех случаях большие ошибки получаются для каналов 412-413 и 443 нм. Эти каналы использовать нельзя.

Таблица 8 – Спутниковые каналы, для которых получились приемлемые ошибки атмосферной коррекции

Радиометр	Месяц	Станция	Каналы
MERIS	Июнь	3	620, 665, 681
		4	490, 510, 560, 620, 665, 681
		5	560, 620, 665, 681
		6	620, 665, 681
		8	490, 510, 620, 665, 681
	Июль	1	443, 490, 510, 620, 665, 681
		4	490, 560, 665, 681
		5	620, 665, 681
		10	413, 443, 490, 510
	Октябрь	2	490, 510, 560
		3	413, 443, 490, 510, 560, 620, 665, 681
		4	665, 681
		5	443, 490, 510, 560, 620, 665, 681
MODIS-Aqua	Июнь	2	469, 488, 531, 547, 555, 645, 667, 678
		5	412, 443, 488, 531, 547, 555, 645, 667, 678
		8	469, 488, 645, 667, 678
	Июль	4	412, 443, 531, 547, 555, 645, 667, 678
		5	488, 531, 547, 555, 645, 667, 678
		6	645, 667, 678
		10	469, 488, 531, 547, 555, 667
	Октябрь	2	469, 488, 531, 547, 555, 645, 667, 678
		3	531, 547, 555, 645, 667, 678
		4	531, 547, 555, 645, 667, 678

Для оценки случайной ошибки были рассчитаны среднеквадратичные ошибки атмосферной коррекции коэффициента яркости по подспутниковым станциям за разные периоды (Таблица 9, 10). К сожалению, приемлемые ошибки получаются только для каналов с длиной волны $\lambda > 600$ нм.

Таблица 9 – Среднеквадратичные ошибки атмосферной коррекции коэффициента яркости для каналов MERIS по подспутниковым станциям за разные периоды измерений. В скобках указано количество подспутниковых станций

Длина волны	Период			
	Июнь (5)	Июль (5)	Октябрь (4)	Июнь-Октябрь (14)
412,5	0,0180	0,0124	0,0105	0,0142
442,5	0,0116	0,0088	0,0058	0,0093
490	0,0083	0,0090	0,0056	0,0079
510	0,0066	0,0087	0,0058	0,0072
560	0,0059	0,0089	0,0047	0,0069
620	0,0014	0,0048	0,0032	0,0034
665	0,0020	0,0033	0,0021	0,0026
681,25	0,0017	0,0033	0,0019	0,0024

Таблица 10 – Среднеквадратичные ошибки атмосферной коррекции коэффициента яркости для каналов MODIS Aqua по подспутниковым станциям за разные периоды измерений. В скобках указано количество подспутниковых станций

Длина волны	Период			
	Июнь (5)	Июль (4)	Октябрь (4)	Июнь-Октябрь (13)
412	0,0105	0,0150	0,0172	0,0142
443	0,0072	0,0122	0,0077	0,0092
469	0,0050	0,0053	0,0042	0,0048
488	0,0049	0,0046	0,0036	0,0044
531	0,0067	0,0073	0,0042	0,0062
547	0,0074	0,0077	0,0041	0,0066
555	0,0068	0,0070	0,0037	0,0061
645	0,0060	0,0036	0,0032	0,0046
667	0,0054	0,0021	0,0028	0,0039
678	0,0062	0,0023	0,0026	0,0043

Анализ подспутниковых измерений, проведенных в Юго-Восточной Балтике в 2010 г., показал, что большая доля ошибок расчета концентрации хлорофилла «а» связана с неудовлетворительной атмосферной коррекцией (Буканова и др., 2011; Bukanova et al., 2012). Для всех четырёх сканеров цвета, данные которых использовались для анализа (MODIS-Aqua, MODIS-Terra, MERIS, SeaWIFS), наибольшие ошибки атмосферной коррекции наблюдались для коротковолновых каналов 412 и 443 нм, а приемлемые ошибки получались только для каналов с длиной волны $\lambda > 600$ нм. Эти результаты показали очевидную необходимость решения

задачи атмосферной коррекции данных спутниковых сканеров цвета для юго-восточной Балтики с целью последующего усовершенствования региональных алгоритмов расчета биооптических параметров (Bukanova et al., 2011б).

2.4.2. Решение задачи атмосферной коррекции

Разработанный региональный алгоритм атмосферной коррекции основан на использовании системы базисных функций, позволяющей восстанавливать значения спектрального коэффициента яркости моря во всем видимом диапазоне по спутниковым данным (Kopelevich et al., 2007; Копелевич и др., 2009). Система базисных функций построена на основе разложения по собственным векторам ковариационной матрицы спектральных значений коэффициента яркости водной толщи, рассчитанной для массива данных измерений, выполненных в Юго-Восточной Балтике плавающим спектрорадиометром. Анализ результатов статистической обработки показал, что сумма собственных значений двух первых собственных векторов ковариационной матрицы составляет 96 % от суммарной дисперсии. Это означает, что использование лишь двух первых собственных векторов позволяет с удовлетворительной для большинства случаев точностью аппроксимировать коэффициент яркости моря. Оцененная ошибка аппроксимации равна 0,0009.

Разложение, используемое для расчета спектрального коэффициента яркости моря $\rho(\lambda_i)$, имеет вид (Копелевич и др., 2009; Буканова и др., 2012):

$$\rho(\lambda_i) = \langle\rho(\lambda_i)\rangle + C_1\,\Psi_1(\lambda_i) + C_2\,\Psi_2(\lambda_i). \qquad (15)$$

где $\langle\rho(\lambda_i)\rangle$ - средние значения коэффициента яркости моря на длине волны λ_i, $\Psi_1(\lambda_i)$ и $\Psi_2(\lambda_i)$ - собственные вектора, C_1 и C_2 - коэффициенты разложения. Система базисных функции ($\langle\rho(\lambda_i)\rangle$. $\Psi_1(\lambda_i)$ и $\Psi_2(\lambda_i)$) рассчитывалась по 26 измеренным *in situ* спектрам коэффициента яркости моря во всем видимом диапазоне 400-700 нм (Рисунок 30, 31).

Неизвестные коэффициенты C_1 и C_2 разложения (уравнение 15) рассчитывались методом наименьших квадратов по величинам коэффициента яркости моря, полученным стандартными алгоритмами атмосферной коррекции для спектральных каналов с длиной волны больше 500 нм, где ошибки стандартных алгоритмов атмосферной коррекции обычно заметно меньше (Буканова и др., 2011). Для MODIS Aqua использовалось 6 каналов: 531, 547, 555, 645, 667, 678 нм; для MERIS – 5 каналов: 510, 560, 620, 665 ,681нм.

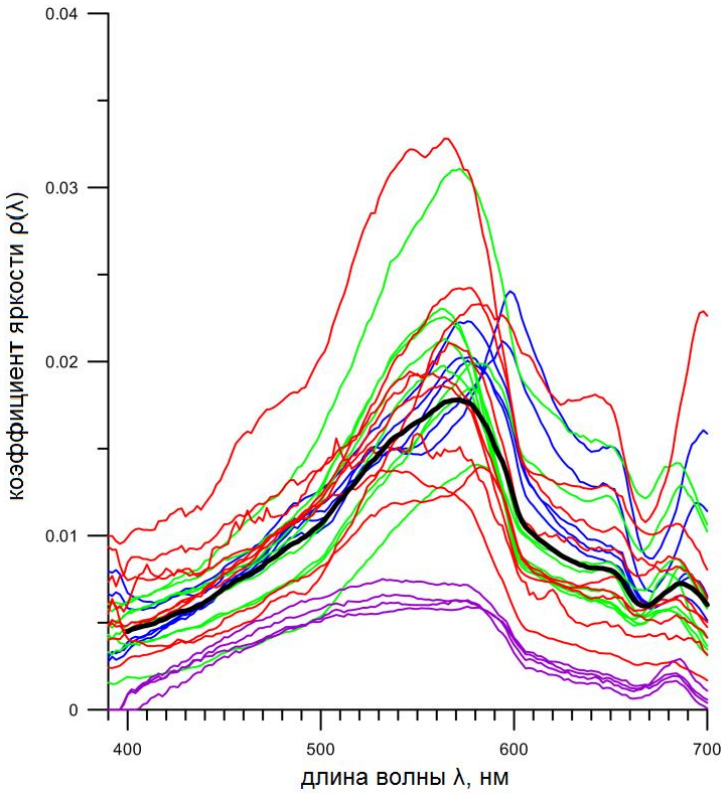


Рисунок 30 – Спектральные коэффициенты яркости водной толщи, измеренные в апреле-октябре 2010 г. (Буканова и др., 2012). Синие линии – апрель, зеленые – июнь, красные – июль, фиолетовые – октябрь. Средний спектр $<\rho(\lambda_i)>$, рассчитанный по всем данным, показан черной линией

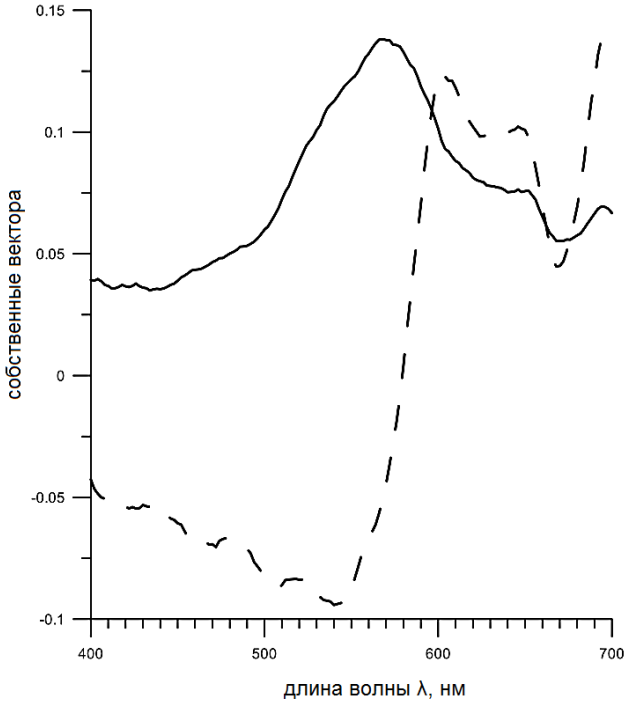
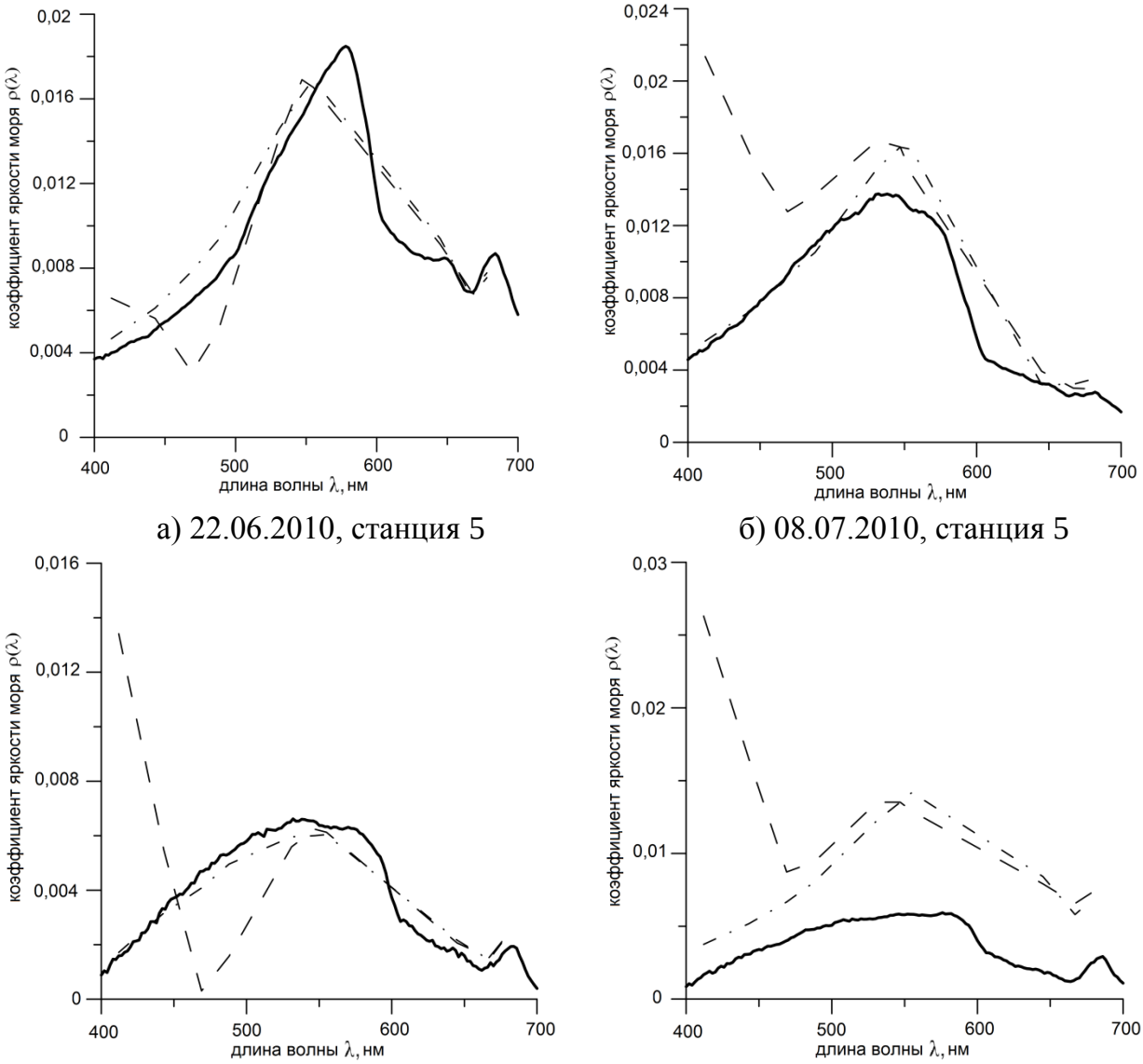


Рисунок 31 – Два первых собственных вектора $\Psi_1(\lambda_i)$ и $\Psi_2(\lambda_i)$ по данным судовых измерений 2010 года. (Буканова и др., 2012). Сплошная линия – первый вектор, пунктирная – второй вектор

2.4.3. Применение регионального алгоритма атмосферной коррекции для данных MODIS

Региональная коррекция спектра во многих случаях позволяет исправить ошибки на коротковолновых каналах 412, 443, 469 и 488 нм (Рисунок 32). Но если стандартный алгоритм атмосферной коррекции для длинноволновых каналов ($\lambda > 500$ нм) дает большие ошибки, то алгоритм региональной коррекции не может существенно улучшить соответствие между спутниковыми и натурными измерениями коэффициента яркости водной толщи (Буканова и др., 2012).



а) 22.06.2010, станция 5

б) 08.07.2010, станция 5

в) 10.10.2010, станция 4

г) 10.10.2010, станция 5

Рисунок 32 – Сравнение результатов атмосферной коррекции MODIS с данными судовых измерений. (Буканова и др., 2012). Сплошная линия – измерения *in situ*, пунктирная – стандартный алгоритм, штрихпунктирная – коррекция алгоритма по уравнению (15)

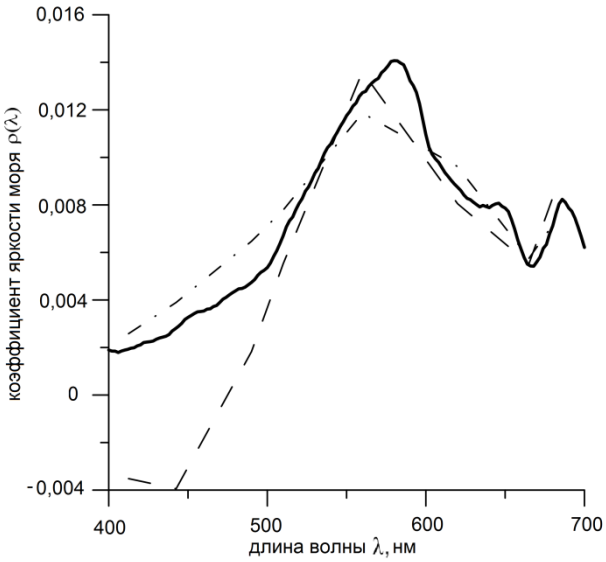
Среднеквадратические ошибки атмосферной коррекции стандартного алгоритма MODIS Aqua и предложенного регионального алгоритма по всем каналам MODIS Aqua в видимом диапазоне спектра (412, 443, 469, 488, 531, 547, 555, 645, 667, 678 нм) представлены в Таблице 11. Для всех станций применение регионального алгоритма коррекции позволяет уменьшить ошибки атмосферной коррекции. Если стандартный алгоритм атмосферной коррекции дает «приемлемые» значения ошибки (не более 0,003) только для 2 станций, то после применения регионального алгоритма таких станций 8 (Буканова и др., 2012).

Таблица 11 – Среднеквадратические ошибки атмосферной коррекции MODIS Aqua. Жирным шрифтом выделены «допустимые» ошибки не более 0,003 (Буканова и др., 2012).

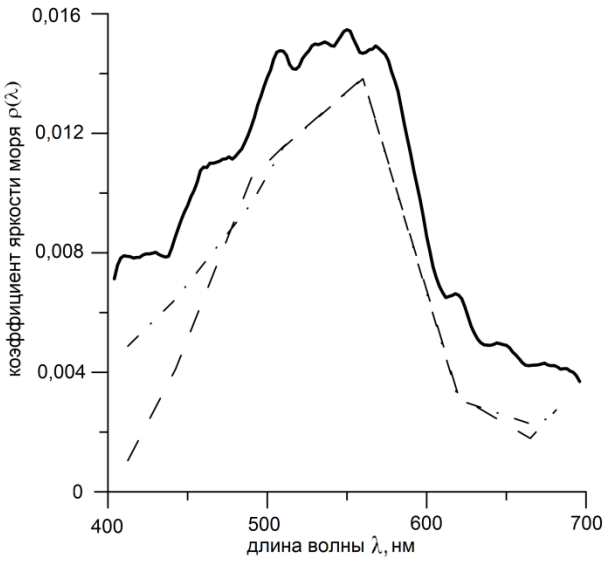
Станция	Дата	Среднеквадратичные ошибки атмосферной коррекции MODIS Aqua	
		Стандартный алгоритм	После региональной коррекции
1	20.6.2010	0,0073	0,0067
2	20.6.2010	0,0048	**0,0020**
4	22.6.2010	0,0108	0,0085
5	22.6.2010	**0,0017**	**0,0010**
8	27.6.2010	0,0057	0,0047
4	7.7.2010	**0,0025**	**0,0022**
5	8.7.2010	0,0062	**0,0015**
6	9.7.2010	0,0122	0,0084
10	14.7.2010	0,0070	**0,0030**
2	10.10.2010	0,0059	**0,0018**
3	10.10.2010	0,0046	**0,0007**
4	10.10.2010	0,0042	**0,0004**
5	10.10.2010	0,0104	0,0053

2.4.4. Применение регионального алгоритма атмосферной коррекции для данных MERIS

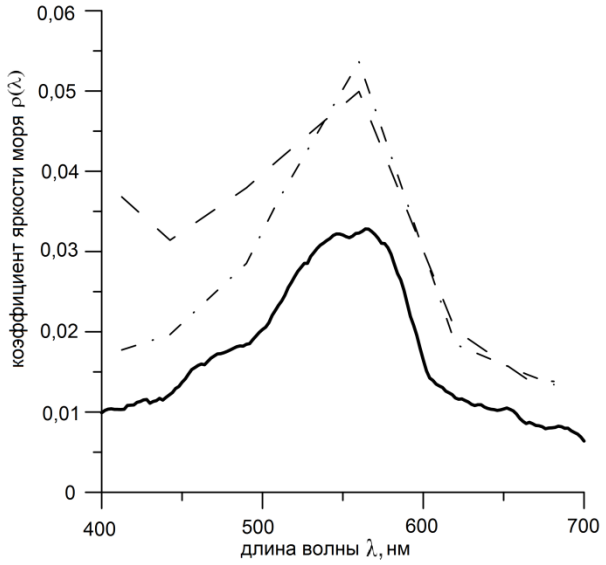
Стандартный алгоритм атмосферной коррекции MERIS часто сильно занижает, по сравнению с измеренными in situ, значения яркости восходящего излучения на длинах волн 412-490 нм, но дает вполне приемлемые значения при длинах волн 510-680 нм. Как видно на Рисунке 33, предложенный алгоритм региональной коррекции позволяет исправить ошибки стандартного алгоритма для коротковолновых каналов (412,443 и 490 нм) (Буканова и др., 2012).



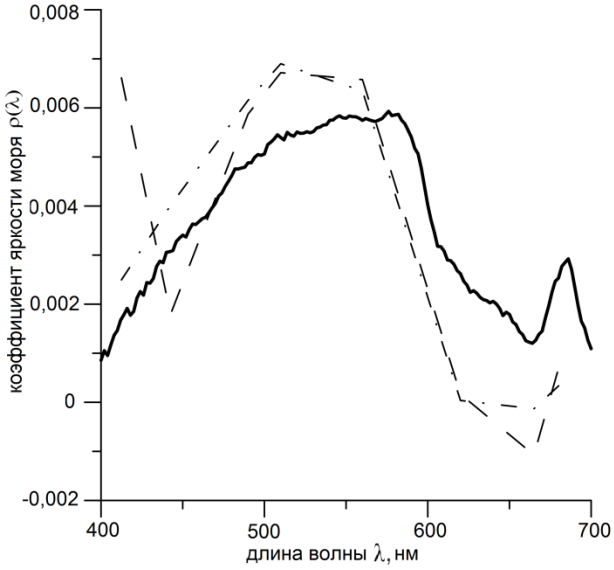
а) 22.06.2010, станция 4



б) 07.07.2010, станция 4



в) 14.07.2010, станция 9



г) 10.10.2010, станция 5

Рисунок 33 – Сравнение результатов атмосферной коррекции MERIS с данными судовых измерений в 2010 г. (Буканова и др., 2012). Сплошная линия – измерения in situ, пунктирная – стандартный алгоритм MERIS, штрихпунктирная – алгоритм MERIS после региональной коррекции по уравнению (15)

Среднеквадратические ошибки атмосферной коррекции стандартного алгоритма MERIS и предложенного алгоритма по всем видимым каналам MERIS (412, 443, 490, 510, 560, 620, 665, 681 нм) представлены в Таблице 12. Как и в случае MODIS Aqua, практически для всех станций применение регионального алгоритма коррекции позволяет уменьшить ошибки атмосферной коррекции. Стандартный алгоритм атмосферной коррекции MERIS дает «приемлемые» значения ошибки (не

более 0,003) для 5 станций, после применения регионального алгоритма таких станций уже 8 (Буканова и др., 2012).

Таблица 12 – Среднеквадратические ошибки атмосферной коррекции MERIS. Жирным шрифтом выделены «допустимые» ошибки не более 0,003 (Буканова и др., 2012)

Станция	Дата	Среднеквадратичные ошибки атмосферной коррекции MERIS	
		Стандартный алгоритм	После региональной коррекции
3	21.06.2010	0,0117	0,0057
4	22.06.2010	0,0033	**0,0010**
5	22.06.2010	0,0056	**0,0021**
6	24.06.2010	0,0139	0,0054
8	27.06.2010	0,0035	0,0033
1	2.07.2010	**0,0028**	**0,0023**
4	7.07.2010	0,0036	**0,0026**
5	8.07.2010	**0,0026**	**0,0024**
9	14.07.2010	0,0167	0,0109
10	14.07.2010	0,0038	0,0039
2	10.10.2010	**0,0028**	**0,0022**
3	10.10.2010	**0,0018**	**0,0018**
4	10.10.2010	0,0104	0,0058
5	10.10.2010	**0,0023**	**0,0016**

На основе проведенных в Балтийском море натурных измерений спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения посредством плавающего спектрорадиометра разработан региональный алгоритм атмосферной коррекции данных спутниковых сканеров цвета MODIS-Aqua и MERIS.

Выполненная региональная коррекция спутниковых коэффициентов яркости моря показала лучшие результаты в коротковолновой области спектра по сравнению со стандартными спутниковыми алгоритмами. Однако, ошибки атмосферной коррекции неизбежны вследствие различий в условиях измерения *in situ* и на спутниковых сканерах. К сожалению, для осуществления хорошей региональной атмосферной коррекции пока слишком мало подспутниковых измерений коэффициента яркости моря.

2.5. Региональные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» для юго-восточной части Балтийского моря

Выполненная коррекция существующих алгоритмов применительно к юго-восточной части Балтийского моря позволила создать для расчета концентрации хлорофилла «а» следующие эмпирические алгоритмы (Таблица 13, Буканова и др., 2011):

- Для оценки концентрации хлорофилла «а» по данным спектрорадиометра MERIS создан региональный алгоритм (уравнение 13) на основе коррекции стандартного алгоритма MERIS Algal2 (нейронные сети), стандартное отклонение 1,7 мг/м^3.

- Для оценки концентрации хлорофилла «а» по данным MODIS рекомендуется использовать алгоритм DESAMBEM (ИО ПАН), разработанный для южной части Балтийского моря, с модификацией по уравнению 14. Новый алгоритм для данных MODIS показывает наименьшее стандартное отклонение 1,2 мг/м^3.

Таблица 13 – Региональные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным

Сканер	Новый региональный алгоритм	Число пар измерений	Квадрат коэффициента корреляции	Стандартное отклонение
MERIS	Algal Pigment Index II с коррекцией: **Хл = 0,60 * Хл_Algal Pigment Index II + 0,93**	87	0,59	1,7 мг/м^3
MODIS	DESAMBEM с коррекцией: **Хл = 0,64 * Хл_DESAMBEM + 0,42**	109	0,33	1,2 мг/м^3

Несмотря на невысокие коэффициенты корреляции (Таблица 13), относительные ошибки расчета по разработанным региональным алгоритмам ниже, чем у известных существующих:

- новый региональный алгоритм для данных MERIS (уравнение 13) имеет погрешность измерения концентрации хлорофилла «а» 42 %, стандартный алгоритм Algal Pigment Index II – 56 %;

- для данных MODIS новый региональный алгоритм (уравнение 14) с погрешностью 34 %, алгоритм DESAMBEM – 52 %;

Таким образом, выполненные исследования привели к следующим результатам:

1. Существующие стандартные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным демонстрируют очень слабую корреляцию или ее полное отсутствие с данными натурных измерений, показывают систематическое завышение значений данных параметров в юго-восточной части Балтийского моря. Этот вывод подтверждается проведенной верификацией существующих алгоритмов по данным судовых измерений в 2003-2009 гг. и подспутниковых измерений 2010 г.

2. Разработаны региональные алгоритмы для расчета концентрации хлорофилла «а» (Таблица 13) на основе коррекции стандартного алгоритма Algal Pigment Index II для данных MERIS и польского алгоритма DESAMBEM для данных MODIS. Модифицированные региональные алгоритмы обеспечивают наибольшую точность расчета концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря.

3. На основе проведенных в юго-восточной части Балтийского моря натурных измерений спектральных коэффициентов яркости восходящего излучения посредством плавающего спектрорадиометра разработан региональный алгоритм атмосферной коррекции данных спутниковых спектрорадиометров MODIS и MERIS. Выполнена региональная коррекция спутниковых коэффициентов яркости моря показала лучшие результаты в коротковолновой области спектра по сравнению со стандартными спутниковыми алгоритмами. Однако, ошибки атмосферной коррекции неизбежны, для осуществления лучшей региональной атмосферной коррекции пока слишком мало подспутниковых измерений коэффициента яркости моря.

4. В целях исследования пространственного распределения и временной изменчивости концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря рекомендуется использовать предложенные региональные алгоритмы обработки спутниковых данных MODIS и MERIS (Таблица 13). Поскольку спутник Envisat с установленным на его борту прибором MERIS прекратил свою миссию в апреле 2012 года, в дальнейшем исследовании закономерностей распределения концентрации хлорофилла «а» были использованы данные спектрорадиометра MODIS, установленного на спутниках Terra и Aqua.

ГЛАВА 3. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ КОНЦЕНТРАЦИИ ХЛОРОФИЛЛА «А» И ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ ЭВТРОФИКАЦИИ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Исследование сезонной, межгодовой изменчивости и пространственного распределения концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое юго-восточной части Балтийского моря, как показателя биомассы фитопланктона и важнейшего показателя состояния экосистемы, проведено на основе спутниковых данных спектрорадиометра MODIS, установленного на спутниках Aqua и Terra.

Спутниковый спектрорадиометр MODIS позволяет осуществлять ежедневный оперативный мониторинг юго-восточной части Балтийского моря в режиме реального времени. Периодичность наблюдения составляет 1-2 раза в сутки. Прием спутниковых данных является бесплатным и осуществляется через Интернет-сайт Годдардского аэрокосмического центра Национального управления по воздухоплаванию и исследованию космического пространства США (НАСА) Ocean Color Web (http://oceancolor.gsfc.nasa.gov).

Для анализа пространственно-временной изменчивости концентрации хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике принято и обработано 1027 спутниковых снимков радиометра MODIS за период с 2003 по 2012 гг. Пространственное разрешение снимков – 1 км, уровень обработки Level 2B. Процесс обработки данных для этого уровня включает применение атмосферной коррекции, вследствие чего, в облачные дни данные по концентрации хлорофилла «а» на спутниковых снимках могут отсутствовать. Для расчета концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое юго-восточной части Балтийского моря использовался региональный алгоритм (уравнение 14).

Массивы данных по концентрации хлорофилла «а» получены с использованием программного обеспечения для обработки спутниковых данных BEAM© для 66 экспериментальных станций в Юго-Восточной Балтике (Рисунок 34). Район исследования ограничен с юга побережьем Польши, Вислинской косы и Самбийского полуострова, с востока – берегами Куршской косы и Литвы, с севера ограничен 56 градусом с.ш., с запада – 18 градусом в.д., и практически полностью совпадает в положением 26-ого подрайона согласно промысловому районированию Балтийского моря Международного совета по исследованию моря (ИКЕС) (Рисунок 35), за исключением северной границы – 26-ой подрайон с севера ограничен 56,5° с.ш.

