

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ТВЕРСКОЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи

Бочаров Александр Вячеславович

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ
ВНУТРЕННЕГО ВОДОЕМА
НА ОСНОВЕ МЕТОДОВ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ
НА ПРИМЕРЕ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Специальность: 25.00.36 – Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель: доктор географических наук, доцент,
профессор кафедры Тихомиров Олег Алексеевич

Научный консультант: доктор физико-математических наук,
ведущий научный сотрудник Лебедев Сергей Анатольевич

Тверь, 2022

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
ГЛАВА 1. АНАЛИЗ ПРЕДМЕТНОЙ ОБЛАСТИ И ПОСТАНОВКА ЗАДАЧ ИССЛЕДОВАНИЯ	13
1.1. Физические основы исследований на основе методов дистанционного зондирования Земли.....	13
1.2. Виды данных дистанционного зондирования и их обработка	18
1.3. Взаимодействие электромагнитного излучения с водой	20
1.3.1. Спектральные свойства чистой воды	20
1.3.2. Спектральные свойства природных вод.....	25
1.4. Спектральные свойства потока излучения от водоема	29
1.5. Спутниковое дистанционное зондирование водных объектов	35
1.5.1. Исследования водных объектов в видимом диапазоне электромагнитного спектра	35
1.5.1.1. Свойства водного столба	36
1.5.1.2. Оценка содержания хлорофилла.....	36
1.5.1.3. Первичная продуктивность	36
1.5.1.4. Цветение водорослей.....	37
1.5.1.5. Взвешенные вещества	37
1.5.1.6. Растворенные органические вещества	38
1.5.1.7. Моделирование ослабления сигнала в толще воды для получения батиметрических данных	38
1.5.1.8. Исследования донной поверхности мелководных участков	39
1.5.2. Исследования водных объектов в инфракрасном диапазоне электромагнитного спектра.	39

1.6. Особенности применения данных дистанционного зондирования в исследованиях внутренних водоемов	40
1.7. Изученность проблемы.....	42
1.8. Постановка задач исследования	46

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ.

МАТЕРИАЛЫ И ИХ ОБРАБОТКА.....	48
2.1. Физико-географическая характеристика Иваньковского водохранилища.....	48
2.2. Материалы спутниковой съемки и полевые наблюдения	55
2.3. Обработка данных спутника Landsat-8.....	57
2.3.1. Характеристика сенсоров спутника Landsat-8.....	57
2.3.2. Измерение излучения, приходящего на сенсор.....	58
2.3.3. Измерение отражательной способности природных объектов....	60
2.3.4. Измерение температуры подстилающей поверхности	64
2.4. Атмосферная коррекция.....	67

ГЛАВА 3. ИССЛЕДОВАНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ОСНОВЕ МЕТОДОВ ДИСТАНЦИОННОГО

ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ	71
3.1. Использование данных ДЗЗ для разделения водных и наземных геосистем.....	71
3.1.1. Алгоритм выделения границ водных объектов	72
3.1.2. Алгоритм выявления областей распространения вышей водной растительности	75
3.2. Использование данных спутника Landsat-8 для оценки состояния водных масс Иваньковского водохранилища	80
3.2.1. Оценка теплового режима.....	80
3.2.2. Оценка параметров водных масс	86
3.2.2.1. Использование биооптических алгоритмов в исследованиях водоемов.	86

3.2.2.2.	Оценка показателя мутности воды.	89
3.2.2.3.	Оценка показателя цветности воды.	95
3.2.2.4.	Оценка концентрации хлорофилла в воде.	102
3.2.2.5.	Оценка биомассы и первичной продукции.	110
3.2.2.6.	Определение показателя трофности.	111
3.3.	Оценка точности предлагаемых моделей.....	115
3.4.	Рекомендации по выбору спектральных зон для биооптического моделирования внутренних водоемов.....	120
3.5.	Перспективные направления развития технологии ДЗЗ для исследований внутренних водоемов.....	122
ЗАКЛЮЧЕНИЕ		123
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....		126
ПРИЛОЖЕНИЕ 1.		136

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования

Внутренние водоемы, озера и водохранилища, являясь ценными источниками водных ресурсов, активно используются для целей рыболовства, транспорта, сельского хозяйства, промышленности, отдыха и туризма. В современных условиях аквальные комплексы внутренних водоемов испытывают огромное антропогенное воздействие, превышающее пределы их способностей к самовосстановлению. Мониторинг параметров геосистем с помощью традиционных методов наблюдений: отбор проб воды на месте с последующим лабораторным анализом – требует существенных финансовых и временных ресурсов на их проведение. Традиционные методы дают точечные оценки, а не пространственную картину экологического состояния водоема в целом.

В настоящее время для исследования природных объектов активно применяются методы, использующие данные дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). Они являются ценным источником информации для изучения земной поверхности, особенно там, где традиционных полевых наблюдений недостаточно или они вовсе отсутствуют. С одной стороны, данные ДЗЗ широко применяются в исследованиях морей и океанов. С другой стороны, несмотря на объективную необходимость, их применение в комплексных исследованиях внутренних водоемов в рамках геоэкологического мониторинга достаточно ограничено. Это связано с необходимостью учета местных особенностей водных масс и недостаточной разработанностью подходов к использованию данных ДЗЗ для применения в исследованиях внутренних водоемов. В частности, для исследования биооптических параметров водных масс требуется применение региональных алгоритмов обработки данных ДЗЗ. Для мелководных водоемов с обширными областями развития прибрежной растительности необходима разработка методик

точного выделения береговой линии и границ зон распространения воздушно-водной растительности.

Научная проблема, на решение которой направлена работа, – это оценка возможности использования данных дистанционного зондирования в оптическом диапазоне для геоэкологического мониторинга внутренних водоемов.

Ключевым **объектом исследования** является Иваньковское водохранилище, расположенное в Тверской и Московской областях, образованное перекрытием русла Волги плотиной у города Дубна.

Предмет исследования – методики применения данных ДЗЗ для геоэкологических исследований внутренних водоемов методами биооптического моделирования параметров воды. В работе на основе обработки спутниковых снимков выполнена оценка мутности, цветности, содержания хлорофилла «а», биомассы фитопланктона, первичной продукции; определен трофический статус, дана характеристика термических свойств водной поверхности, выделены береговая линия и границы области распространённости воздушно-водной растительности.

Целью работы является усовершенствование методов геоэкологического мониторинга и оценка состояния внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ.

Под состоянием водоема понимается характеристика водного объекта по совокупности его количественных и качественных показателей применительно к видам водопользования. В данной работе выбор параметров состояния определялся репрезентативностью для оценки водной геосистемы.

Для достижения цели в работе поставлены следующие **задачи**:

- 1) проведение экспериментальных исследований, целью которых является оценка возможностей использования данных ДЗЗ для выделения береговой линии водоема, а также границ и площадей зарастания высшей водной растительностью;

- 2) сбор данных оптически чувствительных параметров водоема путем проведения полевых подспутниковых наблюдений на акватории Иваньковского водохранилища, создание региональных алгоритмов для биооптического моделирования параметров воды;
- 3) расчет температуры поверхностных вод Иваньковского водохранилища с использованием стандартного алгоритма обработки данных ДЗЗ;
- 4) построение картосхем распределения исследуемых параметров для всей акватории Иваньковского водохранилища и проведение их пространственного анализа, оценка распространенности воздушно-водной растительности;
- 5) исследование гидрологических, гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических параметров Иваньковского водохранилища по данным ДЗЗ;
- 6) проведение исследования трофического состояния Иваньковского водохранилища по данным ДЗЗ;
- 7) разработка методических схем проведения геоэкологических исследований внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ, оценка их применимости и разработка рекомендаций их дальнейшего использования, с учетом перспективных направлений развития технологий обработки данных ДЗЗ.

Работа написана на основании полевых исследований на акватории Иваньковского водохранилища, проведенных автором в 2015 году. Химический анализ проб воды проводился в лабораториях Тверского государственного университета и Иваньковской научно-исследовательской станции Института водных проблем РАН. В качестве данных ДЗЗ использованы снимки спутника Landsat-8 за период вегетации с мая по август 2015 года. Основу программного обеспечения составили программные продукты ArcGis, MS EXCEL, Origin.

Научная новизна

1. В течение июня – августа 2015 года впервые на акватории Иваньковского водохранилища были проведены комплексные подспутниковые исследования (то есть отбор проб во время проведения спутниковой съемки).

2. Разработан алгоритм выделения береговой линии и алгоритм выделения границ воздушно-водной растительности, на которые получен патент на изобретение.

3. Впервые для Иваньковского водохранилища разработаны региональные алгоритмы определения показателей мутности, цветности, концентрации хлорофилла «а» по данным ДЗЗ оптического диапазона.

4. Разработаны методические схемы проведения исследований внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ оптического диапазона.

На защиту выносятся следующие положения:

1. Разработан алгоритм выделения береговой линии внутренних водоемов и границ зон зарастания воздушно-водной растительностью по данным спутника Landsat-8.
2. Получены региональные алгоритмы определения мутности, цветности, концентрации хлорофилла «а» в Иваньковском водохранилище по данным ДЗЗ оптического диапазона, а также построены картосхемы пространственного распределения исследуемых параметров.
3. Подтверждено тепловое загрязнение Иваньковского водохранилища в районе места сброса вод с Конаковской ГРЭС с превышением температуры воды в Мошковском заливе на 3–4°C. Наиболее сильной эвтрофикации подвержен Шошинский плес (средняя глубина 1,9 м), который имеет превышение средних значений концентрации хлорофилла «а» по сравнению с другими акваториями на $4,7 \pm 1,4$ мкг/л, биомассы – на $1,6 \pm 0,2$ г/м³, первичной продукции – на $38,9 \pm 9,6$ г·С/м² в год и мутности – на $2,8 \pm 0,9$ мг/л.