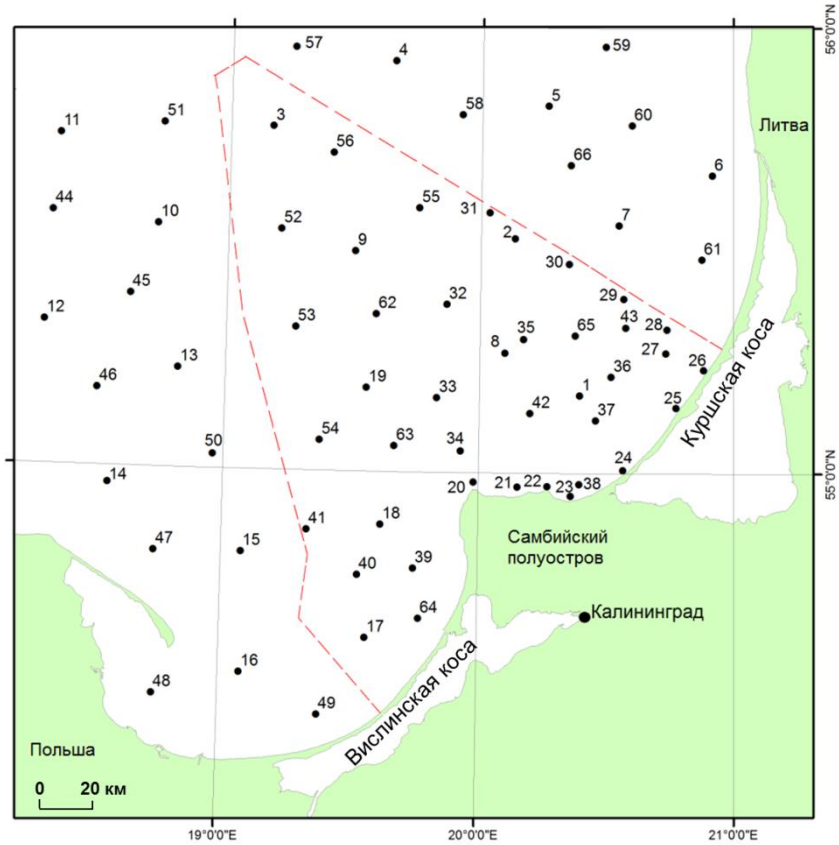


Рисунок 34 – Расположение экспериментальных спутниковых станций. Пунктирная линия – граница российского экономического сектора

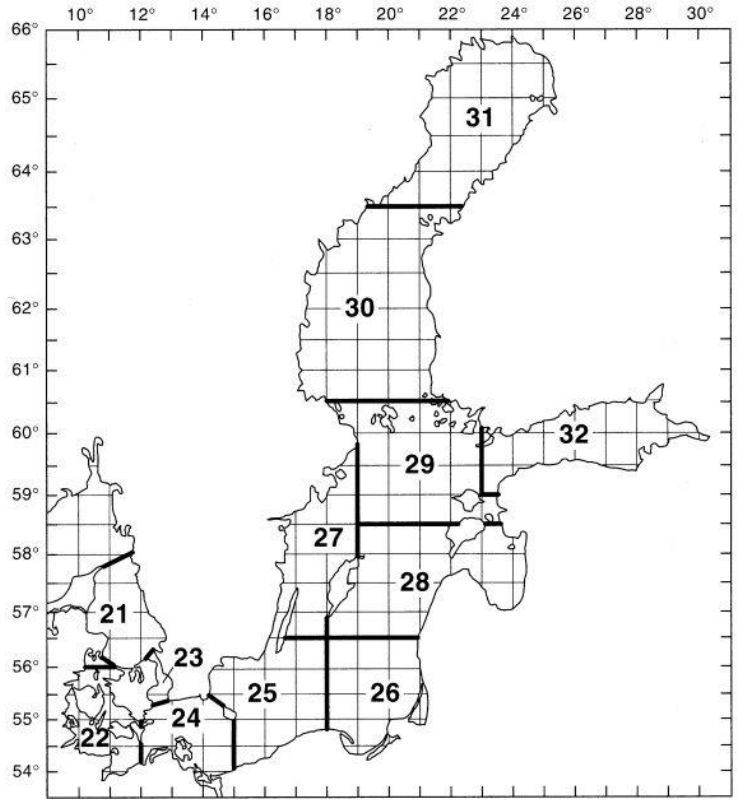


Рисунок 35 – Районирование Балтийского моря по квадратам ИКЕС (Marashi, 1996)

Значение концентрации хлорофилла «а» определялось в окне 1x1 пиксель. Выборка данных за 2003-2012 г. составила 46856 значений концентрации хлорофилла «а» на 1027 спутниковых снимках. Карты распределения концентрации хлорофилла «а» получены путем интерполяции точечных данных (по 66 станциям) с использованием метода кригинга.

Количество данных по концентрации хлорофилла «а», имеющихся на спутниковых снимках, и их распределение по месяцам в течение периода наблюдений показано на Рисунке 36. Данные по скорости и направлению ветра получены с автоматической гидрометеорологической станции «МиниКРАМС-4», установленной на морской ледостойкой стационарной платформе D-6, и Интернет-сайта прогноза погоды Варшавского университета (http://www.meteo.pl).

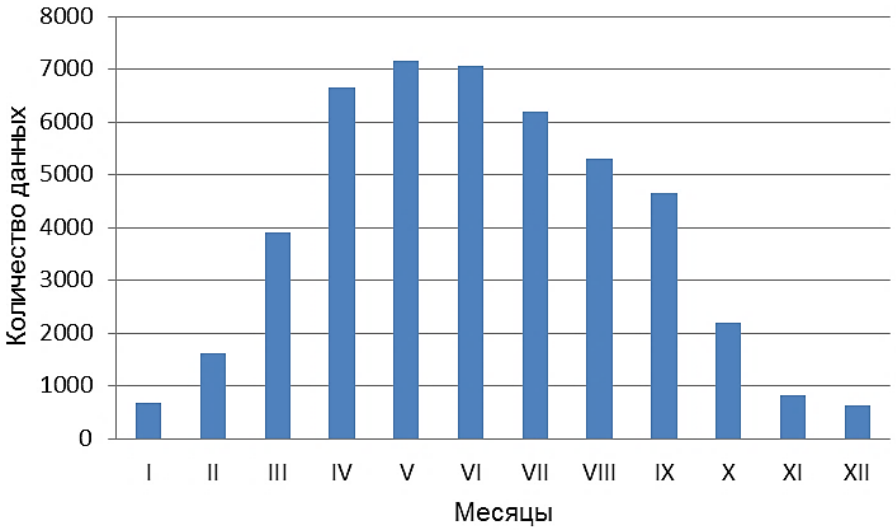


Рисунок 36 – Количественное распределение по месяцам данных по концентрации хлорофилла «а» на спутниковых снимках за 2003-2012 гг.

3.1. Сезонная изменчивость

Изменчивость концентрации хлорофилла «а» в юго-восточной части Балтийского моря носит ярко выраженный сезонный характер (рассматриваются биологические сезоны, предложенные авторами Wasmund, Uhling, 2003). В зимний период (январь-февраль) в условиях светового и температурного лимитирования, отсутствия термоклина и активного перемешивания вод, наблюдается слабая вегетация фитопланктона и, как следствие, минимальные концентрации хлорофилла «а» - не более 2 мг/м^3 (Рисунок 37). В среднем за 2003-2012 гг. концентрация хлорофилла «а» зимой в Юго-Восточной Балтике составляет 1,4 ± 0,3 мг/м^3 (Рисунок 38, Таблица 14). Данный период биологической зимы

характеризуется низкой продуктивностью и биомассой фитопланктона, незначительным видовым разнообразием.

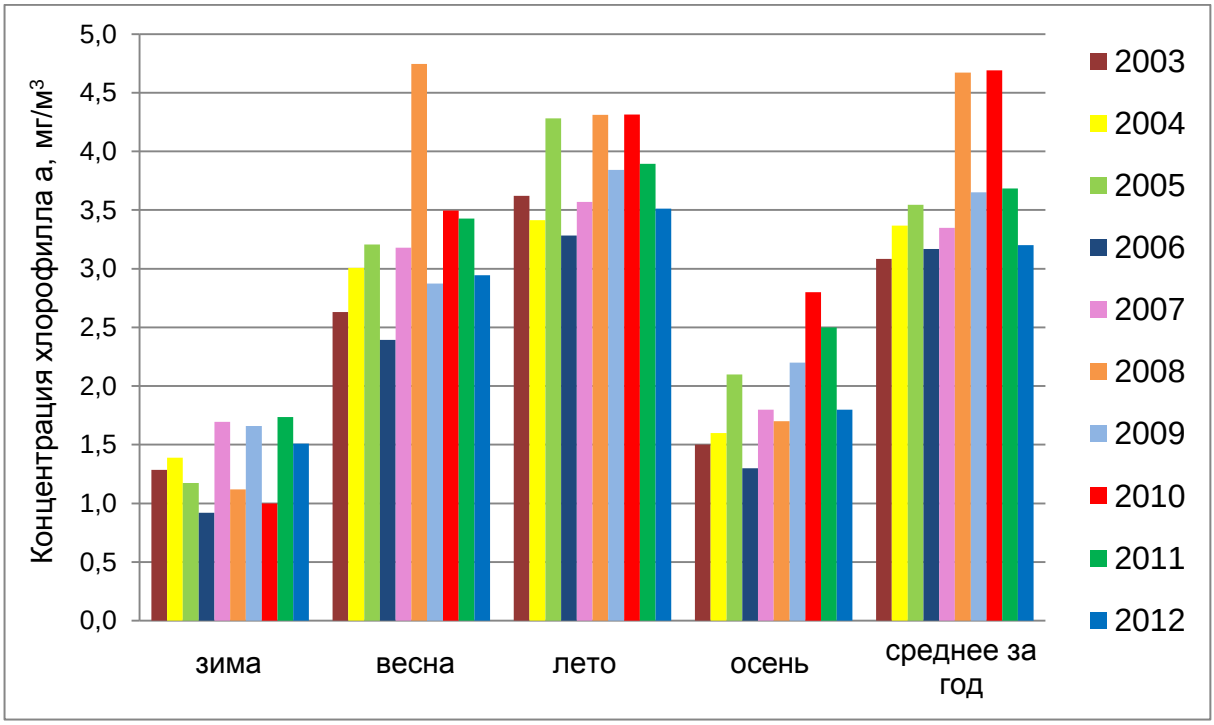


Рисунок 37 – Сезонные и межгодовые изменения среднедекадных концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое Юго-Восточной Балтики

Весной (март-май) с прогревом поверхности моря формируется термическая стратификация и активное перемешивание вод, что способствует поступлению биогенных элементов в поверхностный слои моря и началу активной вегетации фитопланктона. Так, среднее за декаду значение концентрации хлорофилла «а» весной составляет 3,2 ± 0,6 мг/м^3 что в 2 раза превосходит среднее значение зимой. В апреле отмечен первый годовой максимум концентрации хлорофилла «а», составляющий 3,7 ± 0,9 мг/м^3 (Рисунок 38, Таблица 14).

После апрельского максимума, вследствие обеднения поверхностных вод биогенными элементами и наличия устойчивого галоклина и термоклина, ограничивающих вертикальный водообмен, концентрация хлорофилла «а» в эвфотическом слое снижается, что наблюдается в мае, а в отдельные годы и в июне (Рисунок 38). Диатомовые водоросли постепенно уступают место динофлагеллятам и сине-зеленым (Hobro, 1979; Hallfors, Niemi, 1981).

Далее при максимальной температуре поверхности моря и устойчивой стратификации наступает стадия летнего максимума, регистрируемого в июле, когда значения концентрации хлорофилла «а» достигают пика, равного 4,8 ± 0,8

мг/м^3 (Рисунок 38). В среднем за 10 лет концентрация хлорофилла «а» летом (июнь-сентябрь) равна 3,8 ± 0,4 мг/м^3 (Таблица 14), это второй годовой максимум. Летний фитопланктон характеризуется значительным видовым разнообразием и носит лимнический облик. Для этой стадии характерно массовое развитие сине-зеленых водорослей (*Nodularia spumigena, Aphanizomenon sp.* и другие), когда температура поверхности воды становится выше 15 ºС (Hobro, 1979; Hallfors, Niemi, 1981; Гидрометеорология и гидрохимия морей, 1994).

Таблица 14 – Средняя за сезон концентрация хлорофилла «а» (мг/м^3)

Год	Зима	Весна	Лето	Осень
2003	1,3 ± 0,5	2,6 ± 0,6	3,6 ± 0,7	1,5 ± 0,3
2004	1,4 ± 0,5	3,0 ± 0,4	3,4 ± 0,6	1,6 ± 0,9
2005	1,2 ± 0,1	3,2 ± 0,6	4,3 ± 1,2	2,1 ± 0,7
2006	0,9 ± 0,2	2,4 ± 0,3	3,3 ± 0,9	1,3 ± 1,0
2007	1,7 ± 0,2	3,2 ± 0,5	3,6 ± 0,9	1,8 ± 0,2
2008	1,1 ± 0,3	4,7 ± 1,7	4,3 ± 1,2	1,7 ± 1,1
2009	1,7 ± 0,1	2,9 ± 1,0	3,8 ± 0,5	2,2 ± 0,7
2010	1,0 ± 0,3	3,5 ± 1,0	4,3 ± 1,0	2,8 ± 0,1
2011	1,7 ± 0,1	3,4 ± 0,9	3,9 ± 0,9	2,5 ± 0,9
2012	1,5 ± 0,4	2,9 ± 0,5	3,5 ± 0,3	1,8 ± 0,5
среднее	**1,4 ± 0,3**	**3,2 ± 0,6**	**3,8 ± 0,4**	**1,9 ± 0,4**

Осенью (октябрь-декабрь) при условии выравнивания температуры водных масс по вертикали и началу перемешивания вод происходит вынос биогенных элементов из глубинного слоя в эвфотический, что обуславливает третий годовой максимум развития водорослей в сентябре-октябре. В среднем за 10 лет третий годовой максимум наблюдается в сентябре, когда концентрация хлорофилла «а» составляет 3,2 ± 0,3 мг/м^3 (Рисунок 38). В этот период доминируют диатомовые водоросли (Hallfors, Niemi, 1981).

Затем биомасса и продуктивность фитопланктона постепенно сокращается вследствие сокращения светового дня, охлаждения вод и интенсивного конвективного перемешивания водных масс, значения концентрации хлорофилла «а» уменьшаются до уровня зимнего периода и составляют 1,9 ± 0,4 мг/м^3 (Рисунок 37, Таблица 14).

Такой трехвершинный тип сезонной сукцессии фитопланктона характерен для мезотрофных водоемов умеренной зоны.

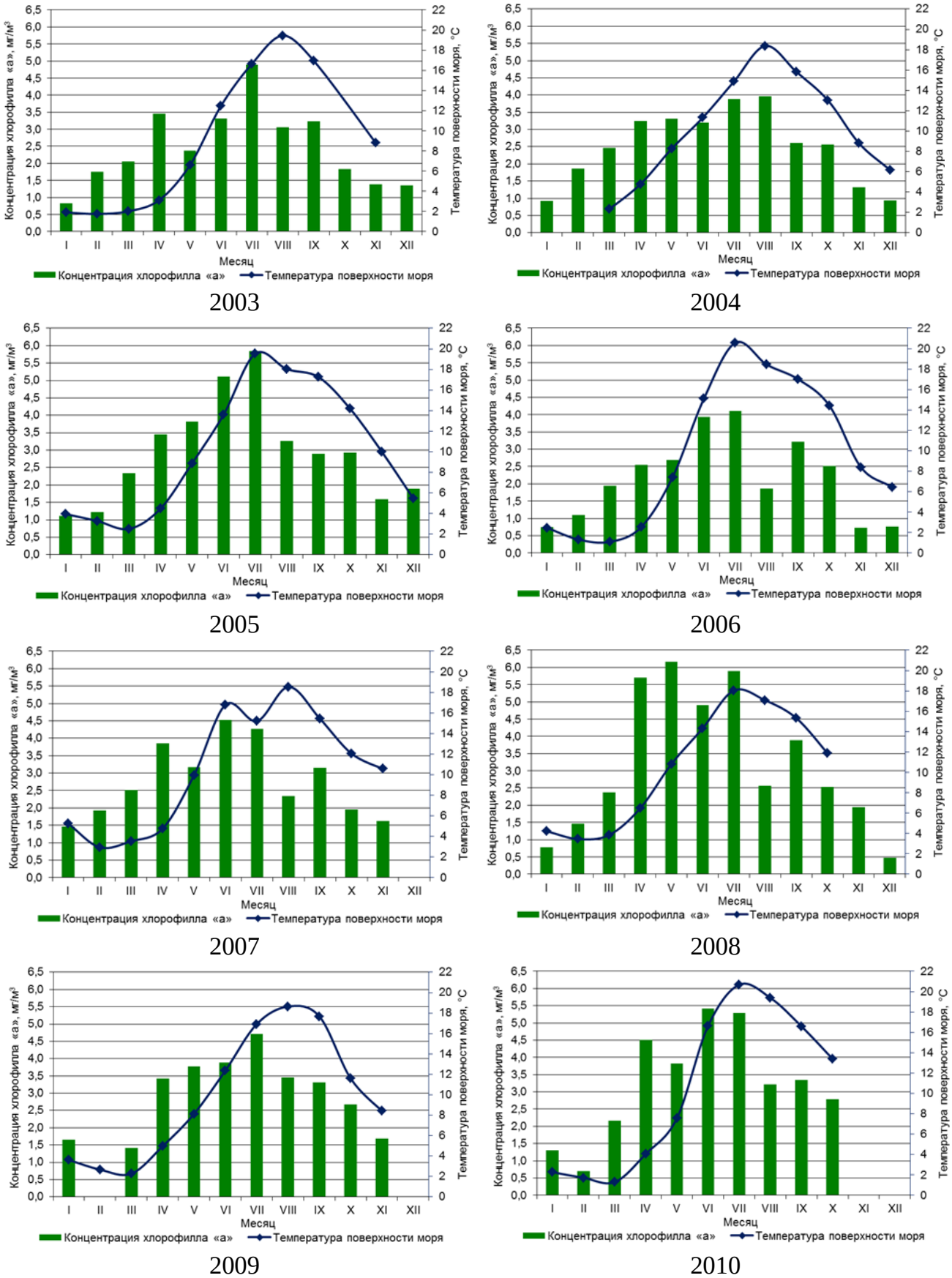
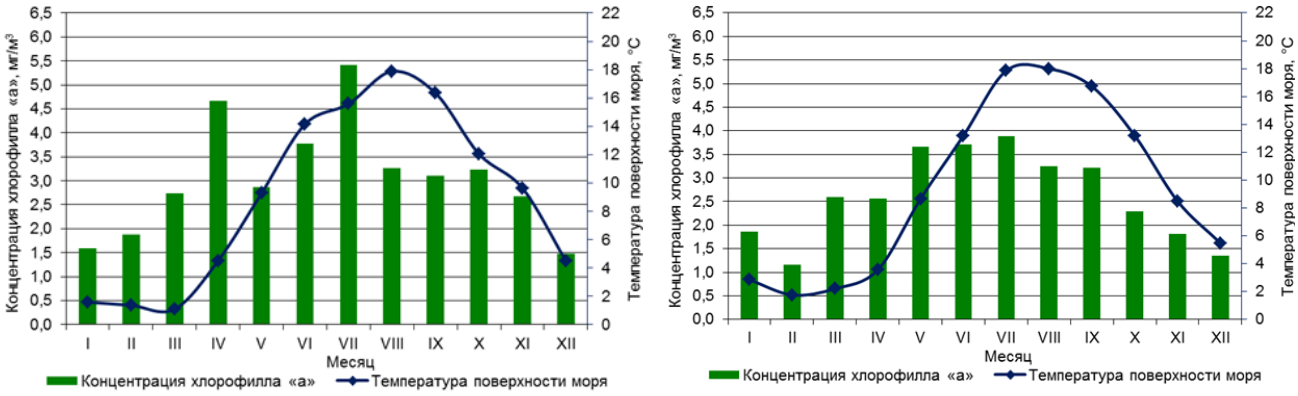
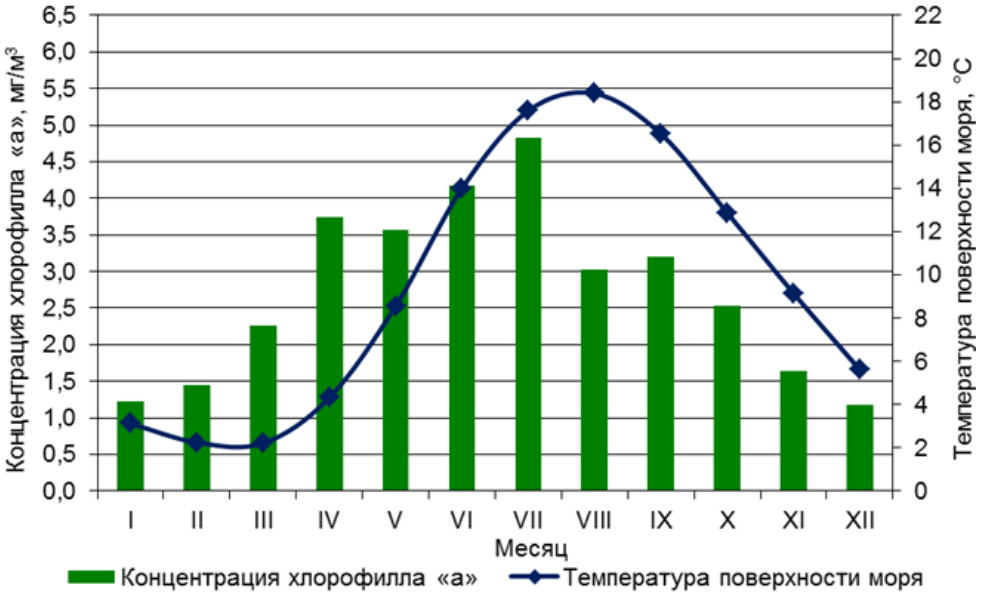


Рисунок 38 – Распределение среднемесячных значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря



2011 2012



Среднее за 2003-2012 гг.

Рисунок 38 – Распределение среднемесячных значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря (продолжение)

Полученные результаты сезонной изменчивости хлорофилла «а» по данным спутникового сканера MODIS хорошо согласуются с оценками различных исследователей, описывающих сукцессию фитопланктона в Балийском море: первый, весенний максимум в развитии фитопланктона Южной Балтики наблюдается в конце марта и апреле (период его достижения составляет от одной до трех-четырех недель) (Wasmund et al., 2001; Gasiunaite et al., 2005), второй, летний максимум - в июле - августе (Николаев, 1957; Ringer, 1973; Edler, 1975; Edler, 1979; Hobro, 1979; Калвека, 1983; Зернова, 1981; Hallfors, Niemi, 1981; Witek, 1992; Wasmund, Uhling, 2003), третий максимум в сентябре, связанный с «цветением» диатомовых водорослей, (Hallfors, Niemi, 1981).

Сезонное распределение концентрации хлорофилла «а» в районе исследования характеризуется значительными межгодовыми вариациями, т.к. сроки,

продолжительность отдельных сезонов и количественные показатели фитопланктона подвержены существенным колебаниям, которые зависят от целого ряда физических, гидрометеорологических, гидрохимических и биологических факторов (Николаев, 1957). Так, зима 2006 г. и 2010 г. выделяются минимальными значениями концентрации хлорофилла «а» (Рисунок 37, Таблица 14). Данные зимы характреризуются как умеренные (типы зим определены по Sergeeva, 1983) с низкими температурами воздуха (в конце января 2006 г. зафиксированы морозы до -20 °С, в январе 2010 г. до -17 °С). Среднее значение температуры поверхности моря за сезон составило 1,6 °С и 1,7 °С соответственно, что в 1,5 раза ниже среднего показателя за декаду (Рисунок 38). С конца января до конца февраля наблюдались устойчивые ледовые поля вдоль побережья юго-восточной части Балтийского моря (Stont et al., 2012). Такие условия обуславливают низкие концентрации хлорофилла «а» в эти периоды.

Максимальные значения концентрации хлорофилла «а» в зимний период наблюдались в 2007 (1,7 ± 0,2 мг/м^3), 2009 (1,7 ± 0,1 мг/м^3) и 2011 (1,7 ± 0,1 мг/м^3) гг. В 2007 и 2009 гг. зафиксированы мягкие зимы. Температура поверхности моря зимой 2007 года была выше средней в 1,6 раз и составляла 4 °С (Рисунок 38), что вероятно спровоцировало раннюю вегетацию фитоплантона и высокие концентрации хлорофилла «а». 2011 год напротив относится к суровым зимам (Stont et al., 2012). Температура поверхности моря составляла в среднем 1,3 °С (Рисунок 38), что является минимальным значением за 10 лет наблюдений. Однако, синоптическая ситуация в течение всей зимы формировалась под влиянием фронтальных систем атлантических циклонов, что способствовало вертикальному перемешиванию поверхностных вод и поступлению биогенных веществ к поверхности, что обусловило повышенные концентрации хлорофилла «а», в среднем составившей.

Наиболее высокими значениями концентрации хлорофилла «а» отличается весна 2008 года (4,7 ± 1,7 мг/м^3, Таблица 14). В апреле и мае 2008 г. температура поверхности моря была рекордно высокой за 10-летний период наблюдений и достигала в апреле 6,5 °С и 11 °С в мае, что на 2 °С выше среднедекадных значений температуры поверхности моря апреля и мая за 2003-2012 гг. (Рисунок 38). Как результат концентрация хлорофилла «а» достигла рекордно высоких значений за период наблюдений и превысила среднедекадные значения в 1,5 раза (Таблица 14). Подробное описание причин возникновения аномально высоких концентраций хлорофилла «а» в юго-восточной части Балтийского моря в 2008 году приведено в разделе 3.2.

Для летних концентраций хлорофилла «а» характерно относительно однородное распределение средних за сезон значений, тем не менее, максимальные концентрации хлорофилла «а», составляющие 4,3 ± 1,2 мг/м^3, зафиксированы в 2005 и 2008 гг., а также в 2010 гг. (4,3 ± 1,0 мг/м^3) (Рисунок 37, Таблица 14). В летний сезон теплого 2008 г. наблюдалось наиболее массовое развитие цианобактерий (в частности *Aphanizomenon flos-aquae).* Среднемесячная температура воды в слое в достигала 16,5 °С. В июне 2010 года господствуют северные, западные и северо-западные ветры, в 70 % случаев слабые (3-4 м/с). Температура поверхности моря в июне достигает 16,5°С (Рисунок 38). Штилевые условия и высокая температура поверхности моря определила повышенные концентрации хлорофилла «а» в этот период. Концетрация хлорофилла «а» в июне составила 5,4 мг/м^3, что на 1,5 мг/м^3 больше среднедекадного значения.

В осенний период вновь минимальные концентрации хлорофилла «а» (1,3 ± 1,0 мг/м^3) отмечены в 2006 году, а максимальные в 2011 г. (2,5 ± 0,9 мг/м^3) (Рисунок 37, Таблица 14).

Пространственное распределение концентрации хлорофилла «а» характеризуется повышенными величинами в прибрежной зоне во все сезоны (Рисунок 39). Наиболее высокие значения концентрации хлорофилла «а» наблюдаются вдоль северного побережья Самбийского полуострова и Куршской косы, в южной части Гданьского залива, где находится выход самой крупной реки Юго-Восточной Балтики - Вислы, северная часть Вислинской косы, где через Балтийский пролив поступают воды из высокопродуктивного Калининградского (Вислинского) залива, а также район северной части Куршской косы, где источниками вод с высокими концентрациями хлорофилла «а» являются реки Неман и Дейма, впадающие в гиперэвтрофный Куршский залив, затем через Клайпедский канал, попадающие в открытую часть моря. Годовой ход процесса образования органического вещества в эстуариях, заливах и прибрежных районах отличается от открытых вод Юго-Восточной Балтики (Александров и Кудрявцева, 2012). В этих районах наблюдаются благоприятные гидрологические и гидрохимические условия для вегетации фитопланктона (высокие концентрации биогенных элементов) и, как результат, повышенные значения концентрации хлорофилла «а» (Bukanova, Stont, 2010). В зимний и весенний периоды это обусловлено лучшим прогревом воды на мелководье, а летом и осенью - более высоким содержанием биогенных элементов в фотическом слое за счет хорошей перемешиваемости вод.

Определенную роль на повышенные величины концентрации хлорофилла «а» в прибрежной зоне оказывает также поступление загрязняющих веществ,

содержащих биогенные элементы, с побережья, вдоль которого в этом районе расположены населенные пункты. Во все сезоны года в данных областях отчетливо прослеживаются фронтальные зоны с максимальными концентрациями хлорофилла «а». Наиболее показательны летний и осенний сезоны с наиболее высокими градиентами концентрации хлорофилла «а» (Рисунок 39).

В открытой части исследуемой акватории Балтийского моря с удалением от берега и увеличением глубины концентрация хлорофилла «а» снижается (Рисунок 39).