4. Разработан комплекс методических схем для проведения исследований внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ оптического диапазона.

Теоретическая ценность работы состоит в разработке методик исследования внутренних водоемов по данным ДЗЗ оптического диапазона.

Практическая значимость работы:

1. Для Иваньковского водохранилища разработаны региональные алгоритмы обработки данных ДЗЗ оптического диапазона для оценки концентрации хлорофилла «а», показателей мутности и цветности. Их применение возможно как для будущих, так и для ретроспективных данных.

2. Разработан алгоритм выделения береговой линии внутренних водоемов и границ зон зарастания воздушно-водной растительностью по данным ДЗЗ оптического диапазона, который был использован для уточнения областей развития воздушно-водной растительности на акватории Иваньковского водохранилища.

3. Исследованы гидрологические (актуализированы границы водоема), гидрофизические (температуры поверхностных вод, мутность), гидрохимические (цветность), гидробиологические (концентрация хлорофилла «а», биомасса фитопланктона, продуктивность, площади зарастания воздушно-водной растительности) параметры Иваньковского водохранилища и построены соответствующие картосхемы.

4. Разработаны методические схемы для исследований внутренних водоемов на основе современных технологий обработки данных ДЗЗ оптического диапазона.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности

Полученные научные результаты соответствуют паспорту научной специальности 25.00.36 – «Геоэкология»:

- п. 1.8. Природная среда и геоиндикаторы ее изменения под влиянием урбанизации и хозяйственной деятельности человека: химическое и радиоактивное загрязнение почв, пород, поверхностных и подземных вод и

сокращение их ресурсов, наведенные физические поля, изменение криолитозоны.

п. 1.9. Оценка состояния, изменений и управление современными ландшафтами.

п. 1.17. Геоэкологическая оценка территорий. Современные методы геоэкологического картирования, информационные системы в геоэкологии. Разработка научных основ государственной экологической экспертизы и контроля.

Методы и данные исследования

В работе использованы данные ДЗЗ оптического диапазона, полученные сенсорами, расположенными на борту искусственного спутника Земли Landsat-8, путем измерения отраженного от водной поверхности солнечного излучения. Использован стандартный алгоритм определения температуры поверхности воды по данным ДЗЗ в оптическом диапазоне, а также применены алгоритмы исследования биооптических параметров водных масс, которые основаны на поглощении и рассеянии электромагнитного излучения в воде, полученные методом линейной регрессии данных ДЗЗ и подспутниковых *in situ* измерений. Для пространственного анализа территориальных закономерностей экологических свойств использованы методы моделирования в ГИС.

Апробация работы

Основные положения обсуждались на V Всероссийском с международным участием медико-биологическом конгрессе молодых ученых «Симбиоз-Россия 2012» (Тверь); II Всероссийской научно-практической конференции «География, экология, туризм: научный поиск студентов и аспирантов» (Тверь, 2014); Всероссийской открытой конференции «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса» (Москва, 2014–2017); III Всероссийской научно-практической конференции «География, экология, туризм: научный поиск студентов и аспирантов» (Тверь, 2015); конгрессе молодых ученых-географов «ГеоПоиск-2016»

(Тверь); V Всероссийской научно-практической конференции «География, экология, туризм: научный поиск студентов и аспирантов» (Тверь, 2017); VIII Всероссийской научно-практической конференции «География, экология, туризм: научный поиск студентов и аспирантов» (Тверь, 2020).

Публикации

По теме диссертации опубликовано 7 статей, в том числе 3 статьи в журналах из перечня рецензируемых научных изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени кандидата наук, на соискание ученой степени доктора наук (перечень ВАК), и 1 статья в журнале, включенном в международные библиографические и реферативные базы Scopus и Web of Science. Получен 1 патент на изобретение.

Личный вклад автора

Автор работы самостоятельно выполнил все этапы исследования: постановка задач исследования, определение пунктов отбора проб, проведение подспутниковых экспериментов (сбора проб воды). Также лично автором были выполнены следующие работы: подготовка проб в полевых условиях и их анализ в лаборатории спектроскопии Тверского государственного университета, обработка спутниковых снимков, компьютерное моделирование, разработка региональной ГИС и др. Для сбора информации о распространенности водной растительности автором были проведены многочисленные маршрутные наблюдения вдоль береговой линии.

Структура и объем работы

Диссертация состоит из введения, трех глав и заключения. Общий объем рукописи составляет 139 страниц машинописного текста, 54 рисунка и 18 таблиц. Список использованной литературы содержит 101 наименование, в том числе 46 иностранных.