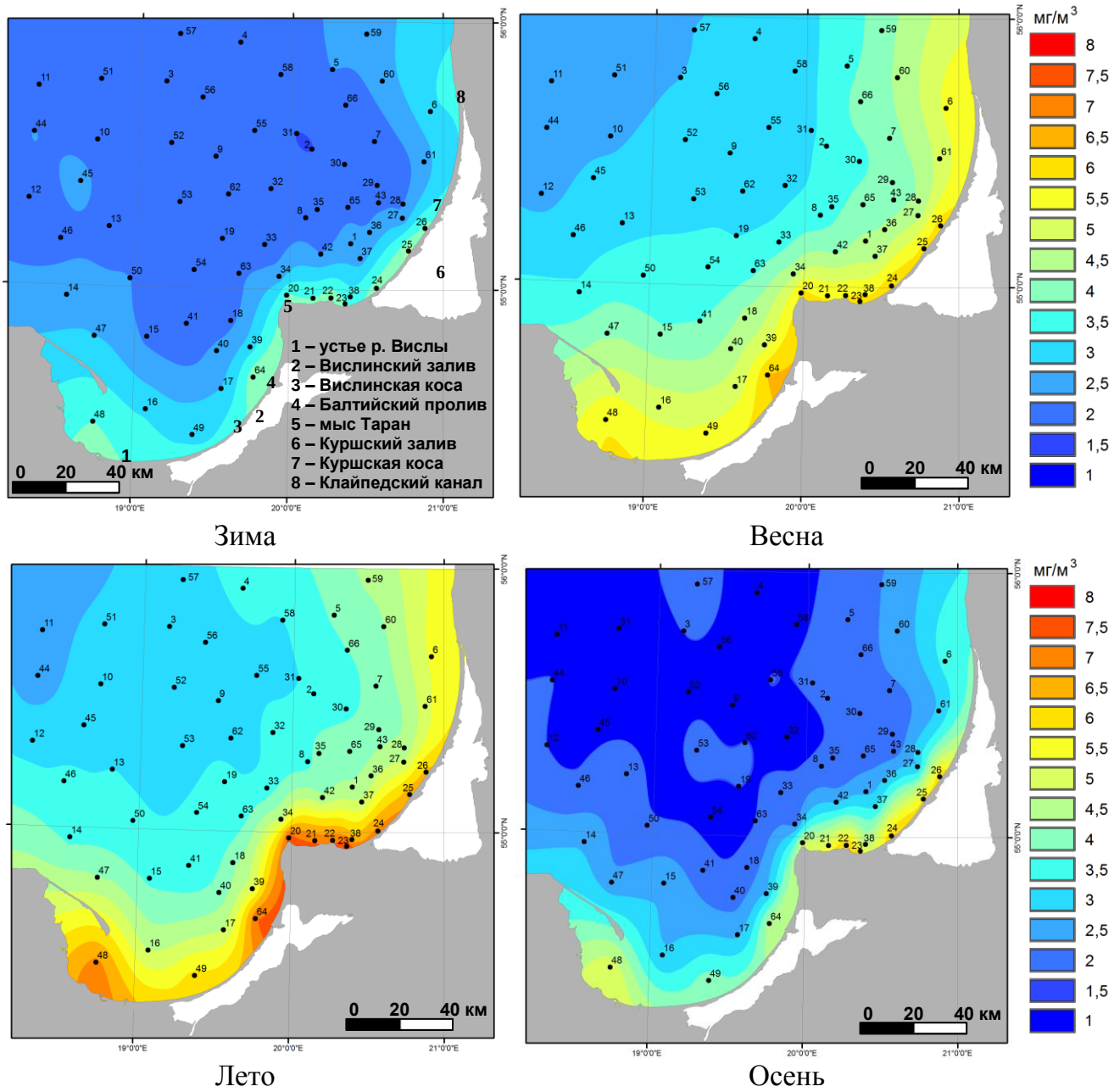


Рисунок 39 – Пространственное распределение среднесезонных значений концентрации хлорофилла «а» за 2003-2012 гг.

Весной с увеличением освещенности наблюдается незначительное увеличение продукции фитопланктона и повышение относительно зимних значений (Рисунок 39). Это условие осуществляется, когда температура воды у поверхности достигнет температуры максимальной плотности (2,4-2,5 °С), и начнет формироваться термическая стратификация. По мере истощения биогенных элементов в водной в период цветения фитопланктона происходит снижение концентрации хлорофилла «а».

Летом средние значения концентраций хлорофилла в эвфотическом слое постепенно повышаются, и одновременно увеличивается мощность верхнего перемешанного слоя с более высокими концентрациями хлорофилла по сравнению с его концентрациями под термоклином.

Осенью выделяется минимум концентрации хлорофилла «а» в открытой части Юго-Восточной Балтики (удаление более 40 км от берега). Скопления фитопланктона менее плотные, что связано с активным конвективным перемешиванием, в связи с чем, концентрация хлорофилла «а» в этот период снижается.

Таким образом, анализ спутниковых данных MODIS-Aqua/Terra оптического диапазона позволил выявить следующие закономерности в характере сезонной изменчивости концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря:

- сезонное распределение концентрации хлорофилла «а» имеет три отчетливых максимума: весенний в апреле (концентрация хлорофилла «а» равна 3,7 ± 0,9 мг/м3), летний в июле (концентрация хлорофилла «а» достигает 4,8 ± 0,8 мг/м^3) и в сентябре (концентрация хлорофилла «а» составляет 3,2 ± 0,3 мг/м^3).

- в среднем за период исследований 2003-2012 гг. концентрация хлорофилла «а» в поверхностном слое зимой составляет 1,4 ± 0,3 мг/м^3, весной 3,2 ± 0,6 мг/м^3, летом 3,8 ± 0,4 мг/м^3, осенью 1,9 ± 0,4 мг/м^3. Средние значения концентрации хлорофилла «а» в весенний и летний периоды в 2 раза выше наблюдаемых осенью и зимой.

Годовой ход концентрации хлорофилла «а», полученный по спутниковым данным MODIS, полностью согласуется с классической картиной сезонной динамики биомассы фитопланктона в Балтийском море (Николаев, 1953; Николаев, 1957; Edler, 1975; Niemi, Ray, 1977; Edler, 1979; Hobro, 1979; Калвека, 1983; Зернова, 1981; Hallfors, Niemi, 1981; Wasmund et al., 2001; Gasiunaite et al., 2005), а также отражает стадии годовой сукцессии видового состава водорослей: первый, весенний максимум в развитии фитопланктона, наблюдается в конце апреле и связан с «цветением» диатомовых водорослей, второй, летний максимум в июле обусловлен массовым

развитием сине-зеленых водорослей, и третий максимум в сентябре, вызван «цветением» диатомовых водорослей.

Полученная оценка сезонной изменчивости концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным MODIS хорошо согласуется с результатами натурных измерений концентрации хлорофилла «а» в отдельные периоды года в рамках экологического мониторинга Кравцовского нефтяного месторождения в 2003-2007 гг. (Александров и Кудрявцева, 2012).

3.2. Межгодовая изменчивость

В распределении среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» резко выделяются два года с максимальными значениями - 2008 и 2010 гг. (Рисунок 40).

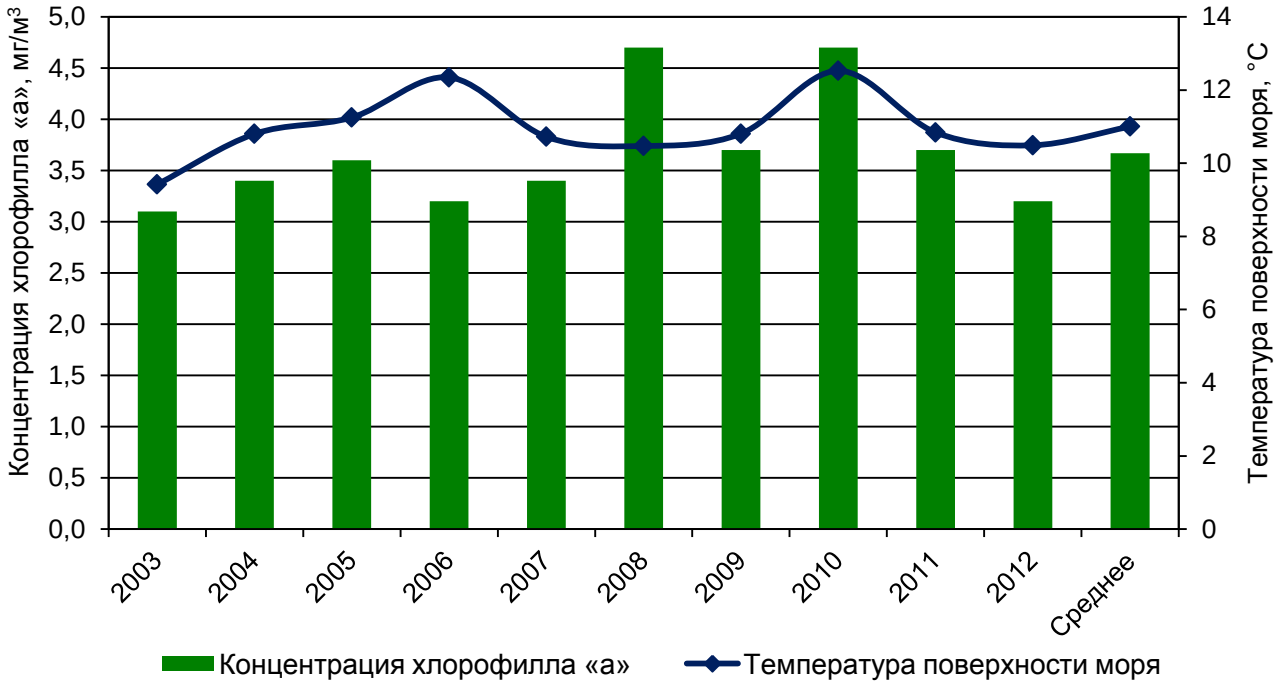


Рисунок 40 – Межгодовая изменчивость среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря в 2003-2012 гг.

Температура поверхности моря в течение зимы 2008 года была выше среднего многолетнего значения за 2003-2012 гг. в 1,5 раза и составляла 3,8 °С (Рисунок 38). В январе восточный ветер со скоростью до 18 м/с способствовал перемешиванию охлажденных поверхностных вод и более теплых подповерхностных, что исключило льдообразование. Данные ИК-диапазона по температуре поверхности моря также свидетельствуют об отсутствии льда в районе исследования до конца февраля (Рисунок 41).

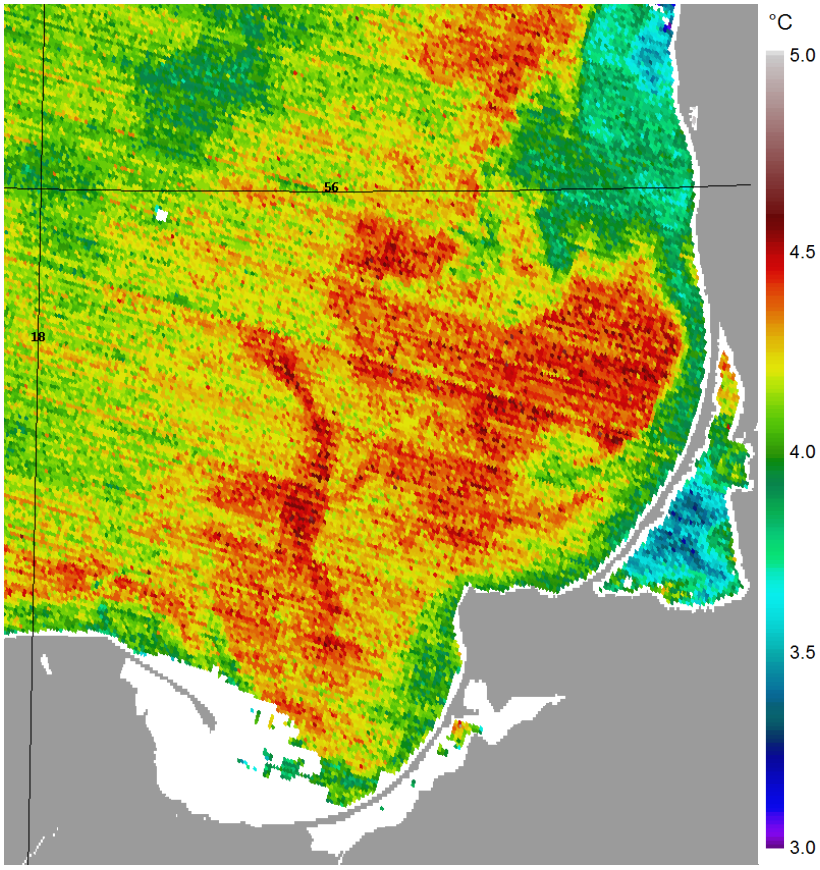
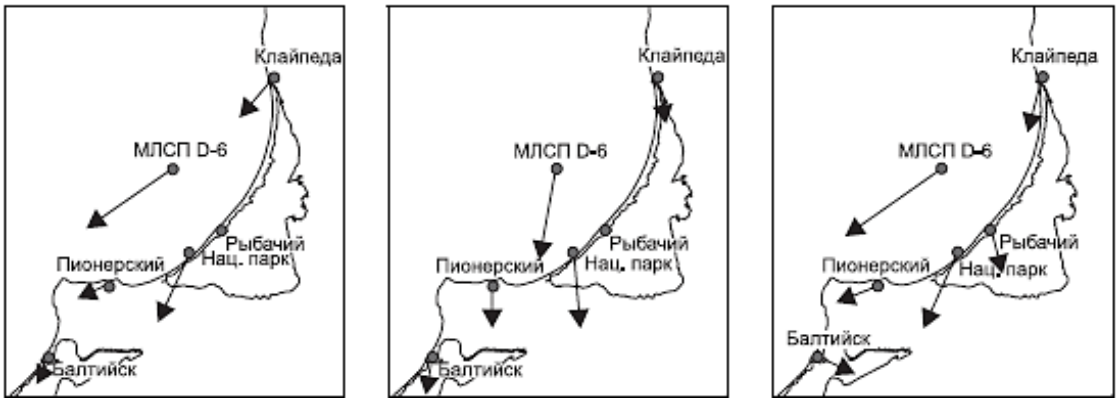


Рисунок 41 – Температура поверхности моря по данным MODIS-Terra 28.02.2008 (10:05 UTC)

В апреле и мае 2008 года концентрация хлорофилла «а» достигла рекордно высоких значений за период наблюдений и превысила средние многолетние значения в 1,5 раза (Рисунок 38). В этот период температура поверхности моря была рекордно высокой за 10-летний период наблюдений, достигала в апреле 6,5 °С и 11 °С в мае, что на 2 °С выше средних многолетних значений в апреле и мае за 2003-2012 гг. (Рисунок 38). По данным мониторинга Кравцовского нефтяного месторождения рекордно ранний прогрев воды в марте 2008 г., высокие концентрации биогенных элементов способствовали тому, что «цветение» воды на этом участке началось заметно раньше обычного. Выявленные количественные показатели развития фитопланктона в этот период на мелководье (глубины менее 50 м) оказались рекордными за все годы наблюдений (2003-2008 гг.) и составляли 1 321,96 мг/м^3 (Семенова, 2012).

Весной 2008 года господствовали антициклональные условия, преобладали северные, северо-восточные в 80 % случаев слабые и умеренные до 7 м/с (Рисунок 42, Стонт и Гущин, 2012). Такое направление ветра обусловливает сгонные явления и апвеллинг в прибрежной зоне Юго-Восточной Балтики.



а б в

Рисунок 42 – Результирующие векторы ветра по пунктам наблюдения в 2008 году: а – апрель, б – май, в - сентябрь. Масштаб 1 см – 7 м/с (Стонт и Гущин, 2012)

На серии спутниковых изображений MODIS (Рисунок 43) зафиксировано поле повышенных концентраций хлорофилла «а» - массовое «цветение» водорослей, зародившееся в Восточном Готландском бассейне. С 20 по 24 апреля преобладали северные и северо-восточные ветры, а с 24 по 29 апреля - юго-восточные слабые и умеренные ветры (5-7 м/с). При такой гидрометеорологической ситуации с 20 апреля поверхностные воды района Литвы и Латвии, содержащие высокие концентрации хлорофилла «а» (14-15 мг/м^3), под воздействием северо-восточного ветра подверглись сгону в направлении Гданьского бассейна (Рисунок 43), что в совокупности с хорошим прогревом поверхности воды, вероятно, определило интенсивную вегетацию фитопланктона, и в дальнейшем обусловило наличие высоких концентраций хлорофилла «а» во всем районе исследования в течение апреля и мая (Рисунок 38). В мае скорость ветра не превышала 4 м/с, что способствовало установлению штилевых условий и массовому развитию фитопланктона.

Июльский (5,8 мг/м3) и сентябрьский (3,8 мг/м3) пики концентрации хлорофилла «а» 2008 года также выделаются на фоне остальных лет как одни из наиболее максимальных (Рисунок 38). Июльский максимум совпадает с максимальным прогревом поверхностного слоя воды в этот период. В сентябре наблюдается аналогичная апрелю гидрометеорогическая ситуация, при которой северо-восточный ветер мог способствовать сгону биогенных веществ из прибрежной зоны, активному перемешиванию вод, что в результате повлекло активную вегетацию фитопланктона и высокие концентрации хлорофилла «а» в этот период (Рисунок 38, 43). По данным, полученным в рамках мониторинга Кравцовского месторождения, специалистами АтлантНИРО установлено, что наиболее массовое развитие *Aphanizomenon flos-aquae* за период 2003-2008 гг. наблюдалось в теплый 2008 г. (Семенова, 2012).

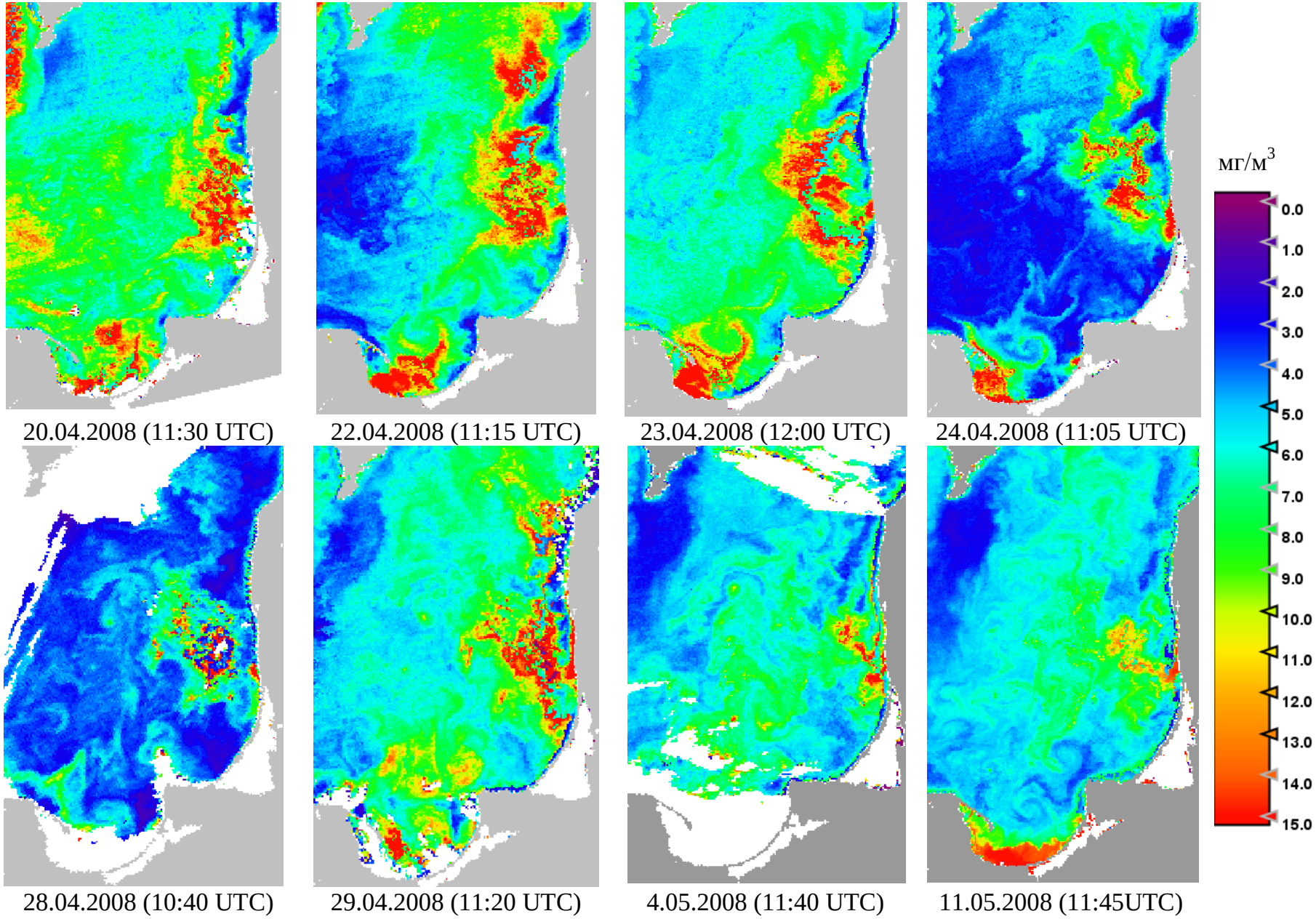


Рисунок 43 – Концентрация хлорофилла «а» в центральной части Балтийского моря, апрель-май 2008 г. по данным MODIS-Aqua

Зимой 2010 года юго-восточная часть Балтийского моря оказалась под влиянием обширного сибирского антициклона. С конца января и до второй половины марта в прибрежной зоне распространялись устойчивые ледовые поля (Stont et al., 2012). Эта ситуация нашла подтверждение в данных по температуре поверхности моря (Рисунок 38). Зима 2010 года характеризуется низкой температурой поверхности моря (в среднем за январь-март 1,8 °С).

В апреле по мере освобождения прибрежной акватории ото льда и начала вертикального перемешивания отмечается интенсивный рост концентрации хлорофилла «а». В июне 2010 года господствуют северные, западные и северо-западные ветры, в 70 % случаев слабые, в июле наблюдаются ветры тех же румбов, в 70 % случаев слабые и умеренные. Температура поверхности моря в июне и июле достигает соответственно 16,5 °С и 20,7 °С. Штилевые условия и высокая температура поверхности моря определяют максимум концентрации хлорофилла «а» в этот период.

Следует отметить, что лето 2010 года характеризуется максимальными значениями температуры поверхности моря за весь период 2003-2012 гг. и высокими концентрациями хлорофилла «а» (Рисунок 38). Среднегодовая температура поверхности моря в 2010 году (12,5 °С) является одной из самых высоких за 10 лет (Рисунок 40, Таблица 15), что нашло отражение в максимальном среднегодовом значении концентрации хлорофилла «а», составившем 4,7 ± 1,5 мг/м^3 (Рисунок 38, Рисунок 40, Таблица 15).

Таблица 15 – Средние за год значения концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря в 2003-2012 гг.

Год	Концентрация хлорофилла «а», мг/м^3	Температура поверхности моря, °С
2003	3,1 ± 1,3	9,4 ± 0,4
2004	3,4 ± 1,3	10,8 ± 0,4
2005	3,6 ± 1,2	11,3 ± 0,5
2006	3,2 ±1,3	12,3 ± 0,6
2007	3,4 ± 1,3	10,7 ± 0,6
2008	4,7 ± 0,8	10,5 ± 0,3
2009	3,7 ± 1,2	10,8 ± 0,5
2010	4,7 ± 1,5	12,5 ± 0,7
2011	3,7 ± 1,2	10,8 ± 0,7
2012	3,2 ± 1,3	10,5 ± 0,4
Среднее	**3,7 ± 0,6**	**11,0 ± 0,9**

Таким образом, межгодовой максимум концентрации хлорофилла «а» 2008 года определялся ранним прогревом поверхности воды весной и сгоном высокоэвтрофных вод с Восточного Готландского бассейна, а второй максимум концентрации хлорофилла «а» 2010 года обусловлен наибольшими среднедекадными значениями температуры поверхности моря. Максимумы концентрации хлорофилла «а» 2008 и 2010 годов вносят существенный вклад в общую тенденцию роста концентрации хлорофилла «а» в регионе (раздел 3.4, Рисунок 49, Таблица 17).

Пространственное распределение хлорофилла «а» во все годы характеризуется повышенными величинами в прибрежных районах (Рисунок 44). Здесь создаются наиболее благоприятные гидрологические и гидрохимические условия для вегетации фитопланктона. В весенний период это обусловлено лучшим прогревом воды, а летом более высоким содержанием биогенных элементов в слое фотосинтеза за счет хорошего перемешивания вод.

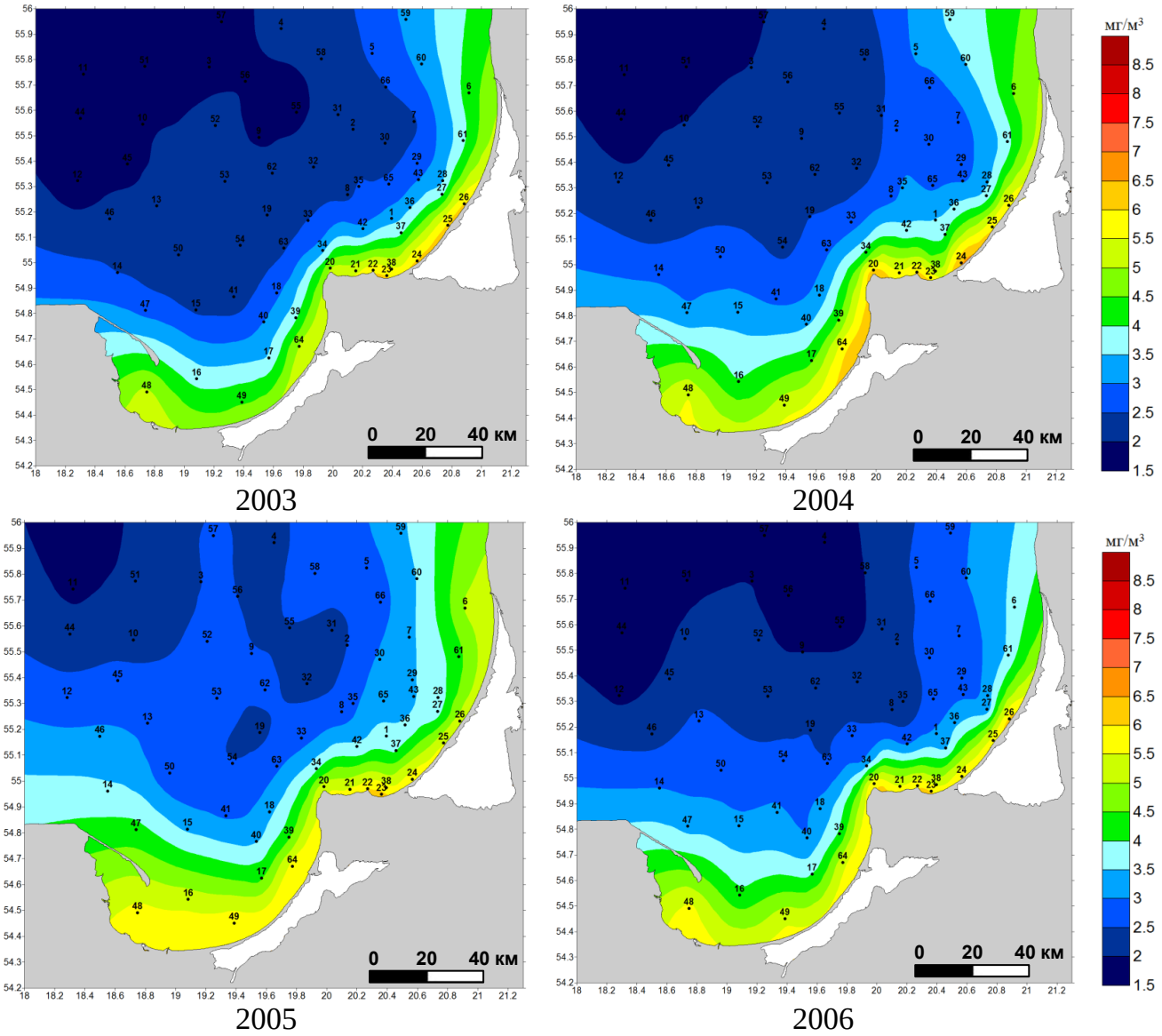


Рисунок 44 – Пространственное распределение среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» за 2003-2012 гг. (по всем месяцам года)

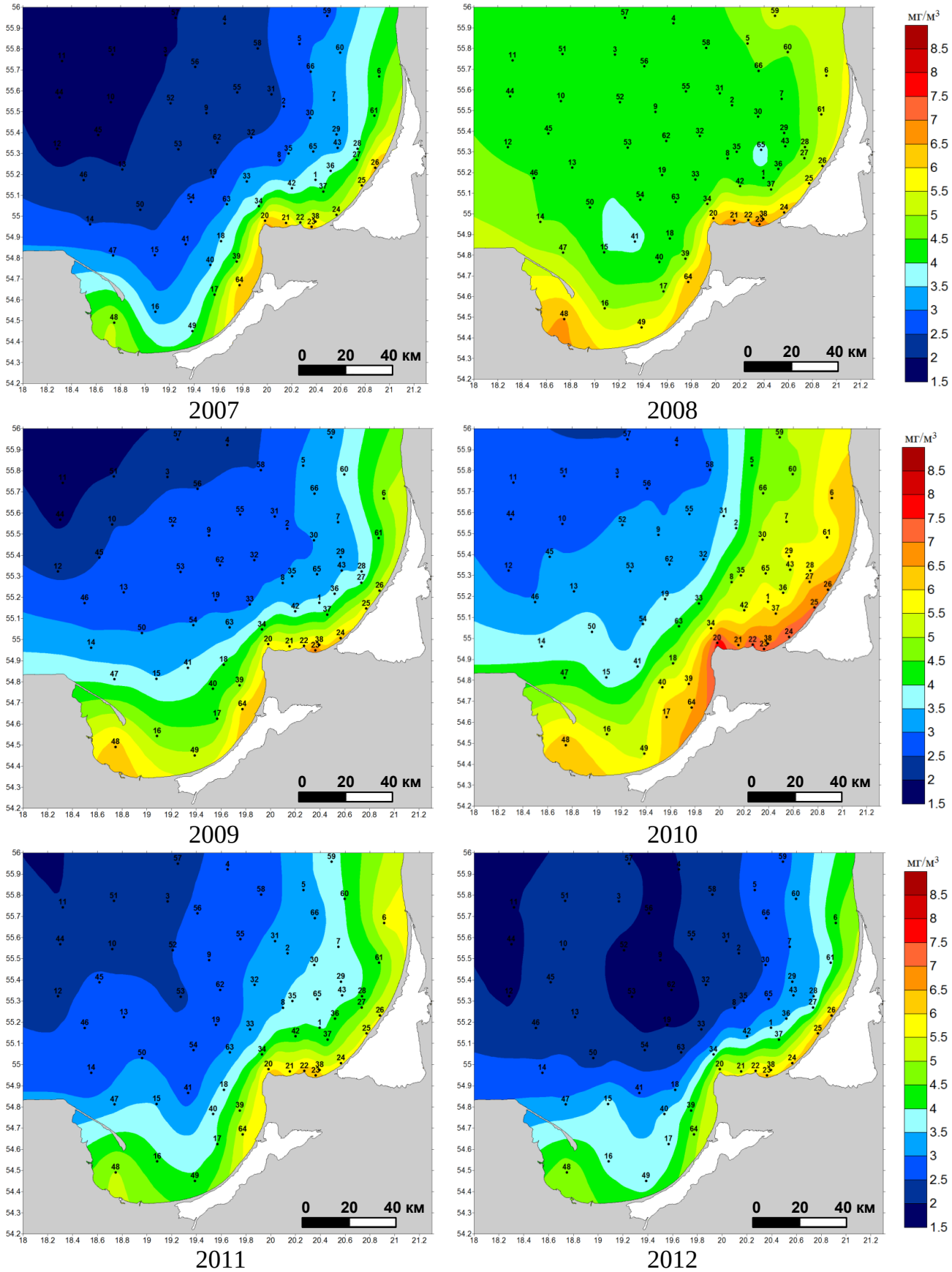
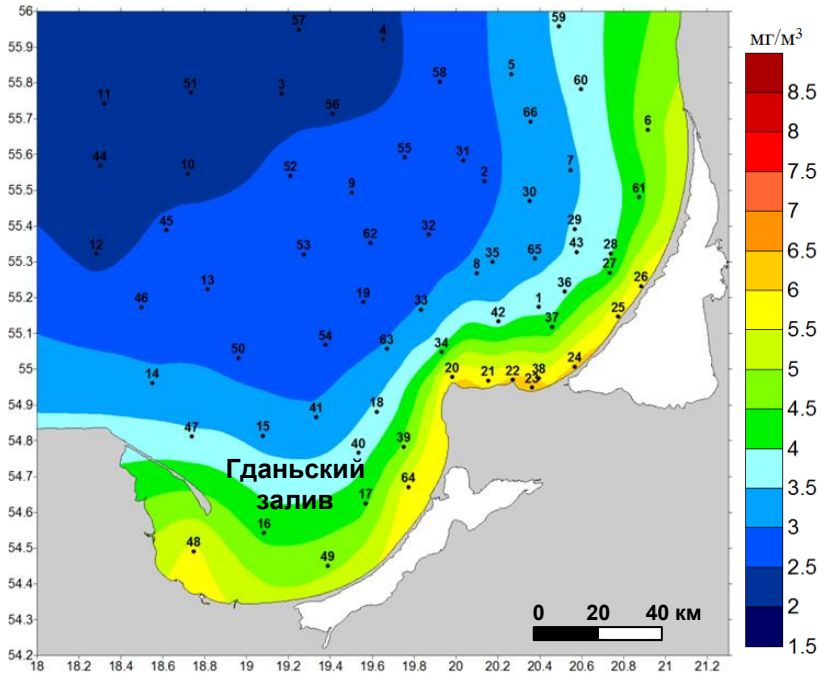


Рисунок 44 – Пространственное распределение среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» за 2003-2012 гг. (по всем месяцам года) (продолжение)



среднедекадные значения концентрации хлорофилла «а»

Рисунок 44 – Пространственное распределение среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» за 2003-2012 гг. (по всем месяцам года) (продолжение)

Распределение средних значений концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) позволяет проследить межгодовую изменчивость областей выноса рек и каналов с максимальными концентрациями хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике (Рисунок 45).

Средняя многолетняя концентрация хлорофилла «а» в районе Балтийского канала и выноса р. Вислы в Гданьском заливе составляет 6,5-7 мг/м^3, а в районе Клайпедского канала – 5,5-6 мг/м^3 (Рисунок 45). В 2003, 2006, 2007 гг. наблюдаются минимальные концентрации хлорофилла «а» в данных районах (концентрация хлорофилла «а» не превышала 6 мг/м^3) (Рисунок 45). В свою очередь в 2007 году отмечен минимальный по распространению в сторону открытого моря и концентрациям хлорофилла «а» район стока р. Вислы. Минимальная область распространения и концентрации хлорофилла «а» в районе выхода вод из Балтийского и Клайпедского каналов отмечена в 2003 и 2006 гг.

Максимальные значения концентрации хлорофилла «а» в устье Вислы отмечены в 2005 и 2008 гг., когда концентрация хлорофилла «а» достигала 7,5 и 8,5 мг/м^3 соответственно. В 2008 и 2010 гг. зафиксированы максимальные среднегодовые значения концентрации хлорофилла «а» в области выноса вод из Балтийского и Клайпедского каналов, составляющие 7,5 мг/м^3, в этот же период отмечена максимальная степень их распространения в Юго-Восточной Балтике (Рисунок 45).

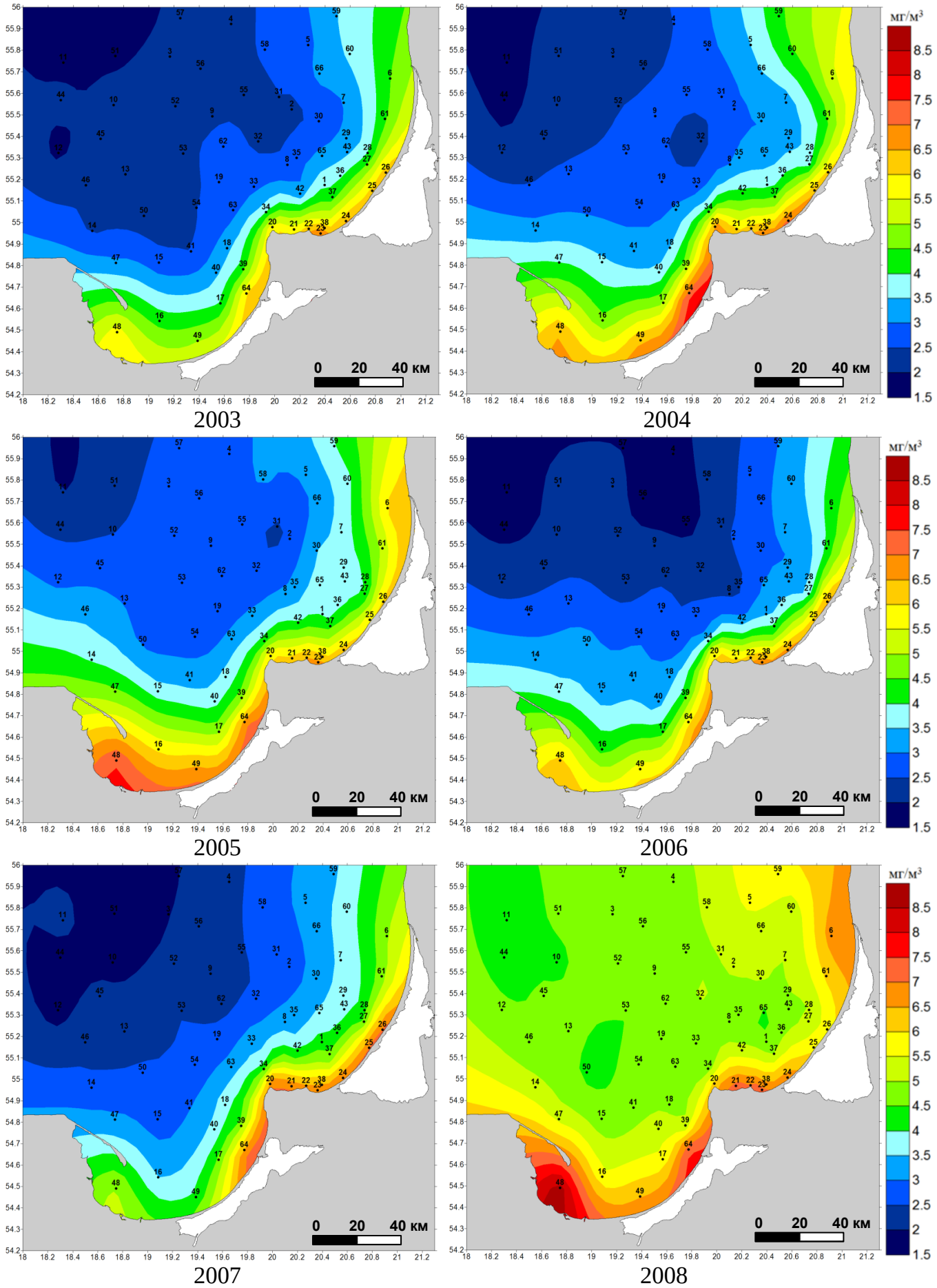
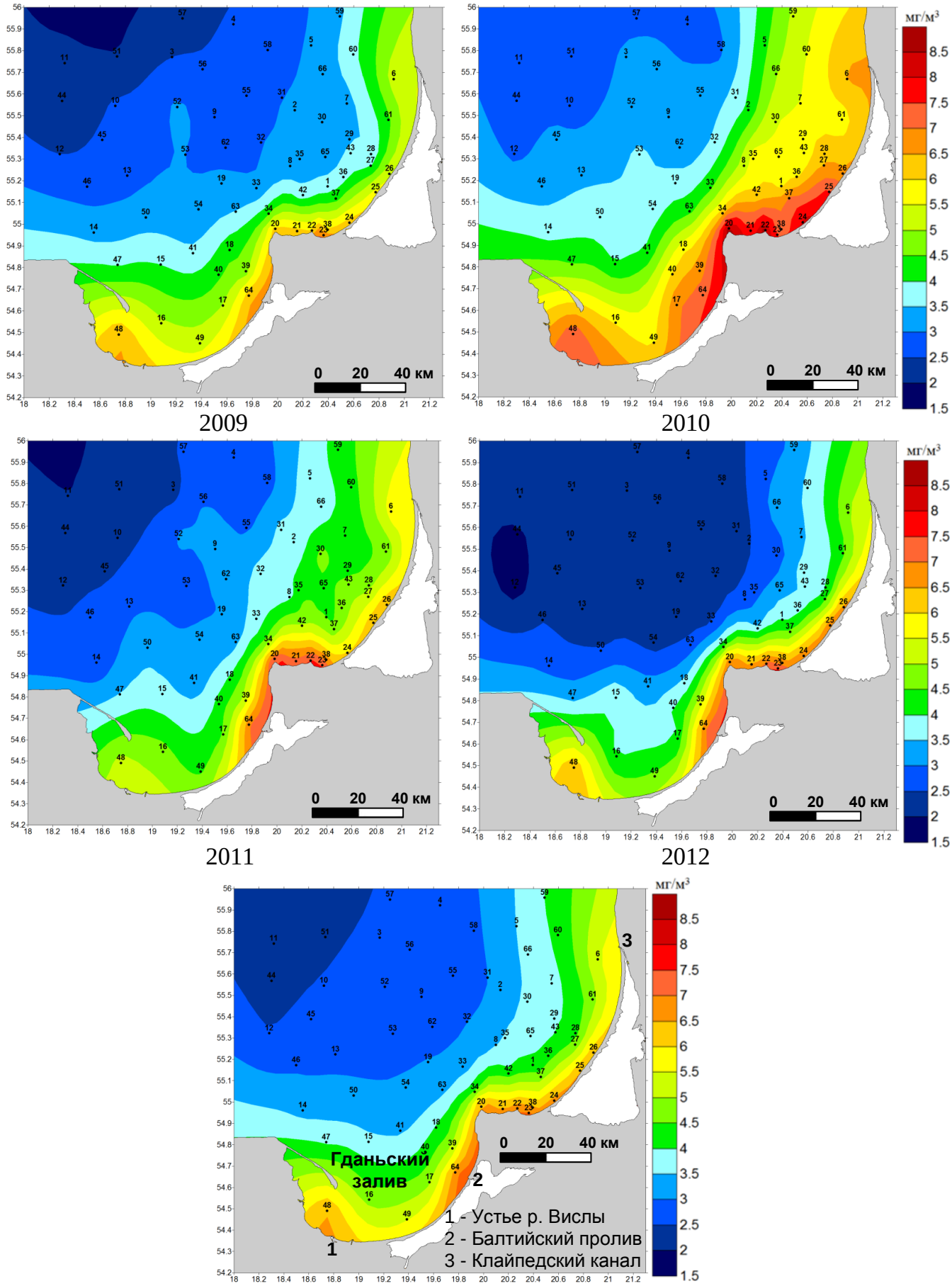


Рисунок 45 – Пространственное распределение среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) 2003-2012 гг.



среднедекадная концентрация хлорофилла «а»

Рисунок 45 – Пространственное распределение среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) 2003-2012 гг. (продолжение)

Использование регионального алгоритма расчета концентрации хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике позволило уточнить картину распределения значений данного параметра в этой акватории, приведенную авторами (Рисунок 6, Lindgren, Hakanson, 2007). Согласно Рисунку 6 средняя за вегетационный период концентрация хлорофилла «а» в отдаленном от берега глубоководном районе Юго-Восточной Балтики составляет 2-6 мг/м^3, в прибрежной зоне наблюдается средняя концентрация 6-20 мг/м^3, причем в Гданьском заливе отмечены значения более 20 мг/м^3. На картах распределения среднедекадных значений концентрации хлорофилла «а» (Рисунок 44, 45) глубоководный район характеризуется концентрациями хлорофилла «а» от 1,5 до 3 мг/м^3, в прибрежной зоне величина данного параметра не превышает 8,5 мг/м^3, в Гданьском заливе значений более 20 мг/м^3 не обнаружено.

3.3. Пространственное распределение

Рассмотрены 3 профиля, позволяющие проследить изменчивость концентрации хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике с удалением от берега и увеличением глубины (Рисунок 46).

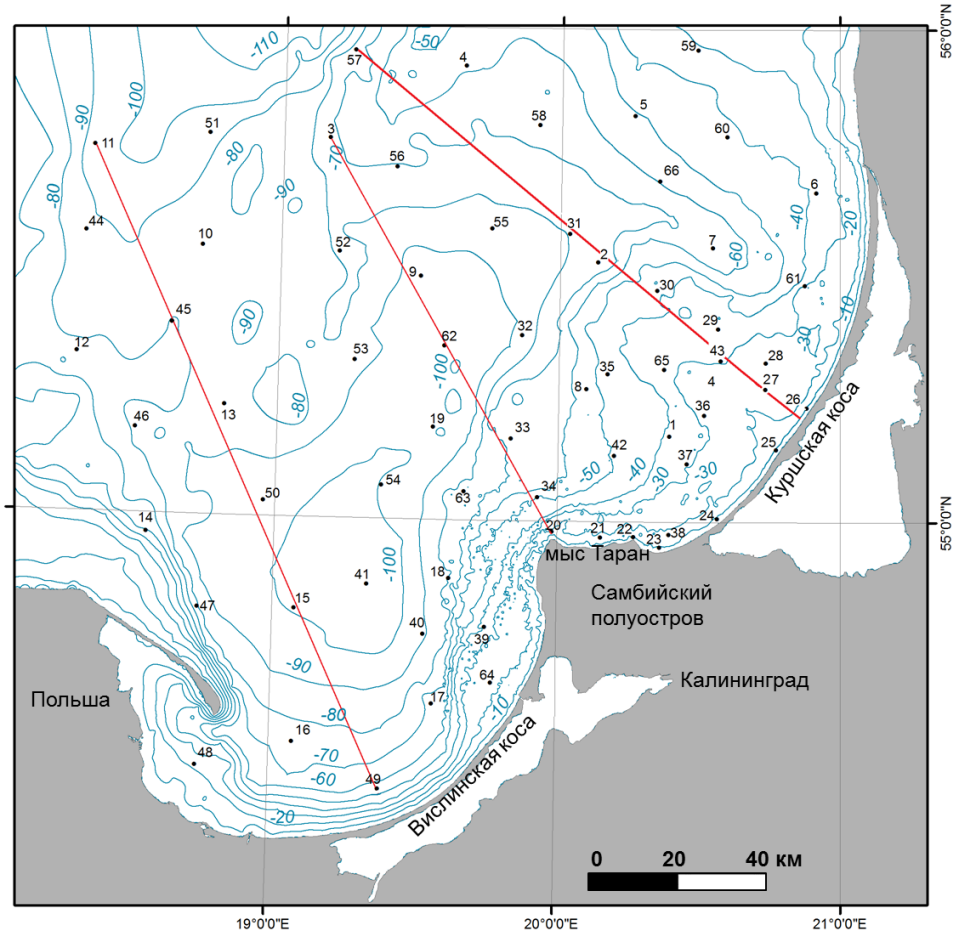


Рисунок 46 – Расположение профилей концентрации хлорофилла «а»

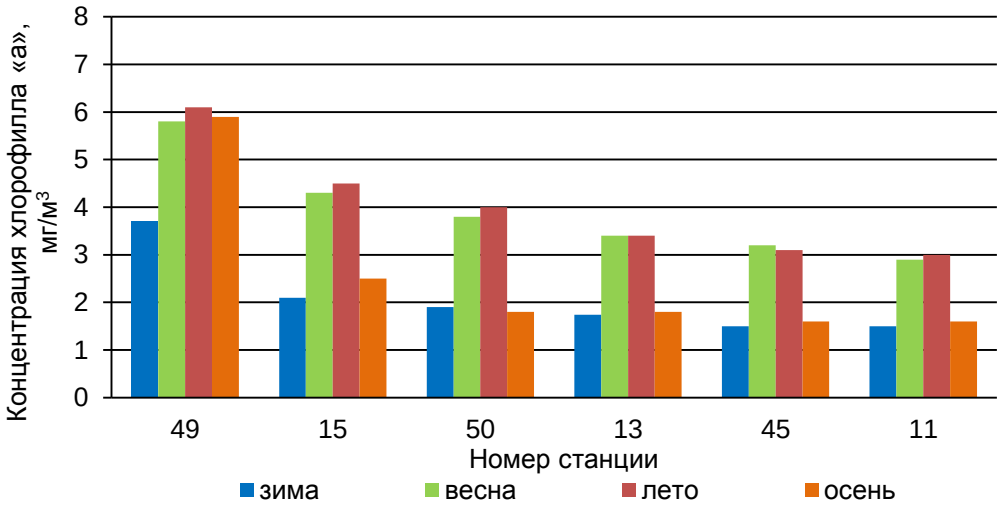
Профиль № 1 находится в юго-западной части района исследований, простирается на 166 км от глубин 55 м до 100 м. Профиль № 2 расположен в центральной части района, на северо-запад от мыса Таран на 104,2 км от глубин ~20 м до 75-97 м. Профиль № 3 общей протяженностью 130 км расположен в восточной части района, проложен от побережья Куршской косы (глубина 10 м) на северо-запад до 75-80 м глубины (Таблица 16).

Таблица 16 – Характеристика профилей концентрации хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике

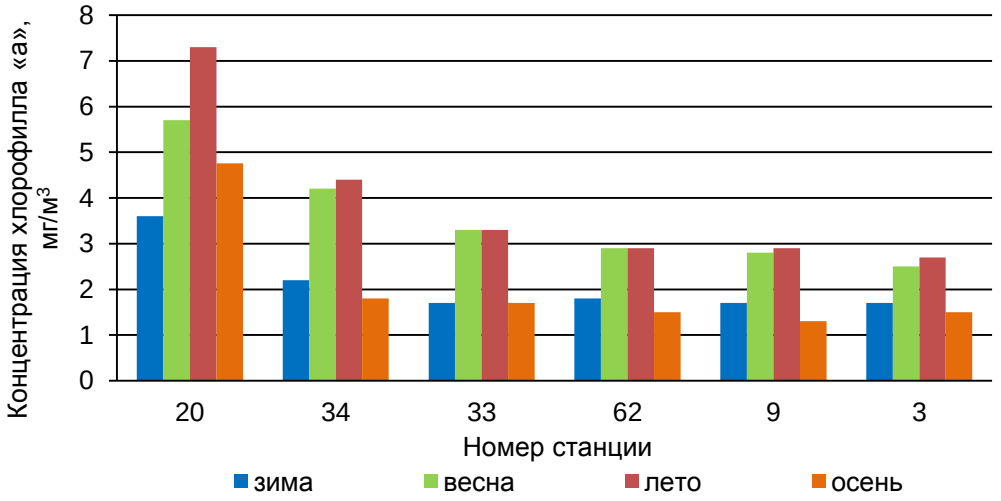
№ станции	Расстояние от берега, км	Глубина, м
Профиль № 1		
49	8,1	55
15	51,5	102
50	78	97
13	101,5	88
45	123,5	83
11	166	100
Профиль № 2		
20	1,9	18
34	10,3	50
33	24,8	67
62	50,2	97
9	66,7	95
3	104,2	75
Профиль № 3		
26	1,8	10
27	11	25
43	23	32
30	44,5	45
2	59	73
31	66,8	80
57	130	75

Пространственное распределение концентрации хлорофилла «а» характеризуется повышенными значениями в прибрежной зоне во все сезоны года. Зимой концентрация хлорофилла «а» достигает 3,6-3,8 мг/м^3, весной 5,8 мг/м^3, летом 6-7 мг/м^3, осенью 4,7-5,8 мг/м^3 (Рисунок 47). Это относится к мелководным станциям 20 и 26, удаленным на ~2 км (северное побережье Самбийского полуострова и Куршской косы) и более глубоководной и удаленной на 8 км от берега станции 49. Прибрежная зона отличается от открытых районов моря лучшим прогревом воды весной и летом, более высоким содержанием биогенных элементов за счет активного перемешивания вод. Распространение высоких концентраций хлорофилла «а» на большем удалении от берега в районе побережья Поморского воеводства Польши и Вислинской косы, вероятно, определяется повышенным поступлением биогенных

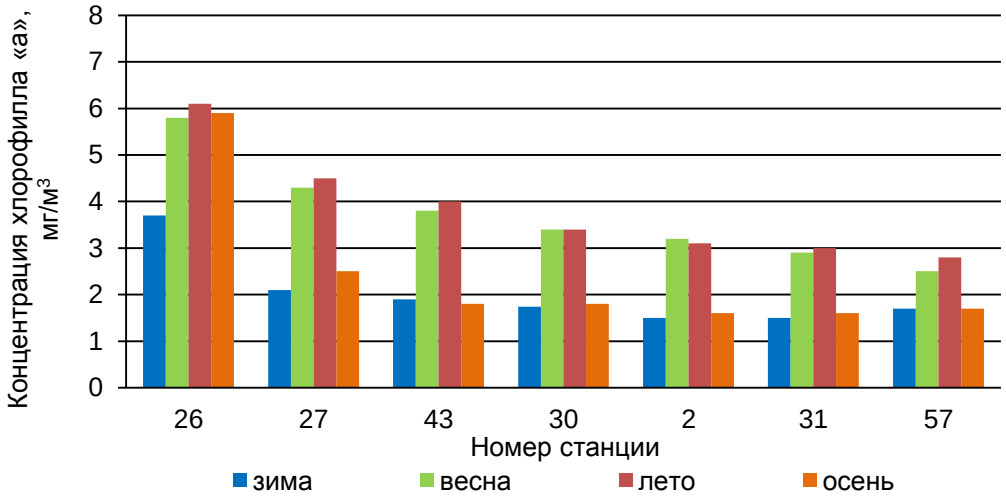
веществ со стоком крупной реки Вислы и сточными водами приморских населенных пунктов, ведущих активную рекреационную деятельность круглый год.



а



б



в

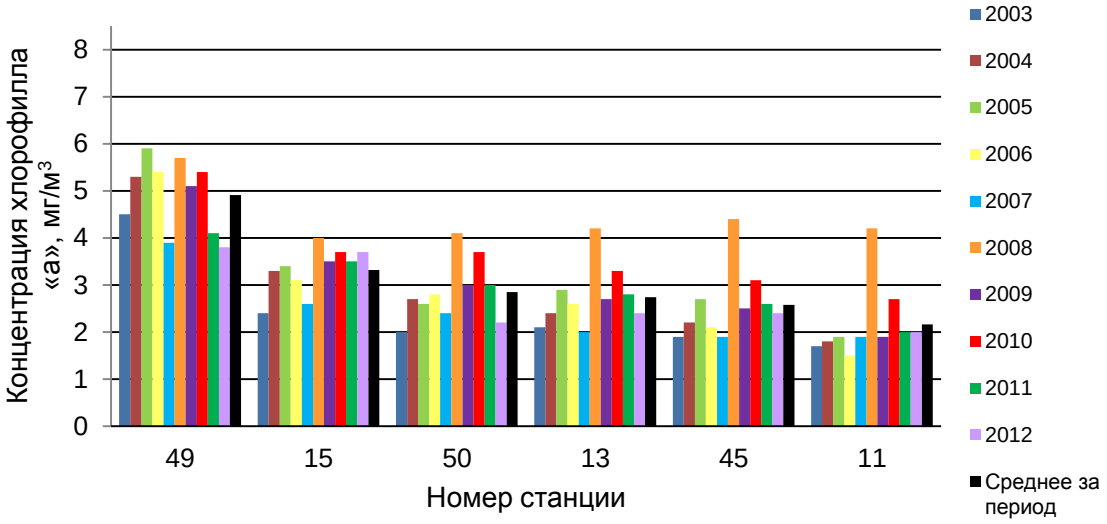
Рисунок 47 – Сезонные изменения концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое Юго-Восточной Балтики (средние для 2003-2012 гг.) вдоль профилей: а – профиль № 1, б - профиль № 2, в -профиль № 3

По мере удаления от берега концентрации хлорофилла «а» снижаются и составляют в среднем 2 мг/м^3 зимой, 4,2 мг/м^3 весной, 4,5 мг/м^3 летом, а осенью 2-2,5 мг/м^3. Такие же концентрации хлорофилла «а» характерны для станций 15 и 50, удаленных на расстояние 50-70 км от побережья Вислинской косы (глубина 100м), станции 34, находящейся в 11 км от мыса Таран, и станций 27 и 43, расположенных в 11-23 км от побережья Куршской косы (Рисунок 47).

Дальнейшее увеличение глубины и расстояния от берега приводит к плавному снижению концентрации хлорофилла «а» до 1,5-1,8 мг/м^3 зимой, 2,5-3,3 мг/м^3 весной, 3 мг/м^3 летом, а осенью 1,5 мг/м^3, что наблюдается на удалении 100 км от берега в западной части акватории (станции 13, 45, 11), 25 км в центральной части (станции 33, 62, 9, 3) и 45 км от Куршской косы в северо-восточной части акватории (станции 30, 2, 31, 57) (Рисунок 47).

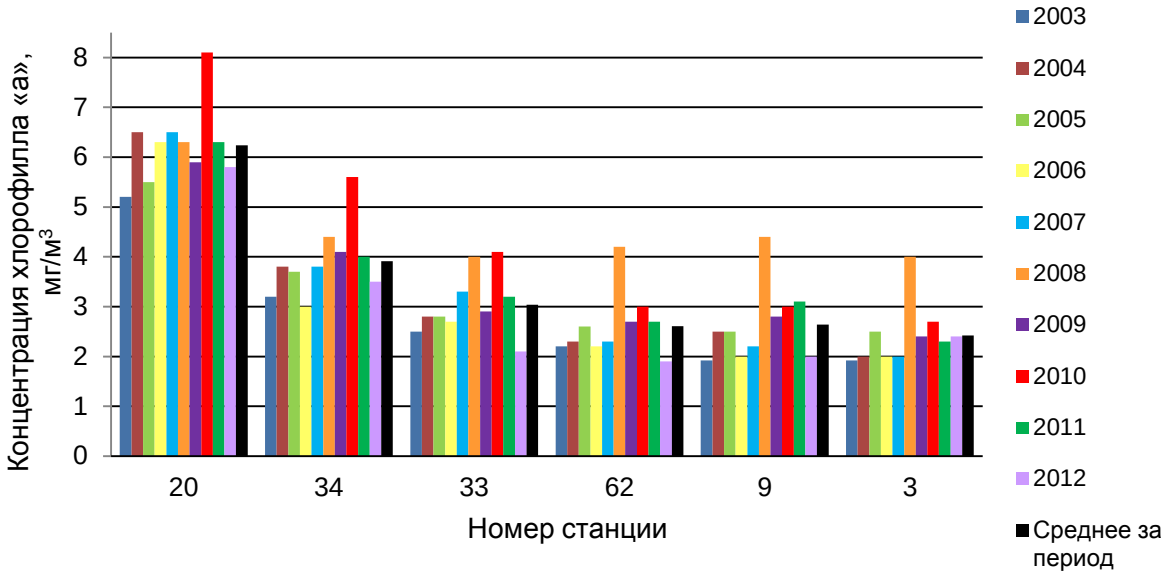
Средние многолетние значения концентрации хлорофилла «а» за период 2003-2012 гг. также уменьшаются по мере удаления от берега, достигая максимума (6 мг/м^3) в 2 км от побережья до глубин 20 м и минимума (2,3 мг/м^3) на удалении более 100 км от берега и на глубинах более 75 м (Рисунок 48).

Максимальные значения концентрации хлорофилла «а» в прибрежной и среднеглубокой зонах отмечены в 2010 г. (на глубинах от 1,8 м до 67 м). На глубинах более 75-100 м и на удалении от берега более 50 км максимум концентрации хлорофилла «а» пришелся на 2008 год, что подтверждает вывод о вероятном сносе поля высоких концентраций хлорофилла «а» с акватории Восточного Готландского бассейна.

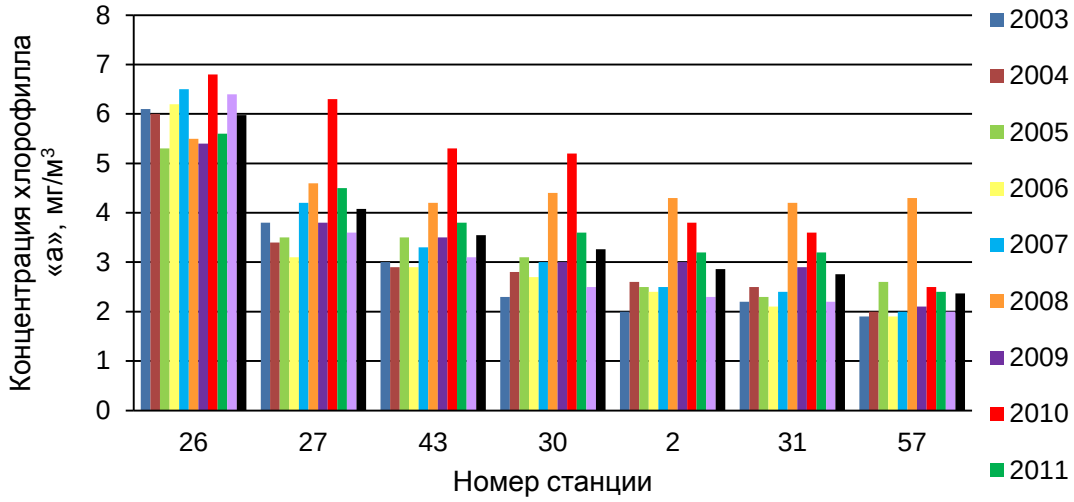


а

Рисунок 48 – Межгодовые изменения концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое Юго-Восточной Балтики вдоль профилей:
а – профиль № 1, б - профиль № 2, в - профиль № 3



б



в

Рисунок 48 – Межгодовые изменения концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое Юго-Восточной Балтики вдоль профилей:
а – профиль № 1, б - профиль № 2, в - профиль № 3 (продолжение)

Таким образом, в пространственном распределении концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое юго-восточной части Балтийского моря выявлен циркумконтинентальный тип зональности. Средние многолетние значения концентрации хлорофилла «а» за период 2003-2012 гг. имеют максимум (6 мг/м^3) в 2 км от побережья до глубин 20 м, уменьшаются по мере удаления от берега, достигая минимума на расстоянии более 100 км от берега на глубинах более 75 м, где концентрации хлорофилла «а» в 1,5-2 раза ниже прибрежных значений и в среднем составляют 2,3 мг/м^3.