Во введении обоснована актуальность диссертационной работы, сформулированы цель и задачи исследования, определена новизна

полученных научных результатов, их теоретическая ценность и практическая значимость, приведены сведения об апробации и публикациях. В первой главе рассмотрены подходы к исследованию водных объектов на основании данных ДЗЗ в оптическом диапазоне. Во второй главе дается характеристика объекта исследования и используемых материалов, а также обсуждается обработка данных сенсоров OLI и TIRS спутника Landsat-8. В третьей главе проведены комплексные исследования Иваньковского водохранилища на основе данных ДЗЗ (выделены границы водоема и зоны распространения воздушно-водной растительности, исследованы термический режим, мутность, цветность и концентрация хлорофилла «а», трофический статус, биомасса фитопланктона, первичная продукция). В заключении приведены основные результаты исследования. В Приложении 1 приведены месторасположения и фотографии пунктов верификации достоверности модели оценки распространения воздушно-водной растительности на акватории Иваньковского водохранилища.

ГЛАВА 1. АНАЛИЗ ПРЕДМЕТНОЙ ОБЛАСТИ И ПОСТАНОВКА ЗАДАЧ ИССЛЕДОВАНИЯ

1.1. Физические основы исследований на основе методов дистанционного зондирования Земли

Термин «дистанционное зондирование» означает зондирование поверхности Земли из космоса с использованием свойств электромагнитных волн, излучаемых, отражаемых или рассеиваемых зондируемыми объектами, с целью лучшего распоряжения природными ресурсами, совершенствования землепользования и охраны окружающей среды (Лебедев, 2016).

Понятие дистанционного зондирования появилось в XIX веке после изобретения фотографии. В 60-х годах прошлого века произошел скачок в развитии технологий дистанционного зондирования, который был связан с появлением космических летательных аппаратов (с пилотируемыми космическими полетами, разведывательными, метеорологическими и ресурсными спутниками).

В 1972 году Национальным управлением по аэронавтике и исследованию космического пространства США (National Aeronautics and Space Administration – NASA) был запущен первый исследовательский спутник программы Landsat, производящий съемку в нескольких спектральных каналах и передающий информацию в цифровом виде на Землю. На современном этапе развития ДЗЗ значительно расширился набор используемых диапазонов электромагнитного спектра, а основной вектор развития технологий ДЗЗ направлен на увеличение разрешающей способности данных ДЗЗ и совершенствование методов интерпретации получаемых данных.

Задача дистанционного зондирования Земли заключается в получении характеристик или свойств непосредственно из данных ДЗЗ с ограниченным использованием других источников или без их участия, что, в свою очередь, повышает возможности их применения в народном хозяйстве. Для проведения

геоэкологических исследований положительным моментом применения данных ДЗЗ является одномоментный охват обширной территории, что открывает новые возможности для изучения крупных геосистем.

Дистанционное исследование объектов на земной поверхности основано на том, что при температуре выше абсолютного нуля все тела излучают электромагнитные волны. В основе дистанционного зондирования Земли лежит измерение энергии электромагнитного излучения, которая отражается либо испускается исследуемой поверхностью. Основными источниками электромагнитного излучения в дистанционных исследованиях планеты являются собственное излучение Земли, излучение Солнца и искусственное излучение сенсора.

Поток энергии, поступающий на земную поверхность от Солнца или с летательного аппарата, при взаимодействии с объектами на земной поверхности претерпевает изменения, и отразившаяся часть излучения несет информацию о свойствах объекта. Аналогично и собственное излучение Земли зависит от характеристик излучающих объектов. Приходящее от земной поверхности излучение регистрируется сенсором, расположенном на борту спутника, и передается на Землю для дальнейшей обработки.

Сложности применения методов дистанционного зондирования Земли связаны с тем, что проходящее через атмосферу электромагнитное излучение подвергается поглощению, рассеиванию и пропусканию. Большая часть излучения поглощается молекулами некоторых газов.

Спектральный коэффициент пропускания атмосферы изменяется в зависимости от длины волны проходящего излучения. Определенная часть электромагнитного спектра из-за поглощающего влияния газов становится неприемлемой для целей дистанционного зондирования поверхности Земли. Использование дистанционных методов изучения земной поверхности возможно только в зонах прозрачности атмосферы (рис. 1). Участки электромагнитного спектра с наименьшим поглощением проходящего излучения называют *окнами прозрачности*. Исходя из данных о пропускании

электромагнитного излучения атмосферой, можно выделить две области, в пределах которых целесообразно применение дистанционных методов для зондирования объектов на земной поверхности: первая в *оптическом диапазоне* (0,3–15 мкм) и вторая – в *радиоволновой части спектра* (0,1–100 см).