Полоса повышенных концентраций хлорофилла «а» (> 4 мг/м^3) как в отдельные сезоны, так и в среднем за 10 лет, расположена в прибрежной зоне, причем дальше всего распространяется в открытое море в Гданьском заливе у побережья Польши и Вислинской косы (на расстояние 28 км от берега), менее широко представлена в восточной части акватории вдоль побережья Куршской косы (удаление от берега на 13-20 км) и ближе всего (11 км) примыкает к берегу в центральной части акватории на северо-запад от мыса Таран, что прослеживается на Рисунках 44 и 45.

3.4. Тенденции развития эвтрофикации

Для расчета долговременных трендов изменения концентрации хлорофилла «а» в районе исследования использовалась линейная аппроксимация временных рядов методом наименьших квадратов. Оценка значимости коэффициентов линейной зависимости, а также достоверности полученных результатов, осуществлялась с помощью t-критерия Стьюдента. Дополнительно проводилась сплайновая интерполяция данных для получения рядов с равномерным временным шагом и последующим выявлением долгопериодных колебаний.

Согласно Таблице 17 за десятилетний период наблюдений (2003-2012 гг.) по спутниковым данным MODIS (Aqua и Terra) отмечена положительная тенденция роста концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря. Ежегодно концентрации хлорофилла «а» увеличивается на 0,09 ± 0,04 мг/м^3. Прирост концентрации хлорофилла «а» за десятилетний период наблюдений составил 0,9 ± 0,4 мг/м^3.

Наибольший прирост концентрации хлорофилла «а» в районе исследований, превышающий среднее значение линейного тренда по всем станциям в 2 раза, отмечен на станциях 7, 20 и 30. Удаленные на 45 км от берега станции 7 и 30, по-видимому, отражают процесс периодического сгона поля высокоэвтрофных вод с севера и северо-востока Балтийского моря, подобного тому, который произошел в 2008 году (раздел 3.2).

Станция 20 находится в прибрежной мелководной зоне, удалена от берега на 1,8 км, максимальный тренд концентрации хлорофилла «а» в этом районе, вероятно, обусловлен благоприятными гидрологическими и гидрохимическим условиями для развития фитопланктона и поступлением загрязняющих веществ с суши (Рисунок 49, Таблица 17).

Таблица 17 – Линейные тренды концентрации хлорофилла «а» за 2003-2012 гг.

Станция № п/п	Среднее	Тренд		t –распределение (Fisher, Yates, 1963)	Уровень значимости (α) (Fisher, Yates, 1963)
		мг/м^3/год	мг/м^3/10 лет		
1	3,9 ± 2,5	0,14	1,35	4,422	0,001
2	2,9 ± 2,3	0,14	1,41	5,052	0,001
3	2,4 ± 1,9	0,08	0,83	3,4	0,001
4	2,5±2,2	0,03	0,29	1,079	➢ 0,05
5	3,3 ± 2,5	0,11	1,11	3,55	0,001
6	5,5 ± 3,7	0,10	1,03	2,202	0,05
7	3,6 ± 2,7	0,17	1,73	5,125	0,001
8	3,1 ± 2,2	0,12	1,24	4,534	0,001
9	2,6 ± 2,0	0,07	0,69	2,787	0,005
10	2,4 ± 1,8	0,07	0,65	2,832	0,005
11	2,2 ± 1,9	0,09	0,95	3,944	0,001
12	2,5 ± 2,1	0,06	0,57	2,158	0,05
13	2,7 ± 2,0	0,07	0,68	2,756	0,005
14	3,1 ± 2,3	0,03	0,25	0,928	> 0,05
15	3,4 ± 2,5	0,11	1,11	3,598	0,001
16	4,8 ± 3,4	0,03	0,32	0,759	> 0,05
17	4,7 ± 3,3	0,09	0,89	2,135	0,05
18	3,7 ± 2,6	0,12	1,15	3,545	0,001
19	2,8 ± 2,2	0,04	0,44	1,52	> 0,05
20	6,8 ± 3,8	0,18	1,83	3,749	0,001
21	6,4 ± 3,7	0,11	1,12	2,275	0,05
22	6,6 ± 3,5	0,15	1,45	2,57	0,005
23	7,3 ± 4,0	0,07	0,65	1,051	> 0,05
24	6,7 ± 3,3	0,03	0,33	0,727	> 0,05
25	6,3 ± 3,0	0,11	1,05	2,276	0,05
26	6,2 ± 3,0	0,05	0,50	1,034	> 0,05
27	4,1 ± 2,5	0,13	1,26	3,983	0,001
28	3,9 ± 2,6	0,11	1,08	3,371	0,001
29	3,6 ± 2,5	0,13	1,30	4,224	0,001
30	3,3 ± 2,5	0,17	1,66	5,38	0,001
31	2,8 ± 2,2	0,11	1,12	4,244	0,001
32	2,7 ± 2,2	0,09	0,95	3,54	0,001
33	3,0 ± 2,3	0,06	0,58	2,189	0,05
34	4,0 ± 2,8	0,13	1,31	3,772	0,001
35	3,3 ± 2,4	0,12	1,17	3,93	0,001
36	3,9 ± 2,5	0,10	0,98	3,237	0,005

37	4,3 ± 2,7	0,12	1,17	3,452	0,001
38	6,0 ± 3,3	0,09	0,95	2,124	0,05
39	4,7 ± 3,2	0,16	1,56	3,92	0,001
40	3,8 ± 2,7	0,14	1,43	4,287	0,001
41	3,2 ± 2,6	0,08	0,83	2,612	0,005
42	3,8 ± 2,7	0,11	1,13	3,455	0,001
43	3,7 ± 2,7	0,11	1,08	3,211	0,01
44	2,3 ± 1,9	0,06	0,61	2,539	0,01
45	2,5 ± 1,9	0,10	1,01	4,241	0,001
46	2,8 ± 2,2	0,07	0,72	2,565	0,01
47	3,9 ± 2,9	0,08	0,76	2,081	0,05
48	6,3 ± 3,8	0,05	0,46	0,884	> 0,05
49	5,6 ± 3,7	0,00	0,04	0,097	> 0,05
50	2,9 ± 2,1	0,11	1,06	3,981	0,001
51	2,3 ± 2,0	0,10	0,98	3,922	0,001
52	2,7 ± 2,1	0,08	0,76	2,936	0,005
53	2,7 ± 2,1	0,04	0,37	1,492	> 0,05
54	2,9 ± 2,2	0,08	0,76	2,837	0,005
55	2,7 ± 2,2	0,10	1,00	3,743	0,001
56	2,6 ± 2,1	0,07	0,72	2,754	0,005
57	2,5 ± 2,0	0,09	0,86	3,269	0,005
58	2,7 ± 2,1	0,03	0,32	1,165	> 0,05
59	3,8 ± 2,6	0,03	0,32	1,738	0,05
60	3,9 ± 2,7	0,10	1,00	2,927	0,005
61	4,4 ± 2,9	0,12	1,19	3,289	0,01
62	2,8 ± 2,3	0,04	0,40	1,44	> 0,05
63	3,1 ± 2,3	0,07	0,73	2,553	0,01
64	6,7 ± 3,8	0,09	0,91	1,818	0,05
65	3,5 ± 2,5	0,16	1,57	4,89	0,001
66	3,5 ± 2,7	0,14	1,39	4,144	0,001
Среднее		0,09 ± 0,04	0,9 ± 0,4		

Станция 49 (Рисунок 49, Таблица 17) демонстрирует минимальный ежегодный прирост концентрации хлорофилла «а» близкий к нулю, что не подтверждается известными литературными данными (Wasmund et al., 2001). Станция расположена в районе выноса распресненных вод реки Вислы с повышенным содержанием питательных веществ и растворенного органического вещества. Доверительная вероятность менее 75 %, причиной чего является некорректная работа регионального алгоритма в данном районе.

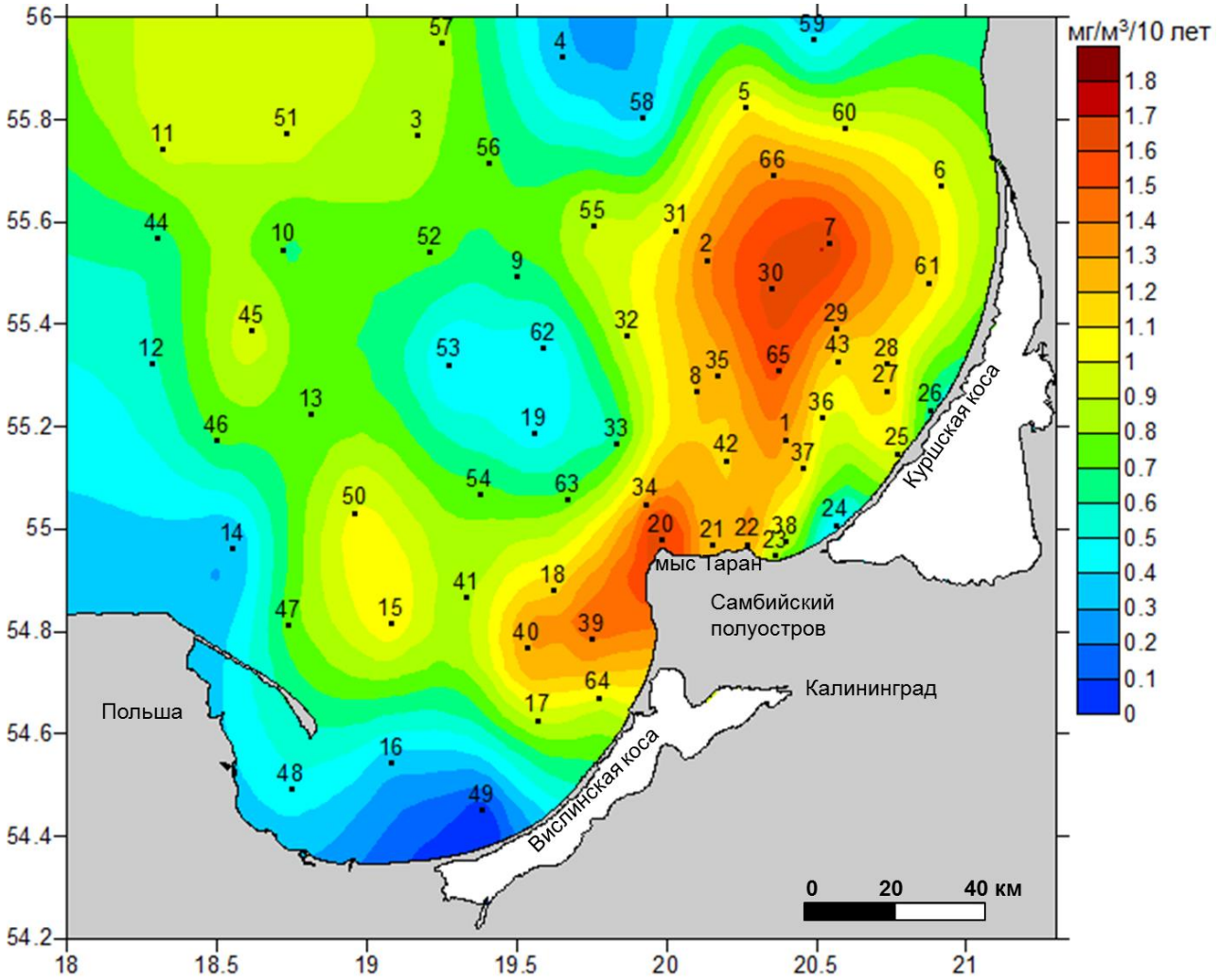


Рисунок 49 – Пространственное распределение значений линейных трендов концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным MODIS за 2003-2012 гг.

В наиболее удаленном от береговой линии районе Юго-Восточной Балтики заметно выделяется зона довольно активного прироста концентрации хлорофилла «а» (станции 3, 11, 45, 51, 57) со значениями трендов от 0,83 мг/м^3 до 0,98 мг/м^3 за декаду. Данный район характеризуется минимальными среднегодовыми значениями концентрации хлорофилла «а», граничит с Готландским бассейном и отражает уровень эвтрофирования в центральной части Балтийского моря. В связи с ростом концентрации хлорофилла «а» в данном районе, в будущем вероятным сценарием может стать расширение области повышенных концентраций хлорофилла «а» в Юго-Восточной Балтике.

В сезонном аспекте (рассматриваются биологические сезоны, предложенные авторами Wasmund, Ulig, 2003) отмечено относительно равномерное увеличение концентрации хлорофилла «а» во все периоды. Осенью значение тренда максимально и составляет 1,0 ± 0,6 мг/м^3/10 лет (Таблица 18). Наименьшее значение линейного

тренда характерно для летнего периода - 12 станций из 66 показывают отрицательный прирост концентрации хлорофилла «а».

Таблица 18 – Линейные тренды концентрации хлорофилла «а» по сезонам за 2003-2012 гг. (рассматриваются биологические сезоны согласно Wasmund, Ulig, 2003)

Станция № п/п	Тренд (мг/м^3/10 лет)							
	Зима (январь-февраль)		Весна (март-май)		Лето (июнь-сентябрь)		Осень (октябрь-декабрь)	
	Среднее	± σ	Среднее	± σ	Среднее	± σ	Среднее	± σ
1	0,9	1,3	1,3	1,9	0,7	2,3	0,6	1,7
2	1,1	1,4	2,0	2,0	-0,1	1,9	2,0	1,7
3	0,3	1,6	0,8	1,7	0,3	2,0	1,9	1,5
4	1,0	1,4	0,8	1,8	-1,0	2,6	1,6	1,2
5	1,1	1,4	1,5	2,0	-0,2	2,1	0,6	1,7
6	0,6	1,9	0,7	2,2	0,5	3,1	1,3	1,9
7	1,3	1,3	1,7	2,1	0,8	2,4	1,6	2,0
8	1,1	1,5	1,6	1,9	0,6	2,3	1,1	1,6
9	0,7	1,6	1,0	1,9	0,2	2,0	0,7	1,6
10	1,0	1,6	0,6	1,6	0,3	2,0	0,6	1,1
11	0,4	1,6	0,2	1,6	1,6	1,8	1,0	1,1
12	0,1	1,3	0,1	1,7	1,2	2,2	1,0	1,3
13	0,4	1,5	0,5	1,6	0,7	2,1	0,8	2,1
14	0,1	1,9	0,4	1,9	0	2,2	-0,1	5,4
15	0,4	1,6	1,1	2,0	0,4	2,5	2,7	2,6
16	-0,3	2,3	-0,3	2,3	0,6	2,8	1,3	2,3
17	-0,3	1,8	0,7	2,3	0	2,6	0,4	1,9
18	-0,2	1,5	1,2	2,1	1,0	2,8	1,4	1,5
19	0,4	1,4	0,5	1,8	0,4	2,4	0,8	1,7
20	2,0	2,0	0,3	2,4	1,9	3,4	1,3	2,3
21	1,3	2,3	0,4	2,1	1,7	3,3	-0,4	2,6
22	1,0	2,3	-0,0	2,1	0,9	3,1	0,9	2,5
23	0,2	2,3	0,2	2,2	0,6	3,7	0,9	2,7
24	0,3	2,4	-0,1	2,0	0,1	2,9	0,1	2,2
25	-0,2	2,5	-0,1	1,9	0,3	2,4	-0,5	1,9
26	-0,1	2,4	0,6	2,1	-1,0	2,4	-0,1	2,1
27	1,0	1,4	1,1	2,0	0,5	2,6	0,5	1,6
28	0,8	1,3	1,1	1,9	0,1	2,4	1,3	2,2
29	0,9	1,3	1,3	1,9	0,2	2,3	0,7	1,5
30	1,1	1,4	1,7	2,0	0,1	2,1	1,4	2,0
31	1,3	1,5	1,6	1,9	-0,4	2,0	1,9	1,97
32	0,4	1,8	1,3	1,9	0,3	2,1	0,6	1,36
33	0,4	1,5	1,0	2,0	0,1	2,2	0,6	1,98

34	0,9	1,7	0,8	2,1	1,6	2,6	1,2	1,4
35	0,9	1,2	1,5	1,9	0,2	2,5	0,5	1,5
36	0,7	1,3	0,9	2,0	0,6	2,4	1,6	2,2
37	0,9	1,5	0,6	2,1	0,7	2,5	0,5	1,9
38	0,8	2,0	0,2	2,2	0,1	2,8	1,8	17,8
39	0,3	1,7	0,1	2,2	1,3	2,8	1,4	2,0
40	-0,1	1,8	1,1	2,2	0,9	2,4	1,7	1,8
41	0,4	1,4	0,8	1,9	0,3	2,1	1,5	1,9
42	0,5	1,2	1,3	2,1	0,6	2,7	0,8	1,9
43	0,8	1,3	1,2	2,0	-0,1	2,6	0,5	1,5
44	1,1	1,2	0,1	1,7	0,9	1,7	1,7	1,45
45	1,4	1,9	0,4	1,7	1,0	1,8	0,8	1,27
46	1,4	1,9	0,0	1,8	0,9	2,0	0,9	1,6
47	0,1	2,2	0,3	2,2	0,3	2,8	1,7	1,9
48	-0,5	2,2	-0,2	2,5	0,7	3,3	0,7	2,7
49	-0,5	2,4	0,1	2,3	-0,4	3,3	0,3	2,4
50	1,6	1,9	1,0	2,0	0,5	2,1	0,9	1,9
51	1,0	1,6	0,6	1,7	1,0	2,0	0,5	1,0
52	0,3	1,6	1,0	1,7	0,5	2,1	0,4	1,5
53	-0,3	1,6	0,6	1,8	0,1	2,0	0,6	1,9
54	0,7	1,7	0,8	1,8	0,2	2,4	2,6	1,8
55	1,0	1,5	1,4	1,9	-0,2	2,2	1,7	1,4
56	0,3	1,7	1,0	1,7	0,1	2,2	0,3	1,7
57	1,0	1,5	0,5	1,7	0,7	2,1	1,3	2,1
58	1,2	1,5	0,7	1,9	-0,5	2,0	1,3	1,3
59	0,9	1,1	1,1	2,2	-0,8	2,1	0,3	1,1
60	0,7	1,5	1,0	2,1	0,5	2,3	1,1	1,7
61	1,2	1,6	0,8	2,1	0,1	2,7	0,9	2,1
62	0,5	1,8	1,0	1,9	-0,4	2,1	0,5	1,7
63	0,1	1,8	0,8	1,9	0,6	2,2	0,8	1,4
64	0,2	2,4	0,2	2,3	1,1	3,7	0,8	2,5
65	1,2	1,3	1,1	2,0	0,2	2,1	1,0	1,6
66	1,4	1,4	1,7	2,2	-0,2	2,1	1,6	2,2
Среднее	**0,6 ± 0,5**		**0,8 ± 0,5**		**0,4 ±0,6**		**1,0 ± 0,6**	

Равномерное увеличение концентрации хлорофилла «а» во все сезоны года дает основание прогнозировать дальнейшее развитие процесса эвтрофикации в Юго-Восточной Балтике. В пространственном отношении помимо прибрежной зоны с наиболее высокими средними многолетними значениями концентрации хлорофилла «а» выявлена тенденция роста данного параметра в открытых наиболее удаленных от берега водах Юго-Восточной Балтики, для которых характерны минимальные концентрации хлорофилла «а».

3.4.1. Корреляция концентрации хлорофилла «а» с температурой поверхности моря

Установлено, что Балтийское море особенно чувствительно к изменению климата в связи с устойчивой стратификацией и постоянным галоклином (Backhaus, 1996; Omstedt, Nyberg, 1996; Omstedt et al., 1997; Hordoir, Meier, 2011; Störmer, 2011). Температура поверхности моря – ключевой фактор, определяющий сезонную и многолетнюю изменчивость концентрации хлорофилла «а» наряду с содержанием биогенных элементов, загрязняющих веществ, гидродинамической активностью и соленостью (Voipio, 1981; Александров, 2010б). Определение тенденций эвтрофикации неразрывно связано с необходимостью наблюдения и выявления изменения термического режима (HELCOM, 2006).

Температура воды воздействует на большинство биологических процессов в море, в частности на такие важные параметры среды, как распределение биомассы живых организмов, биоразнообразие, структуру сообществ и изменения в доминировании определенных видов (Voipio, 1981, Beaugrand et al. 2002, Walther et al., 2002, Muren et al., 2005, Pilkaityte, Razinkovas 2006; Neumann et al., 2012). В результате роста температуры воды происходит изменение структуры и обилия сообществ разных трофических уровней. Изменения в структуре сообществ фитопланктона и длительности периода вегетации неизбежно окажут влияние на бентосные организмы. Изменения термического режима может привести к изменению сезонной сукцессии, как фитопланктона, так и зоопланктона. Более сильный прогрев воды в летний период способствует чрезмерному развитию сине-зеленый водорослей, нередко до уровня «гиперцветения» (Wiktor, Plinski 1992, Witek, Plinski 1998, Wasmund, Uhlig, 2003; Александров, 2010б). Повышенная температура воды зимой приводит к замещению диатомовых водорослей динофлагеллятами весной (Plinski, Dobron 1999).

Береговая зона, замкнутые мелководные лагуны и районы речного стока относятся к наиболее уязвимым и подверженным эвтрофированию морским участкам (Störmer, 2011; Wasmund, 2001). Юго-восточная часть Балтийского моря представляет собой особенно чувствительную акваторию, которая включает все вышеперечисленные факторы: замкнутые мелководные Куршский и Вислинский заливы, зоны выноса реки Вислы, Калининградского и Клайпедского каналов.

По известным оценкам с 1982 по 2006 гг. температура поверхности Балтийского моря увеличилась на 1,35 °С, что в семь раз превышает среднюю скоростью роста температуры поверхности Мировом океана (Belkin, 2009).

Последние исследования термического режима в Балтийском море за период с 1990 по 2008 гг. выявили рост температуры поверхности моря, составляющий 0,3-0,8 °С за декаду (Siegel et al., 2006; HELCOM, 2007; BACC, 2008; Lehmann et al., 2011; Voss et al., 2012; HELCOM, 2013б). Повышение температуры поверхности моря в южной части Балтийского моря составляет 0,6-0,8 °С/10 лет (BACC, 2008; Bradtke et al., 2010; Lehmann et al., 2011), а в северной более 1 °С/10 лет за 1990 по 2008 гг. (HELCOM, 2007; BACC, 2008). В будущем ожидается рост температуры моря, причем поверхностные слои будут прогреваться быстрее, чем глубинные во всех районах Балтийского моря (BACC, 2008; HELCOM, 2013б; IPCC, 2013). Прогнозируется увеличение температуры поверхности моря на 2-3 °С в большинстве районов моря при одновременном росте температуры воздуха (Hordoir, Meier, 2011).

Рост температуры воды препятствует образованию весенней конвекции и в результате перераспределению питательных веществ, что оказывает влияние на первичную продукцию и структуру морских сообществ (Wasmund et al., 1998). Повышенная температура воды зимой повлечет увеличение интенсивности метаболизма бактерий и изменение видового состава от холодолюбивых к теплолюбивым видам, тогда как повышение температуры воды летом может усилить «цветение» цианобактерий (Janssen et al., 2004).

По данным спектрорадиометров MODIS-Aqua и Terra установлен рост температуры поверхности моря в Юго-Восточной Балтике для 19 экспериментальных станций (Рисунок 50), составляющий 0,7 ± 0,3 °С за десять лет (2003-2012 гг.) (Bukanova et al., 2013; Bulycheva et al., 2014). Регистрация температуры поверхности моря спутниковым радиометром MODIS ведется в ближнем инфракрасном диапазоне длин волн с точностью до 0,5°С (Barton 1995; Martin, 2014). Полученные результаты полностью согласуются с известными оценками (BACC, 2008; Bradtke et al., 2010; Lehmann et al., 2011; Amos, 2012; Rak, Wieczorek, 2012; Voss et al., 2012).

Выявлены три района максимальных положительных трендов температуры поверхности моря (Рисунок 50):

– северное побережье Калининградской области от м. Таран вдоль Куршской косы (станции 1, 5, 6, 7);

– западной побережье Самбийского полуострова (станция 18);

– наиболее удаленный от берега, глубоководный район Юго-Восточной Балтики (станции 9, 10, 11, 13).

Акватория с максимальным приростом значений температуры поверхности моря хорошо коррелирует с данными по максимальным трендам концентрации хлорофилла «а» (Рисунок 49).

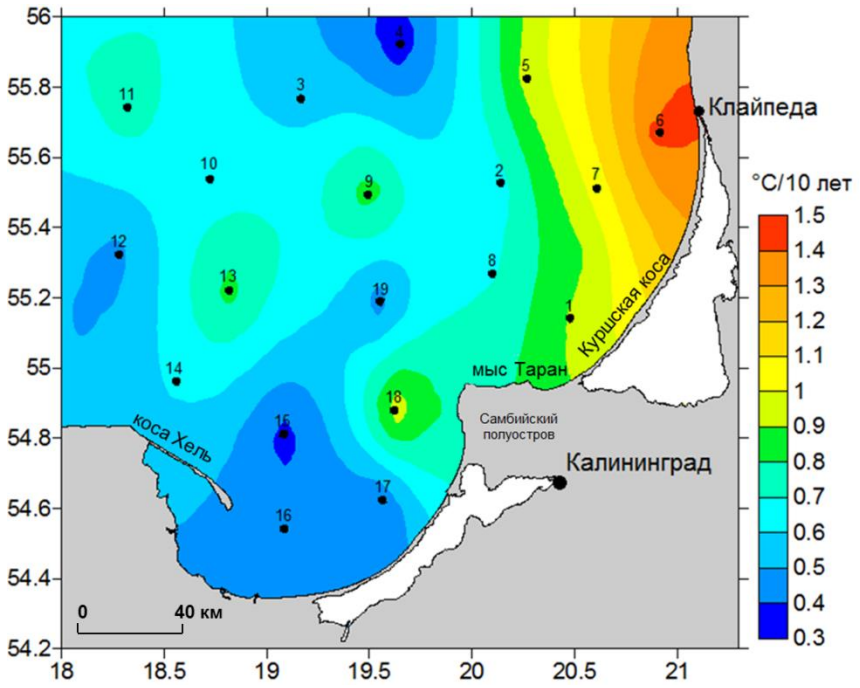


Рисунок 50 – Линейные тренды изменения температуры поверхности моря в Юго-Восточной Балтике по данным MODIS за 2003-2012 гг. (Bulycheva et al., 2014)

В сезонном аспекте прослеживается соответствие тенденций роста концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря, при которых максимальный рост приходится на весну и осень (Таблица 18, 19).

Таблица 19 – Линейные тренды средних за сезон значений температуры поверхности воды по спутниковым данным MODIS за 2003-2012 гг. (рассматриваются биологические сезоны по Wasmund, Uhling, 2003)

Станция № п/п	Приращение, °C/10 лет			
	Зима (январь-февраль)	Весна (март-май)	Лето (июнь-сентябрь)	Осень (октябрь-декабрь)
1	-0,1	0,8	0,6	2,1
2	-0,1	0,5	-0,6	3,6
3	-0,3	0,3	-1,4	1,1
4	-0,1	0,3	-0,9	1,5
5	-0,4	1,2	-0,5	4,1
6	-0,6	1,0	0,5	2,5
7	-0,6	1,2	0,5	3,0
8	-0,1	1,2	-0,2	3,2
9	-0,2	1,0	-1,0	3,7
10	-0,2	1,2	-1,0	1,5
11	-0,2	0,8	-1,1	2,6
12	-0,5	0,7	-1,0	3,9
13	0,1	0,5	-0,9	2,0
14	-0,3	0,5	-0,4	2,3
15	-0,9	0,2	-0,3	0,5
16	-0,6	-0,1	-0,2	3,3
17	-0,2	-0,2	0,4	2,8
18	-0,2	0,7	0,1	3,7
19	-0,4	0,9	-0,2	3,7
Среднее ± σ	**-0,3 ± 0,2**	**0,7 ± 0,4**	**-0,4 ± 0,6**	**2,7 ± 1,0**

Для установления связи между изменением концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря были взяты 19 станций (станции №№ 1-19, Рисунок 49, 50), для которых имеются спутниковые данные, как по температуре поверхности моря, так и по концентрации хлорофилла «а».

Результаты сопоставления средних многолетних значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря показывают высокую степень корреляции: квадрат коэффициента корреляции R^2 = 0,8 (Рисунок 51), что подтверждает тесную связь изменения концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря.

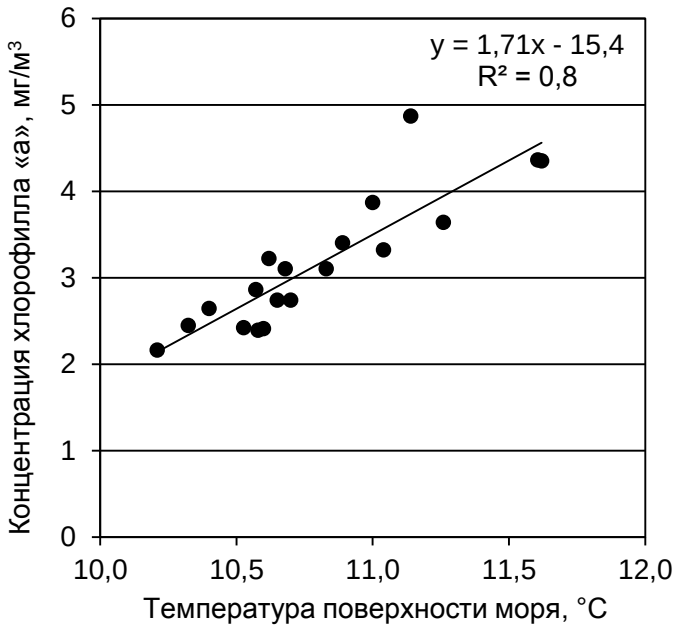


Рисунок 51 – Взаимосвязь средних многолетних значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря, полученных по данным MODIS

На основе проведенной оценки временной и пространственной изменчивости температуры поверхности моря в Юго-Восточной Балтике за 2003-2012 гг. получены следующие результаты:

1. Увеличение концентрации хлорофилла «а» происходит одновременно с возрастанием температуры поверхности моря в регионе, что отражается на картах пространственного распределения линейных трендов данных параметров.