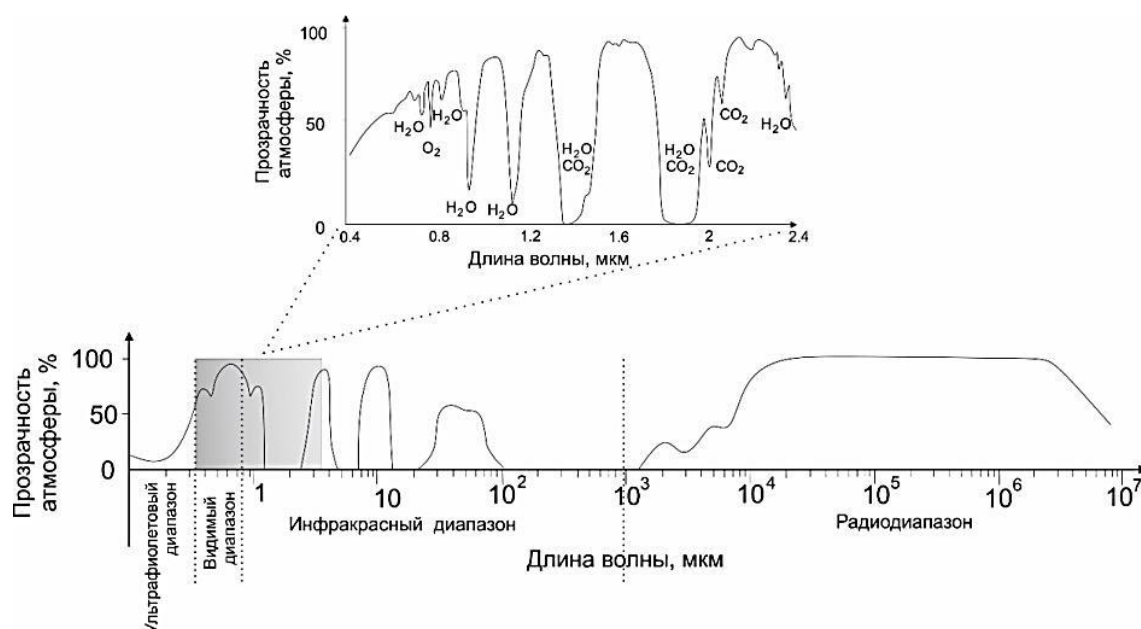


Рис. 1. Окна прозрачности атмосферы

В дистанционном зондировании оптическим считается диапазон длин волн в пределах от 0,1 до 1 000 мкм (Лаврова и др., 2011). На практике в ДЗЗ в оптическом диапазоне используется область от 0,3 до 15 мкм, то есть дальний ультрафиолетовый (УФ), видимый, ближний и средний инфракрасный (ИК) диапазоны. Нижняя граница применяемой области обусловлена тем, что УФ излучение почти полностью поглощается озоном, содержащимся в земной атмосфере, а верхняя – тем, что максимум ИК излучения приходится на длину волны примерно на 10 мкм.

В оптическом диапазоне источником излучения для сенсоров ДЗЗ является солнечный свет либо собственное излучение Земли. Солнце – это почти абсолютно черное тело, то есть тело, способное полностью поглощать все падающее электромагнитное излучение во всех диапазонах, а затем его излучать (Чандра, 2008). По закону Планка, спектр излучения абсолютно

чёрного тела определяется только его температурой (рис. 2). По закону Вина, при увеличении температуры происходит увеличение мощности испускаемой абсолютно черным телом энергии, а также сдвиг максимума излучения в коротковолновую область. Максимум излучения Солнца приходится на длину волны около 0,45 мкм, что соответствует температуре поверхности Солнца около 5 900 К. Средняя температура Земли составляет около 290 К, при ней максимум излучения абсолютно черного тела приходится на длину волны около 10 мкм.

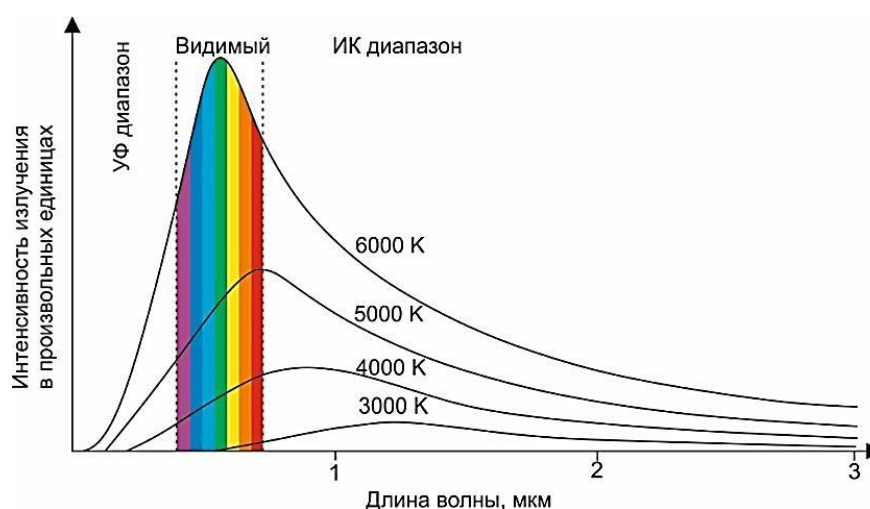


Рис. 2. Изменение интенсивности излучения абсолютно черного тела в зависимости от температуры

Солнечное излучение, приходящее на верхнюю границу атмосферы Земли, имеет спектральный состав, близкий к смоделированному излучению для абсолютно черного тела. При прохождении солнечных лучей через земную атмосферу поток излучения ослабевает и несколько изменяется по спектру ввиду влияния поглощающих газов. Солнечное излучение с длиной волны менее 0,3 мкм сильно поглощается озоном, содержащимся в земной атмосфере.