2. Взаимосвязь изменения средних многолетних значений концентрации хлорофилла «а» и температуры поверхности моря имеет высокую степень корреляции (R^2 = 0,8).

3. Рост температуры поверхности моря в регионе способствует увеличению концентрации хлорофилла «а».

3.4.2. Уровень эвтрофирования и качество вод

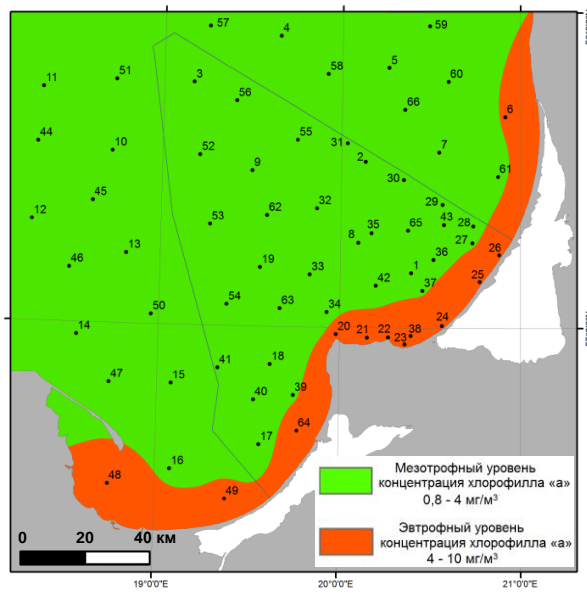
Для определения экологического состояния вод отдельных районов Балтийского моря разработан ряд классификаций уровня трофности (Таблица 1, Wasmund et al., 2001; Таблица 2, Coasts and Seas, 2002), а также качества вод (Таблица 3, Vuoristo, 1998). Эти классификации созданы на основе данных по концентрации хлорофилла «а», растворенных биогенных элементов, биомассе фитопланктона и первичной продукции фитопланктона. Российские классификации трофности и качества вод были разработаны для внутренних водоемов (Винберг, 1960; Бульон, 1981, 1993, 1994; Перечень рыбохозяйственных нормативов, 1999). В связи с чем, оценка уровня эвтрофирования Юго-Восточной Балтики, и в отдельности российской экономической зоны, выполнена на основе классификации вод, принятой учеными стран Балтийского моря (Таблица 1, Wasmund et al., 2001), качество вод района исследования определены согласно классификации Vuoristo, 1998 (Таблица 3). Данные классификации являются обобщенными, утверждены и используются странами HELCOM для мониторинга экологического состояния Балтийского моря, основаны на данных по среднегодовой концентрации хлорофилла «а».

Районирование акватории Юго-Восточной Балтики проведено на массивах среднегодовых значений концентрации хлорофилла «а», полученных по спутниковым данным MODIS-Aqua и Terra оптического диапазона, обработанным региональным алгоритмом (уравнение 14).

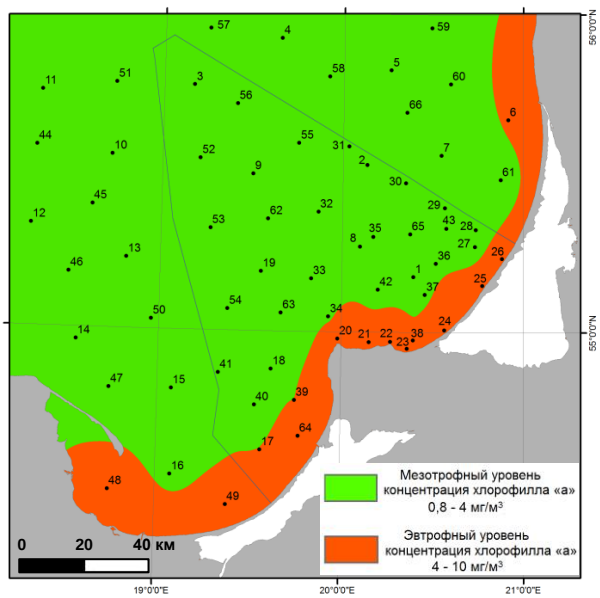
Согласно трофической классификации (Таблица 1) воды Юго-Восточной Балтики делятся на мезотрофные (концентрация хлорофилла «а» составляет 0,8-4 мг/м^3) в открытой части и эвтрофные (концентрация хлорофилла «а» 4-10 мг/м^3) в прибрежной зоне (Рисунок 52).

Среднее многолетнее положение границы между мезотрофными и эвтрофными водами находится на удалении ~ 30 км от берега до изобаты 80 метров в юго-западной части акватории (Гданьский залив, побережье Вислинской косы) и в 15-25 м от берега (на изобатах 25-50 м) в восточной части вдоль северного побережья Самбийского полуострова и побережья Куршской косы (Рисунок 52).

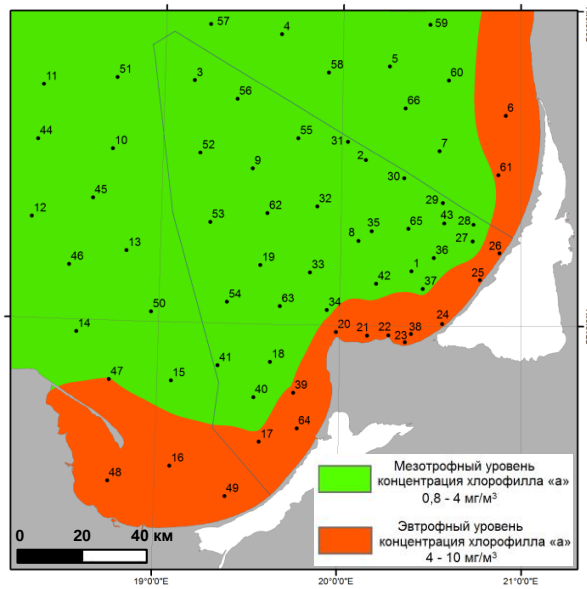
В прибрежной зоне наблюдаются повышенные темпы продукции фитопланктона, что связано с речным выносом, поступлением биогенных элементов и загрязняющих веществ с побережья, при этом, чем более замкнута и изрезана береговая линия, тем значительнее неблагоприятное воздействием этих факторов, и интенсивнее идут процессы эвтрофирования (Александров, 2010).



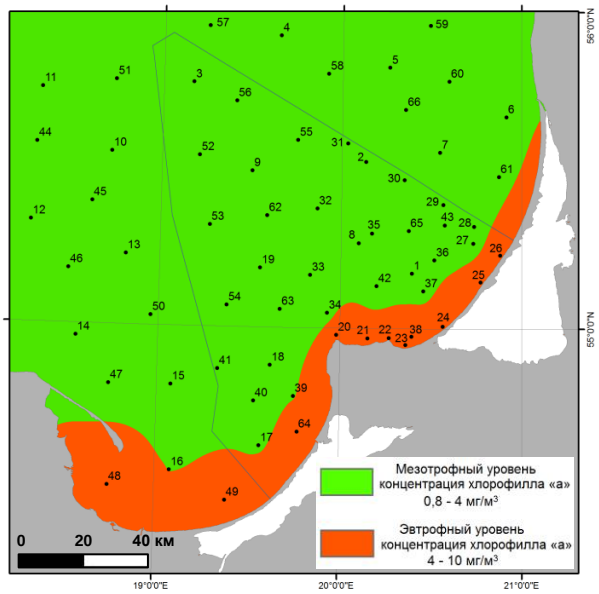
2003



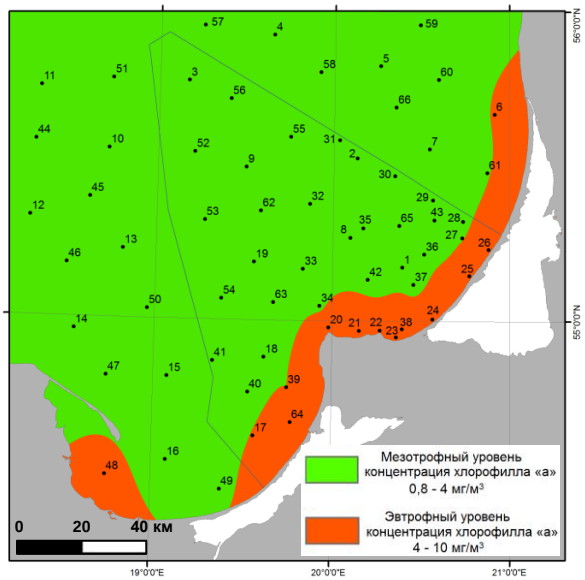
2004



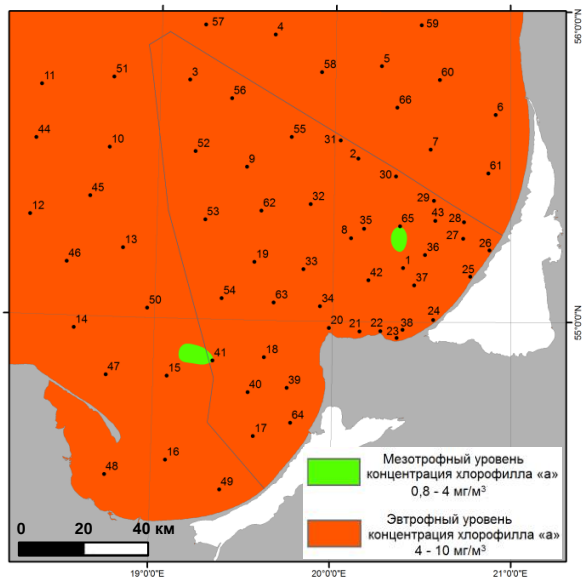
2005



2006

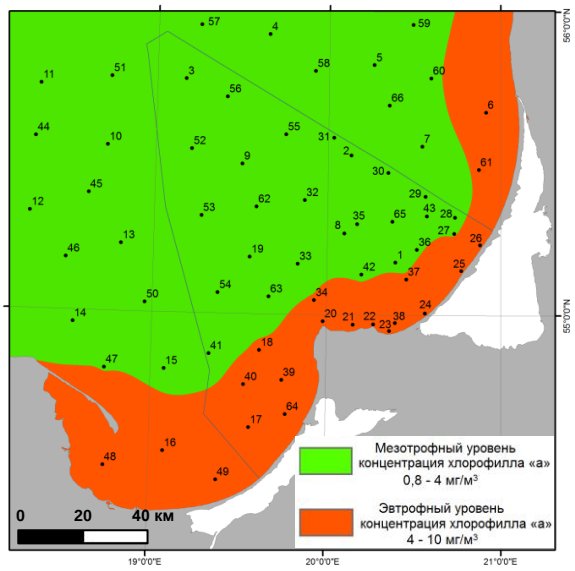


2007

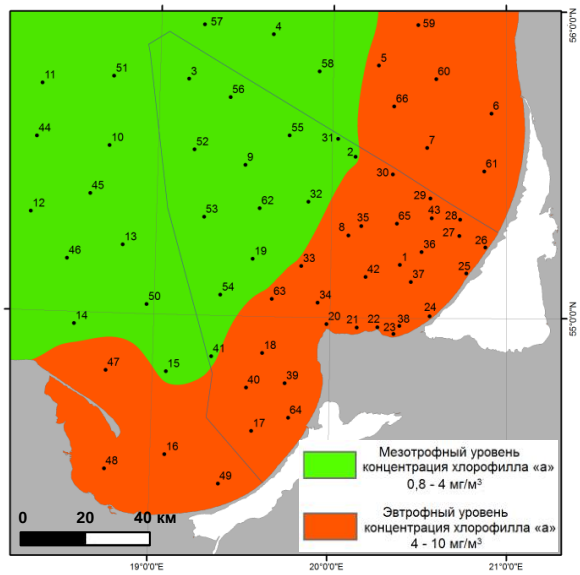


2008

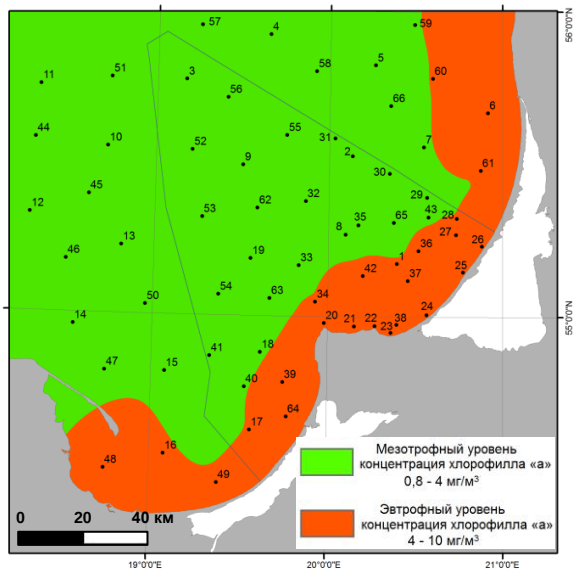
Рисунок 52 – Уровень эвтрофирования Юго-Восточной Балтики.
Линией показана граница российской экономической зоны



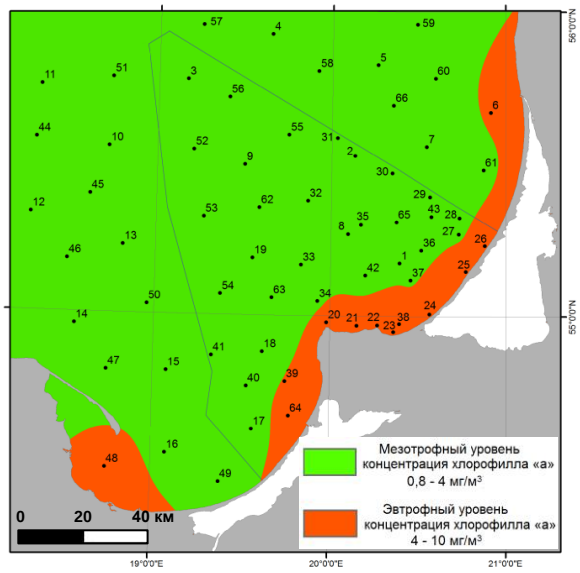
2009



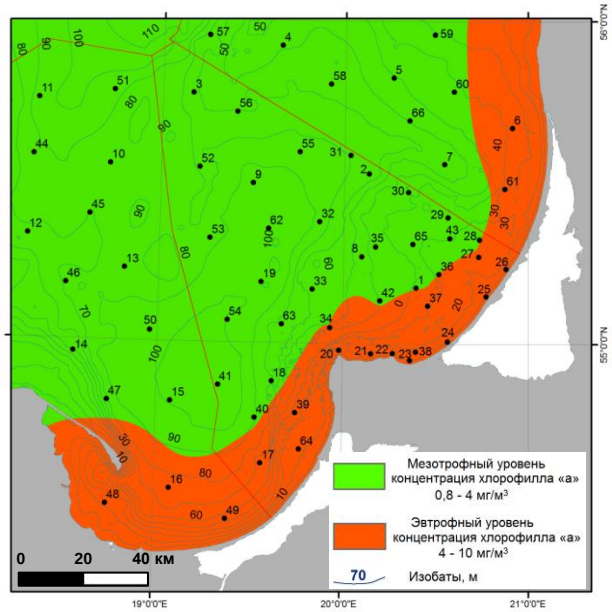
2010



2011



2012



Средний уровень эвтрофирования за 2003-2012 гг.

Рисунок 52 – Уровень эвтрофирования Юго-Восточной Балтики. Линией показана граница российской экономической зоны (продолжение)

В целях выявления тенденций процесса эвтрофикации и закономерностей ее межгодовой изменчивости в Юго-Восточной Балтике рассчитаны площади распространения вод различного уровня трофности за каждый год (Таблица 20). Вычисление площадей производилось с помощью программного комплекса ArcGIS for Desktop 10.1.

Таблица 20 – Межгодовое распределение площадей вод различного уровня трофности в Юго-Восточной Балтике

Период	Площадь распространения мезотрофных вод (концентрация хлорофилла «а» 0,8-4 мг/м^3)		Площадь распространения эвтрофных вод (концентрация хлорофилла «а» 4-10 мг/м^3)	
	км^2	%	км^2	%
2003	24100	86	3953	14
2004	22906	82	5147	18
2005	21672	77	6381	23
2006	24045	86	4008	14
2007	23685	84	4368	16
2008	539	2	27514	98
2009	21346	76	6707	24
2010	16017	57	12036	43
2011	21765	78	6288	22
2012	24079	86	3974	14
Среднее	**20015**	**71**	**8038**	**29**

По результатам измерений площадей мезотрофных и эвтрофных вод был составлен график межгодового распределения площадей вод различного трофического уровня в 2003-2012 гг. и рассчитаны линейные тренды их изменения (Рисунок 53).

Максимальные среднегодовые значения площадей распространения эвтрофированных вод слабо варьируют в 2003-2007, 2009, 2011, 2012 гг., однако, в 2008 году зафиксирован максимум распространения эвтрофированных вод (98 % общей площади Юго-Восточной Балтики), превосходящий значения остальных лет в 3 раза (Рисунок 52, 53, Таблица 20). Также выделяется 2010 год, когда площадь эвтрофных вод в 1,5 раза превышала среднее многолетнее значение в регионе.

Наименьшая среднегодовая площадь распространения эвтрофных вод отмечена в 2003, 2006 и 2012 гг., что составило 14 % акватории Юго-Восточной Балтике.

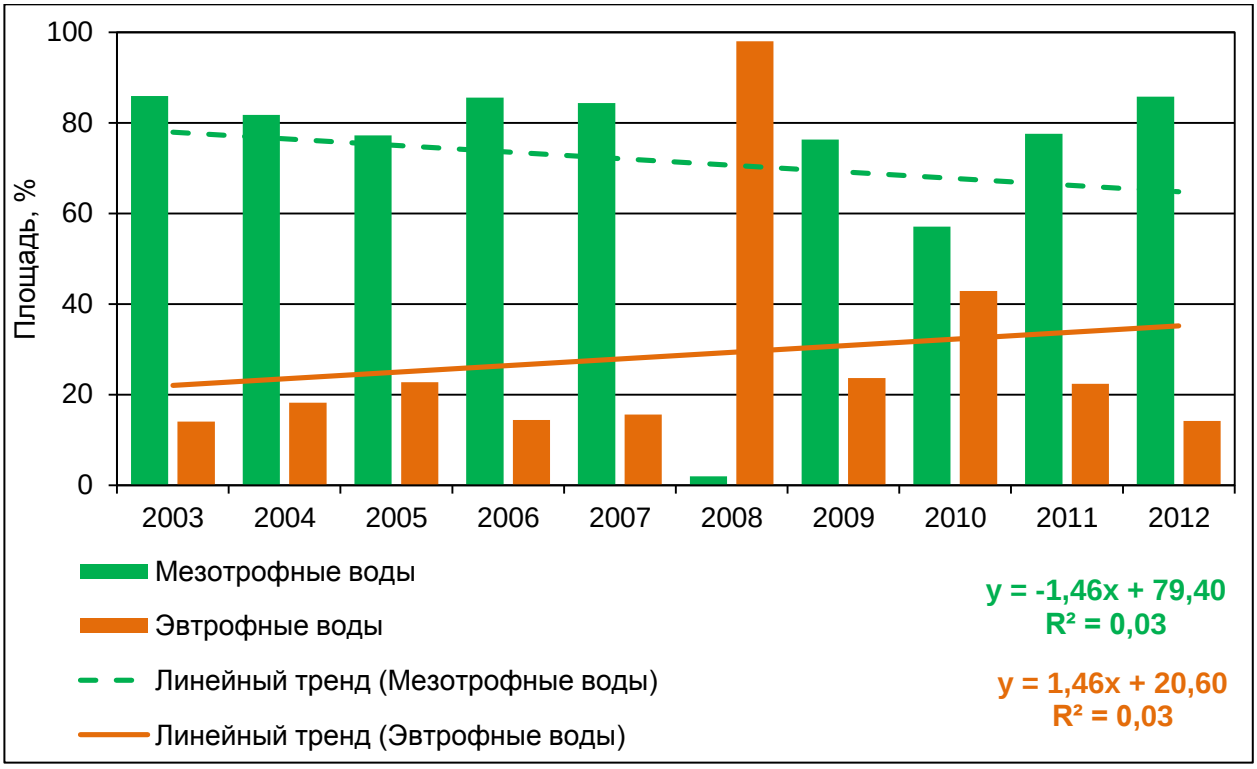


Рисунок 53 – Линейные тренды изменения площадей вод различного уровня трофности

За весь период наблюдений средняя многолетняя площадь эвтрофных вод в Юго-Восточной Балтике составила 29 %, а мезотрофных – 71 %. Ежегодное увеличение площади эвтрофных вод составляет 1,5 %.

Одновременно с увеличением площади эвтрофных вод происходит сокращение площади распространения мезотрофных вод на 1,5 %. Однако, коэффициенты корреляции линейных трендов ничтожно малы (Рисунок 53).

Концентрация хлорофилла «а», осредненная за каждый год, варьировала от 1,5 до 8,1 мг/м^3 в районе исследования, что позволило выделить на основе классификации Vuoristo, 1998 (Таблица 3) три класса качества вод:

– I класс (отличное качество, концентрация хлорофилла «а» менее 2 мг/м^3);

– II класс (хорошее качество, концентрация хлорофилла «а» составляет 2-4 мг/м^3);

– III класс (удовлетворительное качество, концентрация хлорофилла «а» 4-12 мг/м^3).

Межгодовое распределение классов качества вод показано на Рисунке 54.

Следует заметить, что III класс качества соответствует эвтрофным водам с концентрацией хлорофилла «а» более 4 мг/м^3. Таким образом, изменчивость площадей и граница распространения вод данного класса качества в Юго-Восточной Балтике описана выше.

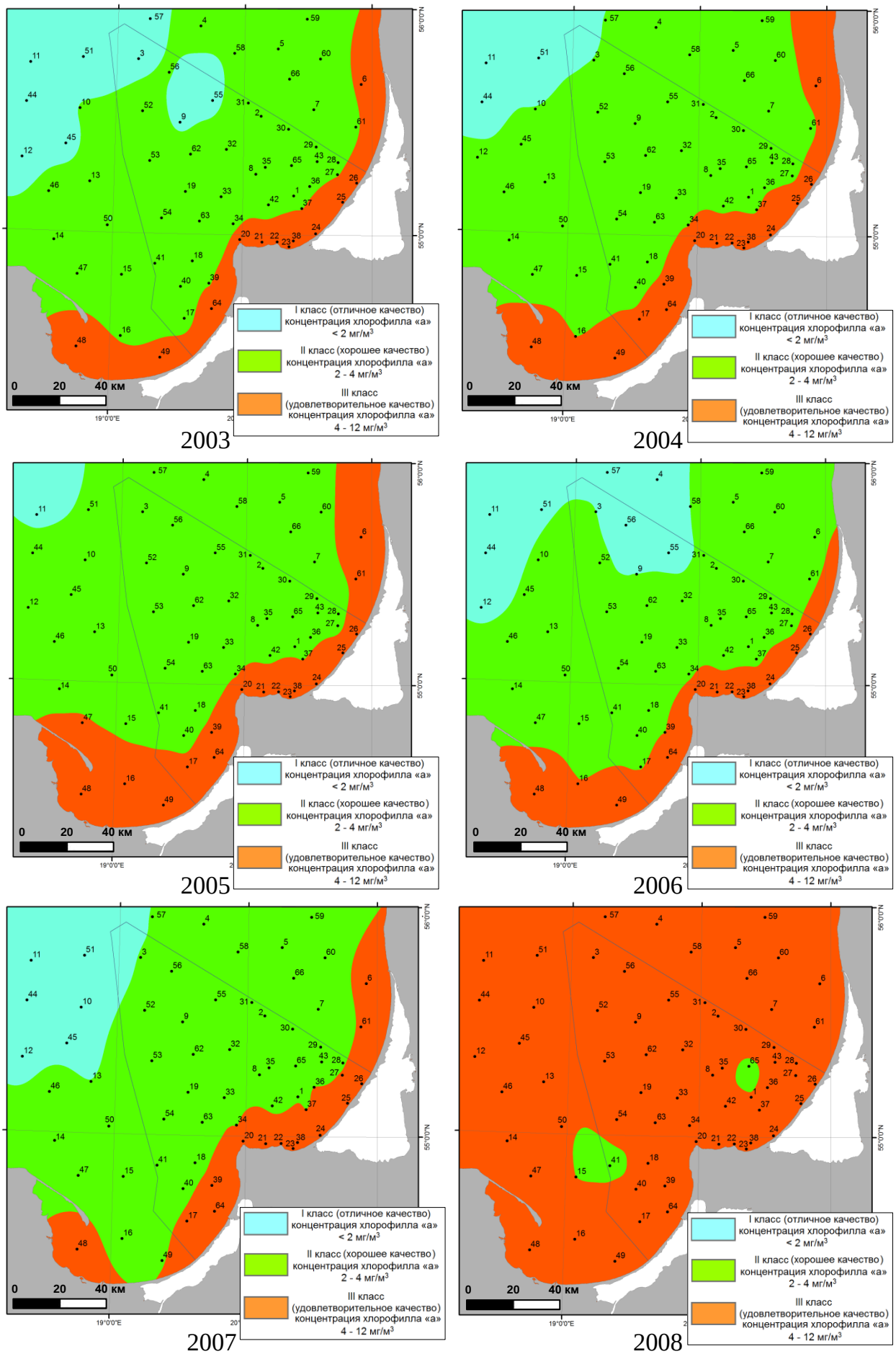


Рисунок 54 – Качество вод Юго-Восточной Балтики.
Линией показана граница российской экономической зоны

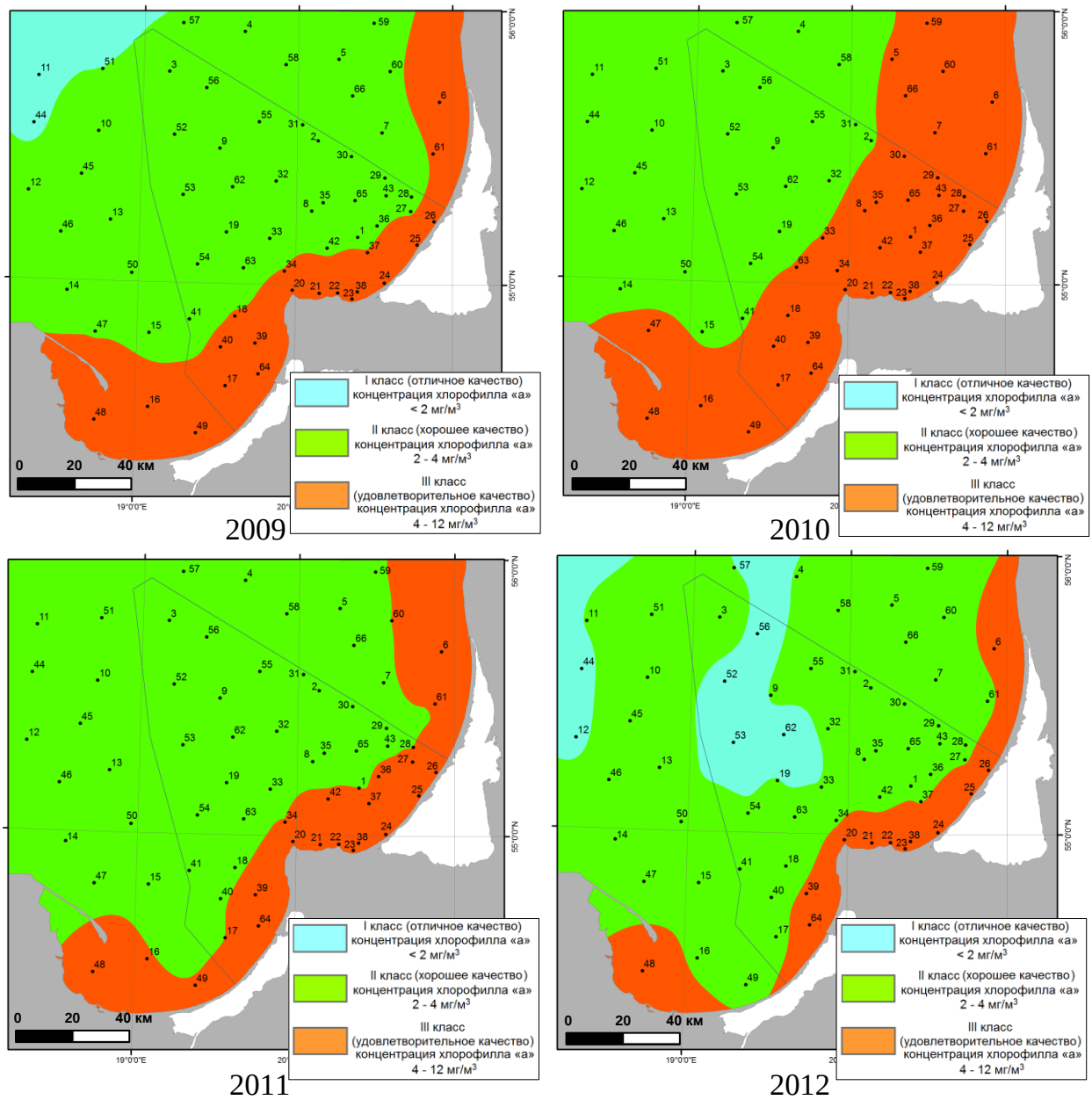


Рисунок 54 – Качество вод Юго-Восточной Балтики.

Линией показана граница российской экономической зоны (продолжение)

Воды I класса качества характерны для северо-западной открытой и глубоководной части Юго-Восточной Балтики наиболее удаленной от береговой зоны (Рисунок 54). Максимальные среднегодовые значения площадей распространения наиболее чистых вод I класса отмечены в 2003, 2006 и 2007 гг., составляли 20-25 % акватории Юго-Восточной Балтики.

В 2005, 2009 гг. площадь данных вод минимальна и составляет соответственно 3 и 7 % акватории. В 2008 и 2010 гг. в условиях максимума распространения эвтрофированных вод (98 % общей площади Юго-Восточной Балтики), воды I класса качества полностью отсутствуют (Рисунок 54, Таблица 21).