Приходящее на земную поверхность излучение в конечном итоге либо отражается, либо поглощается. Спектральные характеристики отраженного излучения зависят от характеристик отражающей поверхности. При приближении к среднему ИК диапазону в сигнале от объекта доля

отраженного солнечного излучения снижается, а доля собственного теплового излучения Земли увеличивается (Шовенгер, 2010). На длинах волн от 2,5 до 6 мкм отраженное солнечное излучение и собственное излучение земной поверхности примерно соответствуют друг другу по вкладу в регистрируемый на сенсоре сигнал. Пик теплового излучения находится в области 10–12 мкм, при этом солнечное излучение уже полностью отсутствует.

Таким образом, оптический диапазон можно разделить на две области, применяемые в дистанционном зондировании Земли: первая (от 0,38 до 3,5 мкм) – отраженное от земной поверхности солнечное излучение; вторая (от 3,5 до 15 мкм) – собственное излучение объектов.

Радиодиапазон включает в себя электромагнитное излучение с длиной волны от 0,1 мм до 100 000 км. На современном этапе развития для решения задач дистанционного зондирования активно используется микроволновый (СВЧ) диапазон. В радиодиапазоне используются как пассивные, так и активные методы дистанционного зондирования. В практике радиолокационного зондирования Земли используются зондирующие сигналы с различной поляризацией (горизонтальной, вертикальной или перекрёстной с различной комбинацией горизонтальной и вертикальной поляризаций) (Лаврова и др., 2016). Измеренные характеристики отраженного сигнала (интенсивность, частота, фаза, амплитуда, поляризационные свойства) в большей степени зависят от структуры поверхности, шероховатости, влажности, а также других свойств излучающих или отражающих объектов. Оценка этих характеристик отраженного сигнала является основой дистанционного зондирования в радиодиапазоне.

Измерение спектральных свойств излучения регистрируемого сенсором позволяет проводить дистанционную идентификацию объектов. Метод ДЗЗ строится на определении спектральных образов объектов на земной поверхности. В области электромагнитного спектра, где преобладает отражение солнечного излучения, спектральные образы объектов определяются графиком зависимости отражательной способности

относительно длины волны. В области спектра, где преобладает тепловое излучение от поверхности Земли, спектральные образы определяются температурой и излучающей способностью, а при использовании радарной съемки – неровностями рельефа и другими свойствами поверхности. (Шовенгер, 2010). Комплекс спектральных образов и их пространственные особенности получили наименование *сигнатур* (Шарков, 2014).

1.2. Виды данных дистанционного зондирования и их обработка

Данные дистанционного зондирования могут давать информацию по отдельным точкам на поверхности Земли (например, спутниковая альтиметрия), по некоторым линейным профилям, но чаще всего это измерения на двухмерной пространственной сетке, представленной в виде спутниковых снимков (Шовнгер, 2010). Спутниковые снимки представляют собой растровые изображения, состоящие из пикселей. Каждому пикселю соответствует интегральное излучение площадки на земной поверхности (Капралов и др., 2010). Поэтому проблематика интерпретации данных ДЗЗ тесно связана с обработкой растровых изображений.

В основе многоспектральной (многозональной) съемки лежит одновременное получение изображений земной поверхности в нескольких диапазонах спектра. Это увеличивает объем получаемой информации. На данный момент подавляющее большинство спутниковой информации представляет собой численные массивы данных. Современный уровень развития компьютерных технологий позволяет проводить обработку больших массивов получаемых данных ДЗЗ, в том числе использовать компьютерное дешифрование.

Обработка данных дистанционного зондирования тесно связана с геоинформационными системами (ГИС). ГИС – это аппаратно-программный и одновременно человеко-машинный комплекс, обеспечивающий сбор, обработку, отображение и распространение пространственно-координированных данных, интеграцию данных и знаний о территории для

их эффективного использования при решении научных и прикладных задач, связанных с инвентаризацией, анализом, моделированием, прогнозированием и управлением окружающей средой и территориальной организацией общества (Гармиз И.В., 1991).

ГИС может включать в свой состав пространственные базы данных, редакторы растровой и векторной графики, различные средства пространственного анализа данных. На современном уровне научно-технического прогресса ГИС может одновременно рассматриваться как инструмент научного исследования (средство моделирования и познания природных и социально-экономических систем); технология (средство сбора, хранения, преобразования, отображения и распространения пространственно-координированной информации); продукт ГИС-индустрии (комплекс аппаратных устройств и программных продуктов, включая базы данных разного целевого назначения) (Берлянт А.М., 1999).