Таблица 21 – Межгодовая изменчивость площадей вод различного качества в Юго-Восточной Балтике

Период	Площадь распространения вод I класса (0 - 2 мг/м^3)		Площадь распространения вод II класса (2-4 мг/м^3)		Площадь распространения вод III класса (4-12 мг/м^3)	
	км^2	%	км^2	%	км^2	%
2003	6943	25	17157	61	3953	14
2004	3942	14	18964	68	5147	18
2005	967	3	20705	74	6381	23
2006	6588	23	17457	62	4008	14
2007	5712	20	17973	64	4368	16
2008	0	0	539	2	27514	98
2009	1900	7	19446	69	6707	23
2010	0	0	16017	57	12036	43
2011	0	0	21761	78	6288	22
2012	4825	17	19254	68	3974	14
Среднее за 2003-2012	**3088**	**11**	**16927**	**60**	**8038**	**29**

За весь период наблюдений средняя многолетняя площадь вод I класса составляет 11 % акватории Юго-Восточной Балтики, вод II класса – 60 %, III класса – 29 % (Таблица 21). Ежегодное изменение площади вод II класса не зафиксировано, в то время как площадь вод III класса увеличивается на 1,5 %, а I класса сокращается на 1,5 % (Рисунок 55).

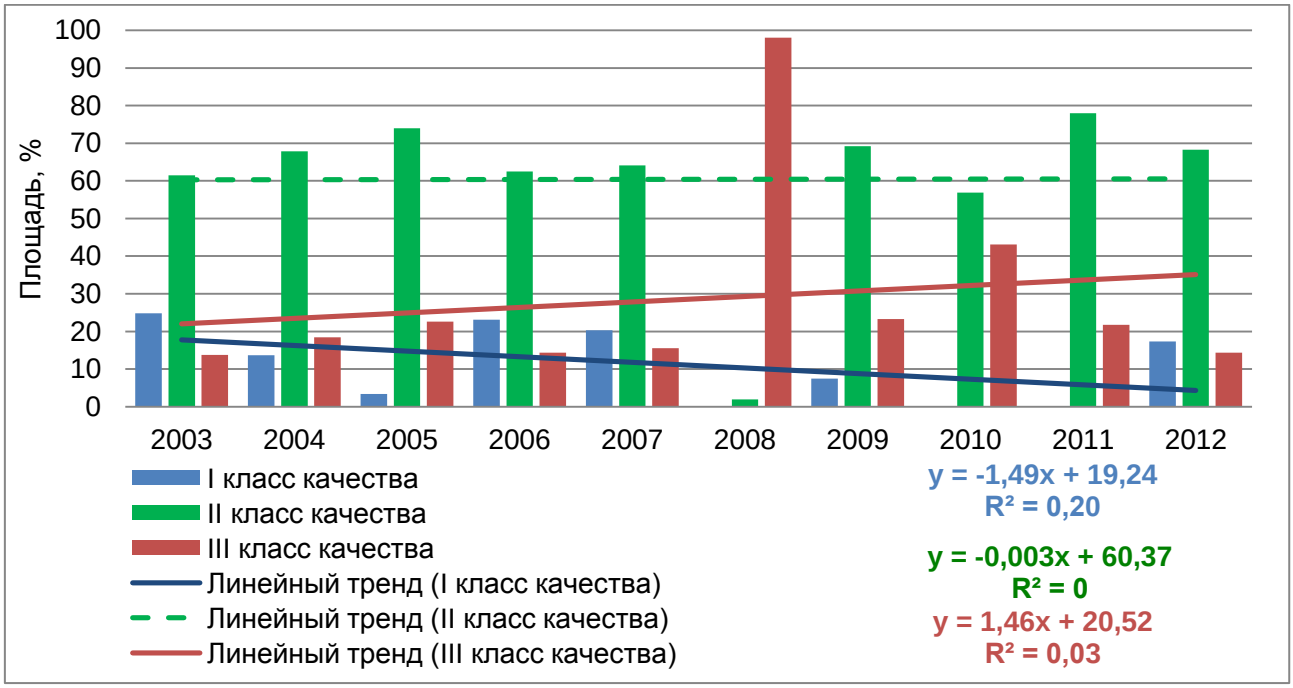


Рисунок 55 – Линейные тренды изменения площадей вод различного качества в Юго-Восточной Балтике

3.4.3. Эвтрофикация и качество вод в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря

Для российского сектора характерны общие тенденции процесса эвтрофирования в регионе Юго-Восточной Балтики, описанные выше. Граница эвтрофных вод простирается до 80 метровой изобате вдоль западного побережья Самбийского полуострова (~25 км от берега), до 40-50 м изобат - у северного побережья Самбийского полуострова (~20 км берега) и до 25 м - вдоль побережья Куршской косы (~15 км от берега) (Рисунок 52).

Максимальные среднегодовые значения площадей распространения эвтрофированных вод слабо варьируют в 2003-2007, 2009, 2011, 2012 гг. В 2008 и 2010 гг. зафиксированы максимумы распространения эвтрофных вод (99 % и 51 % общей площади российского сектора Юго-Восточной Балтики соответственно), превосходящие среднее многолетнее значение в 3 и 1,6 раза соответственно. Наименьшая среднегодовая площадь распространения эвтрофных вод в российском секторе Юго-Восточной Балтики отмечена в 2003, 2006 и 2012 гг., что составило 17 %, 17 % и 18 % акватории соответственно (Таблица 22).

Таблица 22 – Межгодовое распределение площадей вод различного уровня трофности в российском секторе Юго-Восточной Балтики

Период	Площадь распространения мезотрофных вод (0,8-4 мг/м^3)		Площадь распространения эвтрофных вод (4-10 мг/м^3)	
	км^2	%	км^2	%
2003	8404	83	1663	17
2004	7984	79	2083	21
2005	7993	79	2074	21
2006	8333	83	1734	17
2007	7810	78	2257	22
2008	97	1	9970	99
2009	7493	74	2574	26
2010	4890	49	5177	51
2011	7454	74	2613	26
2012	8260	82	1807	18
Среднее	**6872**	**68**	**3195**	**32**

За декаду (2003-2012 гг.) в российском секторе средняя многолетняя площадь вод мезотрофного уровня составляет 68 %, эвтрофных вод – 32 %, что на 3 % больше, чем в целом для Юго-Восточной Балтики (Таблица 21, 22).

Площадь эвтрофных вод в российском секторе Юго-Восточной Балтики ежегодно увеличивается на 2 % (Рисунок 56), что на 0,5 % больше, чем в целом в районе исследования. Коэффициенты корреляции линейных трендов также как для Юго-Восточной Балтики в целом незначительны.

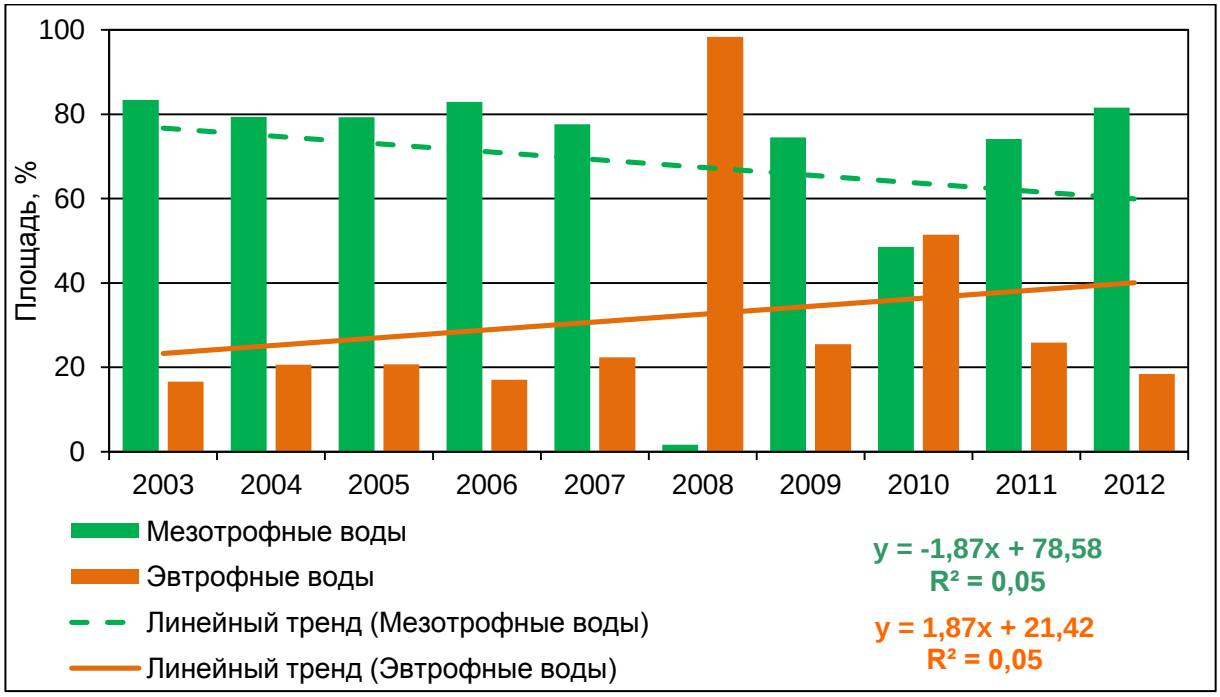


Рисунок 56 – Линейные тренды изменения площадей вод различного уровня трофности в российском секторе Юго-Восточной Балтики

Воды с отличным состоянием (I класса качества) также характерны для наиболее удаленной от береговой зоны и глубоководной части российского сектора Юго-Восточной Балтики (Рисунок 54).

Максимальные среднегодовые значения площадей распространения наиболее чистых вод I класса отмечены в 2003, 2006 и 2012 гг. составляли 15-25 % акватории российского сектора Юго-Восточной Балтики. В 2004, 2007 гг. площадь данных вод минимальна и составляет соответственно 3 и 4 % района. В 2005, 2008-2011 гг. воды I класса отсутствуют (Таблица 23).

За весь период наблюдений средняя многолетняя площадь вод II класса в российском секторе Юго-Восточной Балтики составляет 62 % акватории. III класса – 32 %, а воды I класса имеют наименьшую площадь распространения – 6 %, что на 5 % меньше, чем в целом по акватории ЮВБ (Таблица 21, 23).

Таблица 23 – Межгодовое распределение площадей вод различного качества в российском секторе Юго-Восточной Балтики

Период	Площадь распространения вод I класса (0 - 2 мг/м^3)		Площадь распространения вод II класса (2-4 мг/м^3)		Площадь распространения вод III класса (4-12 мг/м^3)	
	км^2	%	км^2	%	км^2	%
2003	1544	15	6860	68	1663	17
2004	301	3	7683	76	2083	21
2005	0	0	7993	79	2074	21
2006	1523	15	6810	68	1734	17
2007	398	4	7412	74	2257	22
2008	0	0	97	1	9970	99
2009	0	0	7493	74	2574	26
2010	0	0	4890	49	5177	51
2011	0	0	7454	74	2613	26
2012	2521	25	5739	57	1807	18
Среднее	**629**	**6**	**6243**	**62**	**3195**	**32**

За 2003-2012 гг. в российском секторе Юго-Восточной Балтики площадь вод I класса осталась практически без изменения. Ежегодно площадь вод II класса сокращается на 2 %, в то время как возрастает площадь вод III класса (Рисунок 57).

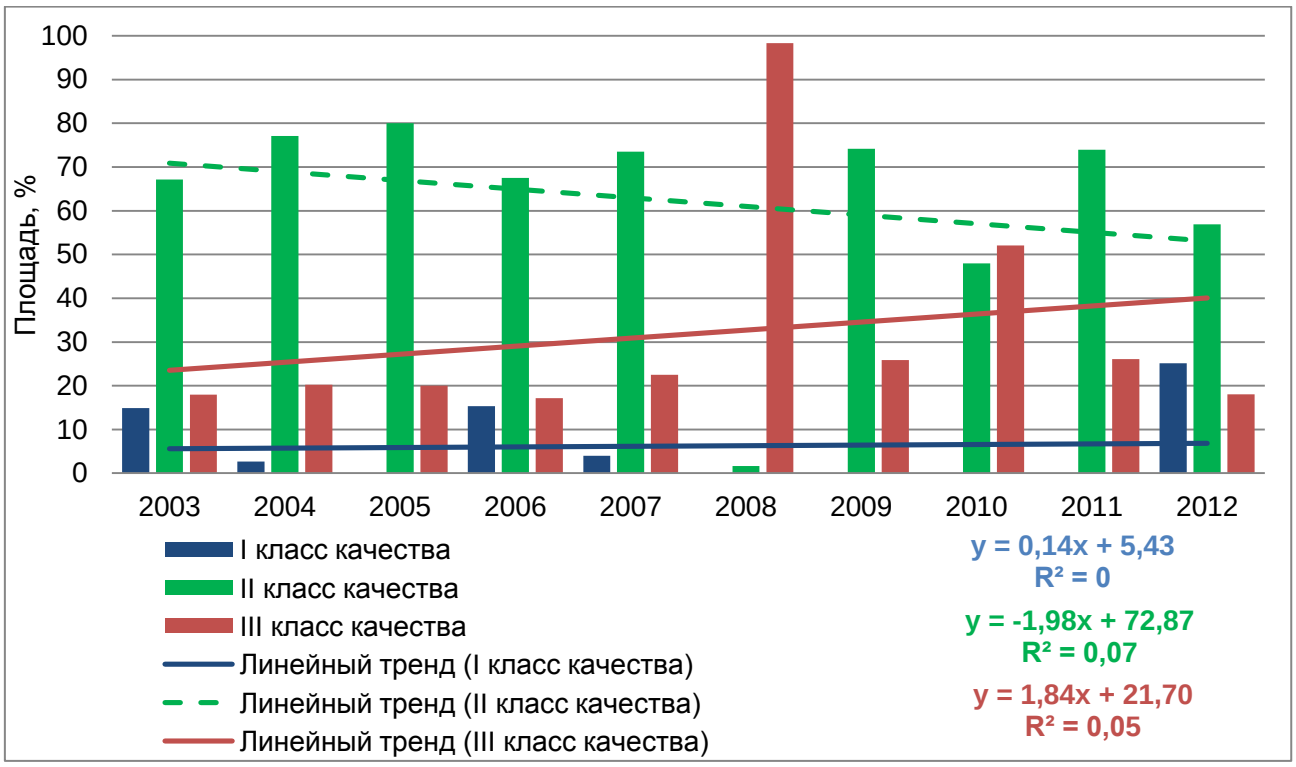


Рисунок 57 – Линейные тренды изменения качества вод в российском секторе Юго-Восточной Балтики

Таким образом, за 2003-2012 гг. в Юго-Восточной Балтике средняя многолетняя площадь вод I класса качества составила 11 %, II класса (мезотрофного уровня) – 60 %, III класса (эвтрофный уровень) – 29 %. Ежегодное увеличение площади эвтрофных вод составляет 1,5 %. Воды с отличным состоянием I класса качества появляются при расчете среднегодовых значений площадей в 7 из 10 лет наблюдений, что говорит об относительном постоянстве наличия вод данного класса в акватории. Однако их площадь сокращается на 1,5 % в год за счет увеличения площади вод эвтрофного уровня.

Для российского сектора Юго-Восточной Балтики средняя многолетняя площадь чистых вод I класса качества составила 6 %, II класса качества (мезотрофный уровень) – 62 %, III класса качества (эвтрофный уровень) – 32 %. В данной акватории происходит ежегодное увеличение площади эвтрофных вод на 2 % за счет сокращения площади вод мезотрофного уровня. Наличие вод I класса качества нерегулярно, наблюдается в 5-ти из 10 лет наблюдений.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Юго-Восточная Балтика - один их наиболее эвтрофированных районов Балтийского моря, что требует особого внимания с точки зрения выявления тенденций изменения основных показателей эвтрофикации, прежде всего концентрации хлорофилла «а». К эффективным методам оценки концентрации хлорофилла «а» относится дистанционное зондирование в оптическом диапазоне спутниковыми спектрорадиометрами. Первостепенная задача заключается в коррекции стандартных методик расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным на основе данных натурных измерений.

Результаты выполненных исследований позволяют сделать следующие выводы:

1. Сопоставление спутниковых и натурных значений концентрации хлорофилла «а» показало, что стандартные алгоритмы расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным демонстрируют очень слабую корреляцию или ее полное отсутствие с данными натурных измерений, а также систематическое завышение значений данного параметра в юго-восточной части Балтийского моря.

2. Модифицированный автором региональный алгоритм обработки спутниковых данных MODIS обеспечивает наибольшую точность расчета концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря по сравнению со стандартными алгоритмами. Стандартное отклонение составляет 1,2 мг/м^3, относительная ошибка 34 %. Несмотря на невысокий коэффициент корреляции, относительная ошибка расчета по предложенному региональному алгоритму ниже, чем у существующих.

3. Анализ спутниковых данных MODIS-Aqua/Terra, рассчитанных региональным алгоритмом позволил выявить следующие закономерности в характере сезонной изменчивости концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря:

- распределение концентрации хлорофилла «а» носит ярко выраженный сезонный характер и имеет три отчетливых максимума: в апреле (концентрация хлорофилла «а» равна 3,7 ± 0,9 мг/м^3), июле (концентрация хлорофилла «а» достигает 4,8 ± 0,8 мг/м^3) и сентябре (концентрация хлорофилла «а» составляет 3,2 ± 0,3 мг/м^3).

- в среднем за период исследованный 2003-2012 гг. концентрация хлорофилла «а» в поверхностном слое зимой составляет 1,4 ± 0,3 мг/м^3, весной 3,2 ± 0,6 мг/м^3,

летом 3,8 ± 0,4 мг/м^3, осенью 1,9 ± 0,4 мг/м^3. Средние значения концентрации хлорофилла «а» в весенний и летний периоды в 2 раза выше наблюдаемых осенью и зимой.

4. Годовой ход концентрации хлорофилла «а», полученный по спутниковым данным MODIS, полностью согласуется с классической картиной сезонной динамики биомассы фитопланктона в Балтийском море, а также отражает стадии годовой сукцессии видового состава водорослей: первый, весенний максимум в развитии фитопланктона, наблюдается в конце марта – апреле и связан с «цветением» диатомовых водорослей, второй, летний максимум в июле – августе обусловлен массовым развитием цианобактерий, и третий, осенний максимум в сентябре, вызван обильной вегетацией диатомовых водорослей.

5. Выявлена значительная межгодовая изменчивость концентрации хлорофилла «а». Максимальные среднегодовые значения отмечены в 2008 (4,67 ± 0,80 мг/м^3) и 2010 гг. (4,69 ± 1,51 мг/м^3). В 2008 году зафиксирован сгон высокоэвтрофных вод с восточной части Готландского бассейна, определивший общее повышение концентрации хлорофилла «а» за год, а максимум концентрации хлорофилла «а» 2010 года обусловлен максимальными среднегодовыми значениями температуры поверхности моря.

6. В пространственном распределении концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое юго-восточной части Балтийского моря выявлен циркумконтинентальной тип зональности. Средние многолетние значения концентрации хлорофилла «а» за период 2003-2012 гг. имеют максимум (6 мг/м^3) в 2 км от побережья до глубин 20 м, уменьшаются по мере удаления от берега, достигая минимума на расстоянии более 100 км от берега на глубинах более 75 м, где концентрации хлорофилла «а» в 1,5-2 раза ниже прибрежных значений.

7. Влияние на распределение концентрации хлорофилла «а» в юго-восточной части Балтийского моря оказывают три основных источника выноса высокопродуктивных вод: устье реки Вислы в Гданьском заливе, Клайпедский канал, несущий воды гиперэвтрофного Куршского залива и Балтийский пролив, через который поступают воды Калининградского (Вислинского) залива.

8. Положительная тенденция роста концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте юго-восточной части Балтийского моря составляет 0,9 ± 0,4 мг/м^3 за декаду (2003-2012 гг.), что связано с равномерным увеличением концентрации хлорофилла «а» во все сезоны года в условиях роста температуры поверхности моря.

9. За 2003-2012 гг. средняя многолетняя площадь эвтрофных вод в акватории юго-восточной части Балтийского моря составляет 29 %, мезотрофных – 71 %. Ежегодное увеличение площади эвтрофных вод составляет 1,5 %. Для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря характерно увеличение площади эвтрофных вод на 2 % за год, их средняя многолетняя площадь составляет 32 %, площадь вод мезотрофного уровня – 68 %.

10. Средняя многолетняя площадь вод I класса качества в акватории юго-восточной части Балтийского моря составила 11 %, II класса (воды мезотрофного уровня) – 60 %, III класса (эвтрофный уровень) – 29 %. Ежегодное увеличение площади вод III класса качества в акватории юго-восточной части Балтийского моря составляет 1,5 %, что происходит за счет сокращения площади вод I класса качества.

Для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря средняя многолетняя площадь вод I класса качества составила 6 % (на 5 % меньше, чем в целом по акватории юго-восточной Балтики), мезотрофных – 62 %, эвтрофных вод – 32 % (на 3 % больше, чем в Юго-Восточной Балтике). В данной акватории происходит ежегодное увеличение площади эвтрофных вод на 2 % за счет сокращения площади мезотрофных. Изменение площади вод I класса качества не выявлено.

Модифицированный автором региональный алгоритм расчета концентрации хлорофилла «а» по спутниковым данным MODIS может применяться при комплексном мониторинге экологического состояния юго-восточной части Балтийского моря. Перспективы представленного исследования заключаются во внедрении разработанного метода определения концентрации хлорофилла «а» в поверхностном горизонте моря в комплексное изучение всех показателей эвтрофирования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алекин О.А. Химия океана. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. 232 с.
2. Александров С.В. Многолетние изменения трофического статуса Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря // Биология внутренних вод. 2009. №4. С. 27-34.
3. Александров С.В. Первичная продукция планктона в лагунах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). – Калининград: АтлантНИРО, 2010а. 228 с.
4. Александров С.В. Влияние климатических изменений на уровень эвтрофирования Куршского залива // Вестник Российского государственного университета им. И. Канта. 2010б. Вып. 1. С. 49-57.
5. Александров С.В., Буканова Т.В., Кудрявцева Е.А. Использование дистанционных и судовых измерений для оценки биологической продуктивности Балтийского моря // Материалы XV конференции по промысловой океанологии, посвященной 150–летию со дня рождения академика Н.М. Книповича. 2011. С. 33-37.
6. Александров С.В., Гришанов Г.В., Гусев А.А., Дмитриева О.А., Ежова Е.Е., Жигалова Н.Н., Карасева Е.М., Кудрявцева Е.А. Биологические сообщества // Нефть и окружающая среда Калининградской области. Калининград: Терра Балтика, 2012. Т. II. С. 128–152.
7. Александров С.В., Кудрявцева Е.А. Хлорофилл «а» и первичная продукция фитопланктона // Нефть и окружающая среда Калининградской области. Калининград: Терра Балтика, 2012. Том II. С. 358-372.
8. Александров С.В., Кудрявцева Е.А., Буканова Т.В. Использование спутниковых и судовых измерений хлорофилла и первичной продукции для оценки экологического состояния и биологической продуктивности Балтийского моря // Ученые записки русского географического общества. 2008. Т. 7. Ч. 1. АВ1–АВ10 (CD–ROM версия).
9. Артемьев В.А., Буренков В.И., Вортман М.И. Подспутниковые измерения цвета океана: новый плавающий спектрорадиометр и его методология // Океанология, 2000. Т. 40. № 1. С. 148–155.
10. Баринова Г.М. Калининградская область. Климат – Калининград: ФГУИПП «Янтарный сказ». 2002. 196 с.

11. Берникова Т.А., Дубравин. В.Ф., Нагорнова. Н.Н., Стонт. Ж.И. Климатические сезоны Южной Балтики // Сб. «Инновации в науке и образовании» КГТУ, 2007. С. 53-55.
12. Бондур В.Г. Аэрокосмические методы в современной океанологии. – Новые идеи в океанологии. Физика. Химия. Биология. М: Наука, 2004. Т.1. 351с.
13. Буканова Т.В., Вазюля С.В., Копелевич О.В., Буренков В.И., Шеберстов С.В., Александров С.В. Разработка региональных алгоритмов атмосферной коррекции данных спутниковых сканеров цвета для вод Юго-Восточной Балтики // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2012. Т. 9. № 4. С.70-79.
14. Буканова Т.В., Вазюля С.В., Копелевич О.В., Буренков В.И., Григорьев А.В., Храпко А.Н., Шеберстов С.В., Александров С.В. Региональные алгоритмы оценки концентрации хлорофилла и взвеси в юго-восточной Балтике по данным спутниковых сканеров цвета // Современные проблемы дистанционного исследования Земли из космоса. 2011. Т. 8. № 2. С.64-73.
15. Буканова Т.В., Вазюля С.В., Копелевич О.В., Буренков В.И., Григорьев А.В., Храпко А.Н., Шеберстов С.В. Региональные алгоритмы оценки концентрации хлорофилла и взвеси в юго–восточной Балтике по данным спутниковых сканеров цвета. // Материалы конференции «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса». Институт космических исследований РАН, Москва. 2010. С. 219.
16. Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.
17. Бульон В.В. Первичная продукция планктона // Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: фитопланктон и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, 1981. С. 16-32.
18. Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоемов // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб: Гидрометеоиздат, 1993. С. 147-157.
19. Викторов С.В. Региональная спутниковая океанография моря // Исследование океанов и морей: Труды ГОИН. СПб.: Гидрометеоиздат, 2005. Вып. 209. С. 286-314.
20. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: АН БССР, 1960. 329 с.
21. Географический атлас Калининградской области / отв. ред. В.В.Орленок. – Калининград: КГУ, 2002. 276 с.

22. Гидрометеорология и гидрохимия морей. Балтийское море. Гидрометеорологические условия / Отв. ред. Ф.С. Терзиев. Спб.: Гидрометеоиздат, 1992. Т. 3. Вып. 1. 452 с.
23. Гидрометеорология и гидрохимия морей. Балтийское море. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности / Отв. ред. Ф.С. Терзиев. Спб.: Гидрометеоиздат, 1994. Т. 3. Вып. 2. 436 с.
24. Гительзон И.И., Чепилов В.В. Изучение водных экосистем дистанционными оптическими методами // Методические основы комплексного экологического мониторинга океана. М.: Гидрометеоиздат, 1988. С. 230–259.
25. ГОСТ 17.1.04.02–90. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла “а”. М: Издательство стандартов, 1990. 15 с.
26. Елизарова В.А. Хлорофилл как показатель биомассы фитопланктона // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов: Тр. РАН Биологии внутренних вод. 2003. С. 126-132.
27. Зернова В.В. Сезонные изменения фитопланктона Балтийского моря // Осадкообразование в Балтийском море. М.: Наука, 1981. С. 64-72.
28. Зернова В. В., Шевченко В. П. Структура фитоцена Балтийского моря в условиях продолжающейся эвтрофикации вод // Океанология. 2001. Т. 41. №2. С. 231-239.
29. Израэль Ю.А. Исследование экосистемы Балтийского моря. СПб.: Гидрометеоиздат. 2005. 324 с.
30. Израэль Ю.А., Новиков Ю.В. Космический экологический мониторинг / Космический мониторинг биосферы., Л.: Гидрометеоиздат, 1985. Вып.1. С. 5-15.
31. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 528 с.
32. Калвека Б.Я. Особенности развития фитопланктона в Рижском заливе 1987–1980 гг. // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. 1983. Вып. 18. С.3-9.
33. Копелевич О.В., Буренков В.И., Шеберстов С.В., Прохоренко О.В. Разработка региональных алгоритмов атмосферной коррекции данных спутниковых сканеров цвета // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2009. Вып. 6. Т. I. С. 400–408.
34. Копелевич О.В., Буренков В.И., Шеберстов С.В. Разработка и использование региональных алгоритмов для расчета биооптических характеристик морей

России по данным спутниковых сканером цвета // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2006. Вып. 3. Т. II. С. 99-105.

35. Коршенко А.Н., Матвейчук И.Г., Плотникова Т.И., Удовенко А.В. Качество морских вод по гидрохимическим показателям // Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 2006 год / Фед. служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Обнинск.: Изд-во Артифекс, 2008. 144 стр.
36. Крабби А.И. Планктон Балтийского моря экспедиции 1908 г. // Труды Балтийской экспедиции. 1913. Вып. 2. С.3-30.
37. Кронберг П. Дистанционное изучение Земли. М.: Мир, 1988. 350 с.
38. Крылова О.И. Сезонная изменчивость фитоциноза Куршского залива // Исследование биологических ресурсов Атлантического океана. Калининград, 1980. С.25-42.
39. Лаврова О.Ю., Костяной А.Г., Лебедев С.А., Митягина М.И., Гинзбург А.И., Шеремет Н.А. Комплексный спутниковый мониторинг морей России. М.: ИКИ РАН, 2011. 480 с.
40. Лоция Балтийского моря. Восточная часть моря с Финским и Рижским заливами. МО СССР. Гидрографическое управление. 1968. Ч. I. С. 28–46.
41. Методическое руководство по планированию и проведению морских экспедиционных исследований состояния запасов промысловых и гидробионтов в Атлантическом океане, юго-восточной части Тихого океана и в Балтийском море. Калининград: АтлантНИРО, 2006. 181 с.
42. Нефть и окружающая среда Калининградской области. Калининград: Терра Балтика, 2012. Т. II. 576 с.
43. Николаев И.И. Основные экологогеографические комплексы фитопланктона Балтийского моря и их распределение // Ботанический журн. 1950. Т. 35. № 6. С. 602-611.
44. Николаев И.И. Биопланктон Рижского залива // Труды Латв. отд. ВНИРО. 1953. Т. 1. С. 115-172.
45. Николаев И.И. Биологические сезоны Балтийского моря // Труды Латв. отд. ВНИРО. 1957. С. 115-140.
46. Орадовский С.Г., Кузнецова И.М., Игнатченко А.В. и др. Основные результаты экологических исследований открытой части Балтийского моря в мае 1991 г. // Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 1991 год: сб. науч. тр. ВНИИГМИ-МЦД. Обнинск.: 1992. С. 220-242.