Программное обеспечение ГИС позволяет осуществлять хранение, анализ и визуализацию пространственной информации. На данный момент существует целый ряд коммерческих и свободно распространяемых программных продуктов (ГИС-приложений), позволяющих проводить обработку данных ДЗЗ.

Данные дистанционного зондирования служат основой для создания разнообразных геоинформационных продуктов (топографические и тематические карты, цифровые модели рельефа и др.). К тому же дистанционное зондирование увеличивает пространственное разрешение мониторинга по сравнению с традиционными методами натурных измерений в точке (*in situ*). Но следует отметить, что качественная интерпретация данных дистанционного зондирования невозможна без наземных подспутниковых исследований.

1.3. Взаимодействие электромагнитного излучения с водой

1.3.1. Спектральные свойства чистой воды

Для видимого диапазона электромагнитного излучения вода является полупрозрачной средой. Поэтому проходящее излучение отражается, пропускается или поглощается в воде. Характер взаимодействия зависит от длины волны излучения и физико-химических характеристик воды. Спектральная отражательная способность воды также зависит от ее физического состояния (рис. 3). В твердой фазе (лед или снег) вода дает хорошее отражение на всех видимых длинах волн. Но в жидком виде вода в видимой области спектра имеет достаточно слабое отражение (в среднем не более 10%). Эта разница в отражении обусловлена различием атомных связей в жидком и твердом состоянии. Вода в жидком состоянии имеет наивысший коэффициент отражения в видимой области между 0,4 и 0,6 мкм. Длины волн, превышающие 0,7 мкм, полностью поглощаются.

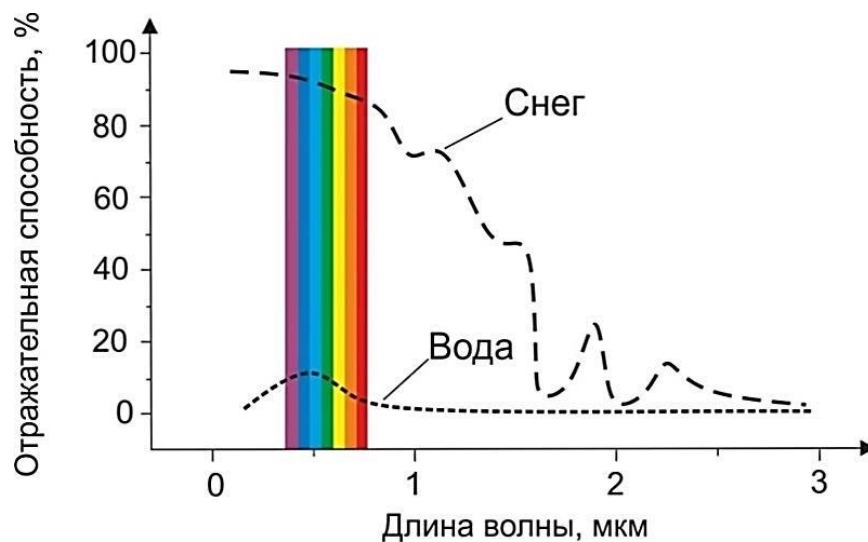


Рис. 3. Отражательная способность воды и снега

Падающее излучение на поверхности водоема разделяется на две части: первая отражается от водной поверхности в атмосферу, вторая входит в воду, изменяя при этом направление – преломляясь (Маньковский, 1996). Общее отражение воды складывается из поверхностного ($p_{\text{пов}}$) и внутриводного

($p_{\text{внут}}$) рассеянного толщей воды (Адаменко, 1991):

$$p = p_{\text{нов}} + p_{\text{внут}}.$$

При падении лучей по нормали к водной поверхности поверхностное отражение составляет около 2% прямого солнечного излучения, остальная часть проникает в толщу воды. При зенитном угле 60° поверхностью отражается около 5,9%. Коэффициент отражения достигает своего максимума при зенитном угле 90° , когда солнце находится на уровне горизонта и от водной поверхности отражается до 100% прямого солнечного излучения. Отраженное от водной поверхности излучение, регистрируемое на верхней границе атмосферы, состоит из прямого солнечного излучения, которое распространяется без рассеяния и солнечного излучения, подверженного рассеянию атмосферой.

Суммарное отражение от поверхности воды (без проникновения в водную массу), включающее в себя прямое солнечное излучение и рассеянное атмосферой солнечное излучение, при зенитном угле от 0 до 40° составляет 3%. При дальнейшем уменьшении высоты стояния солнца коэффициент суммарного отражения от водной поверхности заметно увеличивается (табл. 1). Следовательно, крутой угол падения солнечных лучей способствует проникновению солнечного излучения в глубь водных масс.

Таблица 1.