47. Орадовский С.Г., Юрковский А.К. Биогенные вещества // Основные тенденции эволюции экосистемы: Международный проект «Балтика».: сб. науч. тр. / Гидрометеоиздат. Л., 1989. Вып. 4. С.79-90.
48. Очерки по биологической продуктивности Балтийского моря / Д.Е. Гершанович. М.: Координационный центр СЭВ, 1984. 373 с.
49. План действий ХЕЛКОМ по Балтийскому морю. Спб.: Диалог, 2008. 112 с.
50. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд-во ВНИРО, 1999. 304 с.
51. Россолимо Л.Л. Антропогенное эвтрофирование водоемов // Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М., 1975. Т.2. С.8-60.
52. Савчук О.П. Исследование эвтрофикации Балтийского моря // Исследование океанов и морей: Труды ГОИН. 2005. Вып. 209. С. 272-285.
53. Савчук О.П., Вулфф Ф. Круговорот азота и фосфора в открытой Балтике // Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря: Международный проект «Балтика». Спб.: Гидрометеоиздат, 1997. Вып. 5.С. 63-103.
54. Савчук О.П. Эвтрофикация // Гидрометеорология и гидрохимия морей. Т. 3 Балтийское море. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности. Спб.: Гидрометеоиздат, 1994. Вып. 2. С. 372-405.
55. Семенова С.Н. Фитопланктон // Нефть и окружающая среда Калининградской области. Калининград: Терра Балтика, 2012. Т. II. С. 344-358.
56. Сорокин Ю.И., Вшивцев В.С., Домников В.С. Биологическая структура вод, ее изменчивость и состояние гидробионтов // Техногенное загрязнение и процессы естественного самоочищения. М.: Недра, 1996. С. 266-312.
57. Стонт Ж.И. К вопросу о местном ветре // Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия Национального парка «Куршская коса». 2006. Вып. 3. С. 192-210.
58. Стонт Ж.И., Гущин О.А. Ветровые условия // Нефть и окружающая среда Калининградской области. Калининград: Терра Балтика, 2012. Т. II. С. 231-245.
59. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла «а» в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. Спб.: Гидрометеоиздат, 2003. С. 158-166.

60. Хупфер П. Балтика - маленькое море, большие проблемы. Перевод с нем. под редакцией д.г.н. А.В. Некрасова. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. 136 с.
61. Юрковский А.К., Хозиоский С.А. Анализ послойной. сезонной и многолетней динамики фосфора в Балтийском море на примере Готландской впадины. // Океанология. 1982. Т. 22. Вып.4. С. 584-589.
62. Ярвекюльг А.А. Проблема эвтрофикации // Основные тенденции эволюции экосистемы. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 150-200.
63. Alasaarela E. Phytoplankton and environmental conditions in central and coastal areas of the Bothnian Bay // Ann. Bot. Fennica. 1979. V. 16. № 3. P. 241-274.
64. Acker J.G. The Heritage of SeaWiFS: A Retrospective of the CZCS NIMBUS Experiment Team (NET) Program. NASA Center for AeroSpace Information: Linthicum Heights. MD. 1994. V. 21. 44 p.
65. Aertebjerg G., Andersen J.H., Hansen O.S. Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute. 2003. 126 p.
66. Amos C.L. Sea surface temperature trends in transitional waters. // Proceedings of ECSA 51-st International Symposium. 2012. P. 7-9.
67. Andersen, J.H., Axe P., Backer H., Carstensen J., Claussen U., Fleming–Lehtinen V., Järvinen M., Kaartokallio H., Knuuttila S., Korpinen S., Laamanen M., Lysiak-Pastuszak E., Martin G., Møhlenberg F., Murray C., Nausch G., Norkko A., Villnäs A. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. Biogeochemistry // Biogeochemistry. 2011. № 106. P. 137-156.
68. BACC Author Group. Assessment of climate change for the Baltic Sea basin. Springer-Verlag, Berlin, 2008. 473 p.
69. Atlas of the Baltic Sea. HELCOM. 2010. 192 p.
70. Baban S.-M.-J. Trophic classification and ecosystem checking of lakes using remotely sensed information // Hydrological Sciences. 1996. № 41. P. 939–957.
71. Backhaus J.O. Climate-sensitivity of European marginal seas. derived from the interpretation of modelling studies // Journal of Marine Systems. 1996. № 7. P. 361-382.
72. Baltic Marine Environment Protection Commission. First Baltic sea pollution load compilation. Helsinki Commission. //Baltic Sea Environ. Proc. 1987. № 20. 56 p.
73. Baltic Marine Environment Protection Commission. Activities of the Commission // Baltic Sea Environ. Proc. № 33. 1989. 70 p.

74. Barton I.J., Satellite-derived sea surface temperatures: current status // Journal of Geophysical Research. 1995. V.100 (C5). P. 8777-8790.
75. Beaugrand G., Reid P.C., Ibanez F., Lindley J.A., Edwards M. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate // Science. № 296. 2002. P. 1692-1694.
76. Behrenfeld M.J., O'Malley R., Siegel D., McClain C., Sarmiento J., Feldman G., A. Milligan, Falkowski P., Letelier R., Boss. E. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity // Nature. 2006. № 444. P. 752-755.
77. Belkin I.M. Rapid warming of Large Marine Ecosystems // Progress in Oceanography. 2009. № 81. P. 207-213.
78. Bender M., Grande K., Johnson K., Marra J., Leb B. P.J., Williams, Sieburth J., Pilson M., Langdon C., Hitchcock G., Orchardo J., Hunt C., Donaghay P., Heinemann K. A Comparison of 4 Methods for Determining Planktonic Community Production // Limnology and Oceanography 1987. V. 32(5). P. 1085-1098.
79. Bidigare R.R., Ondrusek M.E., Brooks J.M. Influence of the Orinoco River outflow on distributions of algal pigments in the Caribbean Sea // Journal of Geophysical Research. 1993. № 98. P. 2259-2269.
80. Blough N.V., Green S.A. Spectroscopic characterizationand remote sensing of non-living organic matter. In: Zepp R.G. and Sonntag, C. The role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle. John Wiley and Sons, 1995. P. 23-45.
81. Borysiak M. Changes in qualitative composition of the southern Baltic phytoplankton against the hydrological background for 1971–1974 // ICES C.M. 1975. № 20. P. 1-10.
82. Bradtke K., Herman A., Urbański J. A. Spatial and inter-annual variations of seasonal sea surface temperature patterns in the Baltic Sea // Oceanologia. 2010. № 52(3). P. 345-362.
83. Bricaud A., Babin M., Morel A., Claustre H. Variability in the Chorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization // J. Geophys. Res. 1995. V. 100. № C7. P. 13321-13332.
84. Bukanova T.V., Stont J.I. Use of satellite data in the ecological monitoring of the South-Eastern Baltic // Proceedings of the 2nd Baltic Green Belt Forum. Towards sustainable development of the Baltic Sea coast. 2010. P. 235-239.
85. Bukanova T., Stont Z., Goushchin O. Sea surface temperature trends in the South–eastern Baltic from satellite data. Proceedings of BSSC 9th Baltic Sea Science Congress: New Horizons for Baltic Sea Science.: Coastal Research and Planning Institute of Klaipeda University. 2013. P. 145.

86. Bukanova T.V., Vazyulya S.V., Kopelevich O.V., Burenkov V.I., Sheberstov S.V., Aleksandrov S.V. Development of regional bio-optical algorithms of satellite data for the South-Eastern Baltic // Proceedings of 2012 IEEE/OES Baltic International Symposium. 2012. P. 1-5.
87. Bukanova T.V., Vazyulya S.V., Kopelevich O.V., Burenkov V.I., Grigoriev A.V., Khrapko A.N., Sheberstov S.V., Aleksandrov S.V. Development of regional bio-optical algorithms for processing satellite ocean color data for the South-Eastern Baltic // Proceedings of VI International Conference «Current problems in optics of natural waters» (ONW'2011). Saint–Petersburg. Nauka of RAS, 2011a. P. 136-140.
88. Bukanova T., Vazyulya S., Kopelevich O., Burenkov V., Grigoriev A., Sheberstov S., Khrapko A., Aleksandrov S. Regional bio-optical algorithms for retrieval of CHL and TSM concentrations from satellite ocean color data in the South-Eastern Baltic // Proceedings of 8th Baltic Sea Science Congress. 2011б. P. 341.
89. Burkholder J. M. Implications of harmful microalgae and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries // Ecological Applications. 1998. V. 8. № 1. P. 37-62.
90. Bushaw K.L., Zepp R.G., Tarr M.A., Schulz-Jander D., Bourbonniere R.A., Hodson R.E., Miller W.L., Bronk D.A., Moran M.A. Photochemical release of biologically available nitrogen from aquatic dissolved organic matter // Nature. № 381. 1996. P. 404-407.
91. Carlson R.-E. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22. 1977. P. 361-369.
92. Clark R.B., Marine Pollution. Clarendon Press, Oxford, 1986. 215 p.
93. Coasts and Seas // Environmental Quality Criteria. Report 5052. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency, 2002. 138 p.
94. Coble P., Hu Ch., Gould Jr. R.W., Chang G., Wood A.M. Colored Dissolved Organic Matter in the Coastal Ocean. An optical tool for coastal zone environmental assessment and management // Oceanography. 2004. V.17(2). P. 50-59.
95. Crusado A. Eutrophication in the pelagic environment and its assessment // UNESCO Rep. Mar. Sci. 1998. № 49. P. 57-66.
96. Darecki M., Ficek D., Krężel A., Ostrowska M., Majchrowski R., Wozniak S., Bradtke K., Dera J., Wozniak B. Algorithm for the remote sensing of the Baltic ecosystem (DESAMBEM). Part 2: Empirical validation // OCEANOLOGIA. 2008. V. 50(4). P. 509-538.
97. Darecki M., Stramski D. An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea // Remote Sensing of Environment. 2004. P. 326-350.

98. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. 2000. 77p.
99. Doerffer R., Fiseher J. Concentration of chlorophyll, suspended matter, and gelbstoff case II water derived from satellite coastal zone color scanner data with inverse modeling methods // J. Geophysical Research. 1994. V. 99. № C4. P. 7457-7466.
100. Doerffer R., Schiller H. MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project – Atmospheric Correction ATBD. GKSS Research Center. Geesthacht Version 1.0 18. 2008. 83 p.
101. Doerffer R., Schiller H. Pigment index, sediment and gelbstoff retrieval from direction water leaving radiance reflectances using inverse modeling technique. MERIS Algorithm Theoretical Basis Document 2.12. European Space Agency. 1997. P. 83.
102. Edler L. Qualitative analysis of phytoplankton //Medd. Havsfiskelab., Lysekil. 1975. № 179. P. 67-110.
103. Edler L. Phytoplankton and primary production in the Sound // Dep. Mar. Bot. Univ. Gothenburg, 1977. P. 1-82.
104. Edler L. Phytoplankton succession in the Baltic Sea //Acta Bot. Fenica. 1979. № 110. P. 75-78.
105. Elmgren R. Man’s impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century // Ambio. 1989. № 18. P. 326-332.
106. Finni T., Kononen K., Olsonen R., Wallström K. The history of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea // Ambio. 2001. V. 30. P. 172-178.
107. Fisher R. A., Yates F. Statistical tables for biological, agricultural and medical research. London. Aufl. Oliver & Boyd, 1963. 146 p.
108. Forsberg C. Eutrophication of the Baltic Sea. The Baltic Sea environment. Session 3. Uppsala University, 1991. 32p.
109. Gasiunaite Z. R., Cardoso A. C., Heiskanen A. S., Henriksen P., Kauppila P., Olenina I.,Pilkaityte R., Purina I., Razinkovas A., Sagert S., Schubert H., Wasmund N. Seasonality of coastal phytoplankton in the Baltic Sea: influence of salinity and eutrophication // Estuarine Coastal and Shelf Science. 2005. № 65. P. 239-252.
110. Gessner E. Phosphat-Nitrat und Planktongehalt im Arkonabecken // Conseil Perman Intern. Expplor. Mer. 1933. V. 8. № 2. P. 181-194.
111. Gordon H. R., Brown O.B. Ewans R.H., Brown J.W., Smith R.C., Baker K.S., Clark D.K. A semianalytical radiance model of ocean color // Journal of Geophysical Research. 1988. № 93. P. 10.909-10.924.

112. Gordon H. R., Morel A. Y. Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery: A Review. Springer. New York, 1983.114 p.
113. Gromisz S., Witek Z. Main phytoplankton assemblages in the Gulf of Gdansk and the Pomeranian Bay from 1994 to 1997 // Bulletin of the sea fisheries institute. Gdynia, 2001. 2 (153). P. 31-51.
114. Gustafsson B.G., Schenk F., Blenckner T., Eilola K., Meier H.E.M., Müller-Karulis B., Neumann T., Ruoho-Airola T., Savchuk O.P., Zorita E. Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850-2006 // Ambio. 2012. № 41. P. 534.
115. Hakanson L., Bryhn A.C. Eutrophication in the Baltic Sea. Present situation, nutrient transport process, remedial strategies. Springer, 2008. 264 pp.
116. Hakanson L. Water Pollution – Methods and Criteria to Rank, Model and Remediate Chemical Threats to Aquatic Ecosystems. Backhuys Publishers, Leiden, 1999. 299 p.
117. Hallegraeff G.M., Anderson D.M., Cembella A.D., Enevolsen H.O. Manual on harmful marine microalgae. Copengagen. UNESCO, 1995. № 33. 551 p.
118. Hallfors G.A., Niemi A. Biological oceanography / The Baltic Sea (Voipio, A., ed.), Amsterdam. Elsevier Oceanogr. Ser. № 30. 1981. P. 219-238.
119. HELCOM. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region // Baltic Sea Environment Proceedings. 2013a. № 133. 134 p.
120. HELCOM. Climate change in the Baltic Sea Area: HELCOM thematic assessment in 2013 // Baltic Sea Environment Proceedings. 2013б. № 137. 66 p.
121. HELCOM. Climate Change in the Baltic Sea Area. Thematic Assessment in 2007 // Baltic Sea Environment Proceedings. 2007. № 111. 48 p.
122. HELCOM. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea // Baltic Sea environmental proceedings. 2006. № 104. 64 p.
123. HELCOM. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. // Baltic Sea Environment Proceedings. 2009. № 115B. 148 p.
124. HELCOM. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011. A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings. 2014. № 143. 41 p.
125. Hobro R. Stages of annual zooplankton succession ibn the Asko area (northern Baltic sea) // Acta Bot. Fenica. 1979. № 110. P. 79-80.
126. Hordoir R., Meier H.E.M. Effect of climate change on the thermal stratification // Climate Dynamics 2011. V. 38(9-10). P. 1-11.
127. Højerslev N.K., Aas. E. Spectral light absorption by yellow substance in the Kattegat-Skagerrak area // Oceanologia. 2001. V. 43. P. 39-60.

128. IOCCG Report Number 3. Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal and Other Optically–Complex Waters. Dartmouth Canada: MacNab Print, 2000. 140 p.
129. IPCC: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013. 1535 pp.
130. Janssen F., Neumann T., Schmidt M. Interannual variability of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea controlled by wintertime hydrographic conditions // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2004. № 275. P. 59-68.
131. Jerlow N.G. The optical classification of sea water in the euphotic zone –Kobenhavns University. Institute of Fisheries and oceanolgraphy. Report № 36. 1978. 203 p.
132. Kononen K. Dynamics of the toxic cyanobacteria blooms in the Baltic Sea // Finnish Marine Research. 1992. № 261. P. 3-36.
133. Kopelevich O.V., Sheberstov S.V., Vazyulya S.V., Zolotov I.G., Bailey S.W. New approach to atmospheric correction of satellite ocean color data // Proceedings of. SPIE. 2007. V. 6615. P. 661502.
134. Kowalczuk P. Seasonal variability of yellow substance absorption in the surface layer of the Baltic Sea // Journal of Geophysical Research. № 104. 1999. P. 30047-30058.
135. Kratzer S., Brockmann C., Moore G. Using MERIS full resolution data to monitor coastal waters - A case study from Himmerfjärden, a fjord-like bay in the northwestern Baltic Sea // Remote Sensing of Environment. 2008. № 112(5). P. 2284-2300.
136. Kratzer S., Ebert K., Sørensen K. Monitoring the Biooptical State of the Baltic Sea Ecosystem with Remote Sensing and Autonomous In Situ Techniques. In: Harff, J., Björck, S., Hoth, P. (Eds.) The Baltic Sea Basin. Springer, 2011. 449 p.
137. Kutser T. Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters // International Journal of Remote Sensing. 2009. V. 30(17). P. 4401-4425.
138. Larsson U., Elmgren R., Wulff F. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences // Ambio. 1985. №14. P. 9-14.
139. Lehmann A., Getzlaff K., Harlaß J. Detailed assessment of climate variability in the Baltic Sea area for the period 1958 to 2009 // Climate Research. 2011. № 46. P. 186 - 195.
140. Lindgren D., Håkanson L. Functional classification of coastal areas as a tool in ecosystem modeling and management. In. Mass-Balance Modelling and GIS-Based

Data Analysis as Tools to Improve Coastal Management. Uppsala, Sweden Uppsala University. Licentiate thesis. 2007. 126 p.

141. Marashi S.H. Summary Information on the Role of International Fishery and Other Bodies with Regard to the Conservation and Management of Living Resources of the High Seas. FAO Fisheries Circular. No. 908, Rome, FAO. 1996. 104p.
142. Maritorena S., Siegel D. A., Peterson A. Optimization of a semi-analytical ocean color model for global scale applications // Applied Optics. 2002. №41(15). P. 2705-2714.
143. Martin S. An Introduction to ocean remote sensing. – Second edition. Cambridge, 2014. 496 pp.
144. Melvasalo T., Viljamaa H. Plankton composition in the Helsinki sea area // Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr. 1975. № 239. P. 301-310.
145. Mobley C.D. Light and water; radiative transfer in Natural waters. San diego, CA: Academic press, 1994. 592 p.
146. Moran M.A., Zepp R.G. Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter // Limnology and Oceanography. 1997. № 42. 1307-1316.
147. Morel A., Antoine D. Pigment index retrieval in Case1 waters. In ENVISAT–MERIS Algorithm Theoretical Basis Document 2.9. European Space Agency. 1999. P. 25.
148. Morel A., Gentili B. Diffuse reflectance of oceanic waters. II. Bidirectional aspects // Appl. Opt. 1993. V. 32. P. 6864-6879.
149. Morel A., Prieur L. Analysis of variations of ocean colour // Limnology and Oceanography. 1977. V. 22. P. 709-722.
150. Mueller J.L., Morel A., Frouin R. et al. Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation, Revision 4, Volume III: Radiometric Measurements and Data Analysis Protocols // NASA Tech. Memo. 211621. NASA Goddard Space Flight Center. Greenbelt, Maryland. 2003. 78 p.
151. Muren U., Berglund J., Samuelsson K., Andersson A. Potential effects of elevated sea-water temperature on pelagic food webs // Hydrobiologia. 2005. № 545. P. 153-166.
152. Nausch G., Nehring D., Erterberg G. Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea // Limnologica. 1999. № 29. P. 233-241.
153. Nehring D. Eutrophication in the Baltic Sea. Science of the Total Environment. 1992. P. 673-682.
154. Nehring D., Schultz S., Kaiser W. Long-term phosphate and nitrate trends in the Baltic proper and some biological consequences: A contribution to the discussion

concerning the eutrophication of these waters // Rapp. Proc.-verb. Reun. Cons. Intern. Explor. Mer. 1984. V. 183. P. 193-203.

155. Neumann T., Eilola K., Gustafsson B., Muller–Karulis B., Kuznetsov I., Meier M.H.E., Savchuk O.P. Extremes of temperature, oxygen and blooms in the Baltic Sea in a changing climate // AMBIO. 2012. № 41. P. 574-585.
156. Niemi A. Ecology of the phytoplankton of the Tvarminne area, SW coast of Finland. II. Primary production and environmental conditions in the archipelago and the sea zone // Acta. Bot. Fen. 1975. №105. P. 1-68.
157. Niemi A., Hallfors G. Some phytoplankton species from Baltic waters // Mem. Soc. Fauna Flora Fennica. 1974. № 49. P. 77-93.
158. Niemi A., Ray J. L. Phytoplankton production in Finnish coastal waters. Report 2: Phytoplankton biomass and composition in 1973 // Meri. 1977. № 4. P. 6-22.
159. Nixon S. W. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns // Ophelia. 1995. № 41. P. 199-219.
160. Ojaveer E. Marine pelagic fishes // The Baltic Sea. 1983. P. 276-292.
161. Olenina I., Olenin S. Environmental problems of the south-eastern Baltic coast and the Curonian lagoon // Baltic coastal ecosystems. Structure, Function and Coastal Management / ed. by E. Schernewski, U. Schiewer. Berlin; Heidelberg; New York: Springer, 2002. P. 149-156.
162. Omstedt A., Meuller L. Nyberg L. Interannual, Seasonal and Regional Variations of Precipitation and Evaporation over the Baltic Sea // Ambio. 1997. № 26(8). P. 484-492.
163. Omstedt A., Nyberg L. Response of Baltic sea ice to seasonal, interanhual forcing and Climate change. Tellus, 1996. № 48A. V. 5. P. 644-662.
164. O'Reilly J.E. and 21 co–authors. Ocean color chlorophyll a algorithms for SeaWiFS. OC2 and OC4: Version 4. In: SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analysis. Part 3. NASA Tech Memo. 206892. 11. NASA Goddard Space Flight Center. Greenbelt. Maryland, 2000. P. 9-23.
165. Pilkaityte R., Razinkovas A. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing // Hydrobiologia. 2006. № 555(1). P. 41-48.
166. Plinski M., Dobron K. The composition, abundance and distribution of dinoflagellates in the Gulf of Gdansk in the years 1992-1994. Oceanological Studies year: 1999. V. 28(1-2). P. 41-49.
167. Pope R.M., Fry E.S. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. 1. Integrating cavity measurements // Appl. Opt. 1997. V. 36. № 33. P. 8710-8723.

168. Premazzi G., Borsani G., Cardoso A.C., Chiaudani G., Defreancesco C., Kallio K., Petterson K., Pierson D., Rodari E., Methods in Limnology. In: Lindell T., Piersson D., Premazzi G., Zilioli E. Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities. 1999. 164 pp.
169. Prieur L., Sathyendranath S. An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials // Limnol. Oceanogr. 1981. № 26(4). P. 671-689.
170. Rak D., Wieczorek P. Variability of temperature and salinity over the last decade in selected regions of the southern Baltic Sea // Oceanologia. 2012. № 54 (3). P. 339-354.
171. Redfield A. C., Ketchum B. H., Richards F. A. The influence of organisms on the composition of sea water. In The sea (Hill, M. N., ed.). Wiley, New York, 1963. pp. 26-77.
172. Renk H., Bralewska J.M., Lorenz Z., Nakonieczny J., Ochocki S. Primary production of the Baltic Sea // Bull. Sea Fish. Inst. 1992. V. 3(127). P. 35-42.
173. Renk H., Ochocki S. Photosynthetic rate and light curves of phytoplankton in the southern Baltic // Oceanologia. 1998. № 40(4). P. 331-344.
174. Rönnberg C., Bonsdorff E. Baltic Sea eutrophication: are–specific ecological consequences. In: Kautsky H., Snöijs P. (eds) 17th BMB Symposium. Kluwer, Stockholm. 2004. pp. 227-241.
175. Ringer Z. Phytoplankton of the southern Baltic Sea // Pol. Archiw Hydrobiol. 1973. V. 20, №3. P. 371-378.
176. Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer S., Jonsson P., Persson G., Dahlin H. Marine eutrophication case studies in Sweden // Ambio. 1990. № 19. P. 102-108.
177. Schiewer U. Ecology of Baltic coastal waters. Springer–Verlag, 2008. 430 pp.
178. Semionova S. N., Feldman V. N., Zezera A. S. Spatial structure of phytocene on the Baltic Sea on May 1992 // ICES C. M. L: 27. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea. 1993. P. 1-18.
179. Semionova S. N., Feldman V. N., Zezera A. S. Spatial-temporal fluctuations of phytocene on the south Baltic Sea during fall and spring // ICES C. M. 1995. L: 21. - Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea. 1995. P. 14-38.
180. Sergeeva L.G. Typification of winters by the degree of the climate and ice severity in the Curonian and Vistula Lagoons of the South-Eastern part of the Baltic Sea // Proceedings of ASRIHMI-WDC. № 108.1983. P. 95-100.

181. Shifrin K.S. Physical optics of ocean water // AIP Translation Series. Amer. Inst. Phys. New York. 1988. 285 p.
182. Siegel D.A., Antoine D., Behrenfeld M.J., Fanton d'Andon O.H., Fields E., Franz B.A., Goryl P., Maritorena S., McClain C.R., Wang M. State of Climate 2011-Global Ocean Phytoplankton // Bulletin of the American Meteorological Society. 2012. №93. P. 107-110.
183. Siegel H., Gerth M., Tschersich. G. Sea surface temperature development of the Baltic Sea in the period 1990-2004 // Oceanologia. 2006. № 48. P. 119-131.
184. Störmer O. Climate Change Impacts on Coastal Waters of the Baltic Sea. In: Schernewski G., Hofstede J., Neumann T. (eds): Global Change and Baltic Coastal Zones, Coastal Research Library-Series, Springer, Dordrecht, 2011. V. 1. P. 51-69.
185. Thiemann S., Kaufmann H. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data – a semi–empirical multisensory and multitemporal and multispectral approach for the Mecklenburg Lake District. Germany // Remote Sensing of Environment. 2002. № 81. P. 228-237.
186. Vahtera E, Conley DJ, Gustafsson BG, Kuosa H, Pitkänen H, et al. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea // Ambio. 2007. № 36. P. 186-194.
187. Vazyulya S.V., Kopelevich O.V., Sheberstov S.V., Sahling I.V., Bukanova T.V. Comparison between the data products derived from satellite ocean color sensors MERIS and MODIS-AQUA // Abstract book of Sentinel-3 OLCI/SLSTR and MERIS/(A)ATSR workshop. 2012. P. 86.
188. Viktor K., Plinski M. Changes in plankton resulting from the eutrophication of a Baltic firth // Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr. 1975. № 239. P. 311-315.
189. Voipio. A. The Baltic Sea. Amsterdam: Elsevier Oceanographic Series, 1981. 418 p.
190. Voss R., Petereit C., Schmidt J.O., Lehmann A., Makarchouk A., Hinrichsen H.H. The spatial dimension of climate-driven temperature change in the Baltic Sea and its implication for cod and sprat early life stage survival // Journal of Marine Systems. 2012. №100–101. P. 1-8.
191. Vuoristo H. Water quality classification of finnish inland waters // European Water Management. 1998. №1(6) P. 35-41.
192. Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J., Fromentin J.M., Hoegh-Goldberg O., Bairlein F. Ecological responses to recent climate change // Nature 2002. № 416. P. 389-395.

193. Wasmund N. Occurrence of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea in relation to environmental conditions // Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie. 1997. V. 82. № 2. P. 169-184.

194. Wasmund N., Andrushaitis A., Łysiak-Pastuszak E., Muller-Karulis B., Nauscha. G., Neumanna T., Ojaveer H., Olenina I., Postel L., Witek Z. Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas // Estuarine. Coastal and Shelf Science. 2001. № 53. P. 849-864.

195. Wasmund N., Nauch G., Matthäus W. Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea–spatio-temporal development and long-term trends // Journal of Plankton Research. 1998. № 20. P. 1099-1117.

196. Wasmund N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A. Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea // Journal of Marine Systems. 2011. № 87. P. 145-159.

197. Wasmund N., Uhlig S. Phytoplankton trends in the Baltic Sea // ICES Journal of Marine Science. 2003. № 60. P. 177-186.

198. Wetzel R.G. Limnology. Saunders College Publishers, 1983. 767 p.

199. Wieland E., Santschi P.H., Beer J. Scavenging of Chernobyl ^{137}Cesium and natural ^{210}Pb in Lake Sempach, Switzerland // Geochim. Cosmochim. 1991. № 57. P. 259-2979.

200. Wiktor K., Plinski M. Long-term changes in the biocoenosis of the Gulf of Gdansk, Oceanologia. 1992. № 32. P. 69-79.

201. Witek Z. Seasonal changes in the composition and size structure of plankton in the nearshore zone of the Gulf of Gdansk // Ophelia. 1992. № 4. P. 287-298.

202. Witek B., Plinski M. Occurrence of blue-green algae in the phytoplankton of the Gulf of Gdansk in the years 1994-1997 // Oceanol. Stud. 1998. № 3. P. 77-82.

203. Wozniak B., Krezel A., Darecki M., Wozniak S.B., Majchrowski R., Ostrowska M., Kozłowski Ł., Ficek D., Olszewski J., Dera J. Algorithm for the remote sensing of the Baltic ecosystem (DESAMBEM). Part 1: Mathematical apparatus // OCEANOLOGIA. 2008. V. 50(4). P. 451-508.

204. Wulff F., Stiegebrant A., Rahm L. Nutrient dynamics of the Baltic Sea //Ambio. 1990. V. 19. № 3. P.126-133.

205. Архив спутниковых данных MODIS Годдардского аэрокосмического центра НАСА Ocean Color Web. [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://oceancolor.gsfc.nasa.gov. Дата обращения: 14 января 2013 г.

206. Интернет-семинар Межуниверситетского аэрокосмического центра при Географическом факультете МГУ им. М.В. Ломоносова [Электронный ресурс].

Режим доступа: http://www.geogr.msu.ru/science/aero/acenter/int_sem7/sem7_1.htm. Дата обращения: 11 марта 2011 г.

207. Численный прогноз погоды Варшавского университета [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://www.meteo.pl. Дата обращения: 20 февраля 2012 г.

208. Bulycheva E., Stont Z., Bukanova T. Variations of sea surface temperature and ice conditions in the South-Eastern Baltic over the last decade // Baltic International Symposium (BALTIC), 2014 IEEE/OES, 27-29 May, Tallinn. IEEE. 2014. P. 1-10. [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://ieeexplore.ieee.org/xpl/articleDetails.jsp?arnumber=6887877&punumber%3D6879365%26sortType%3Dasc_p_Sequence%26filter%3DAND%28p_IS_Number%3A6887825%29%26pageNumber%3D3. Дата обращения: 17 июля 2014 г.

209. Jaanus A., Andersson A., Hajdu S., Huseby S., Jurgensone I., Olenina I., Wasmund N. Shifts in the Baltic Sea summer phytoplankton communities in 1992-2006. HELCOM Indicator Fact Sheet. Helsinki Commission. 2007. [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/eutrophication/shifts-in-the-baltic-sea-summer-phytoplankton-communities-in-1992-2006. Дата обращения: 13 марта 2014 г.

210. Wasmund N., Busch S., Gromisz S., Hajdu S., Höglander H., Jaanus A., Johansen M., Jurgensone I., Karlsson C., Kownacka J., Kraśniewski W., Olenina I. Cyanobacteria biomass indicator // HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2013. [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/eutrophication/cyanobacteria-biomass. Дата обращения: 14 мая 2014 г.