Суммарное отражение (прямое солнечное излучение + рассеянное атмосферой излучение) от спокойной водной поверхности (Маньковский, 1996)

Высота Солнца, град	90	60	50	40	30	20	10	5
Коэффициент отражения, %	3	3	3	4	6	12	27	42

При переходе из воздуха в воду поток излучения меняет свое направление согласно показателю преломления (рис. 4). При этом освещенность изменяется на величину отраженного от водной поверхности излучения. То есть при нахождении солнца в зените в водную толщу

проникает 97% падающего излучения. Это очень важно для дистанционных исследований водоемов, так как часть излучения сможет выйти из водной толщи и нести информацию о свойствах вод.

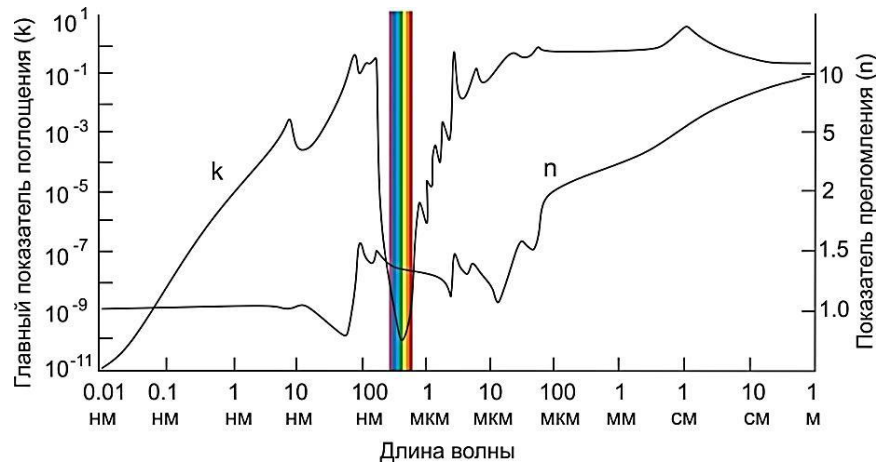


Рис. 4. Оптические постоянные чистой воды в широкой области спектра (Золотарев, Демин, 1977)

Распространение излучения в воде определяется *поглощением* и *рассеянием* (Маньковский, 1996). Когда свет проникает в воду, фотоны либо поглощаются, либо рассеиваются. Рассеяние перенаправляет угол пути фотонов, поглощение постоянно удаляет фотоны с пути. С глубиной проникающее солнечное излучение ослабевает за счет поглощения и рассеяния назад. Ослабление нисходящего излучения преимущественно определяется поглощением (см. рис. 4). Его вклад в ослабление излучения, распространяющегося в вертикальном направлении, составляет около 80 %.

На рис. 4 видно, что минимум поглощения электромагнитного излучения в чистой воде приходится на видимый диапазон. Эта часть спектра перекрывается с максимумом приходящей солнечной энергии (см. рис. 2, стр. 16) и соответствующим окном при атмосферном поглощении. Именно это перекрытие источника энергии с «окнами прозрачности» атмосферы и водной среды создает условия для проникновения излучения в воду и позволяет развиваться жизни в аквальных комплексах водоемов в том виде, который имеется на Земле. В границах области минимального

ослабления излучения прослеживаются определённые закономерности взаимодействия электромагнитных волн со средой в зависимости от состава и структуры среды распространения излучения.

Для чистой воды поглощение и рассеяние солнечного света происходит на уровне молекул и ионов. В ультрафиолетовом диапазоне солнечное излучение практически полностью поглощается атмосферой, и оно практически не доходит до поверхности водоемов, а дошедшее сильно поглощается водой.

В видимом диапазоне от начала синей области спектра поглощение чистой водой уменьшается вплоть до 0,46–0,48 мкм. В водах, не содержащих примесей, этот участок спектра имеет минимальное ослабление светового потока (рис. 5). При увеличении мутности и количества растворенного органического вещества минимум ослабления светового потока в воде смещается в желтую область спектра.

В красной области спектра происходит резкое ослабление светового потока за счет поглощения самими молекулами и ионами воды, это происходит независимо от присутствия примесей (Маньковский, 1996). К началу ИК диапазона практически весь поток приходящего излучения поглощается водой.

Вместе с поглощением происходит процесс рассеяния излучения. В результате рассеяния солнечного света во всех направлениях, а в частности рассеяния назад, в водной толще создается восходящий поток излучения (Маньковский, 1996), который по пути к водной поверхности подвергается дальнейшему ослаблению, а затем, преломляясь, выходит из воды. Именно этот восходящий поток излучения имеет высокую информативность о свойствах водной среды.

В отличие от поглощения, которое может довольно сильно изменяться с длиной волны, рассеяние слабо зависит от спектра. Рассеивание молекулами и ионами воды максимально в коротковолновой части видимого диапазона и уменьшается с увеличением длины волны (рис. 5). Сильное молекулярное

рассеяние в водной толще синего света и значительное нарастающее поглощение излучения в зеленой, желтой, оранжевой и красной областях спектра, заставляют чистую воду восприниматься синей для наших глаз.

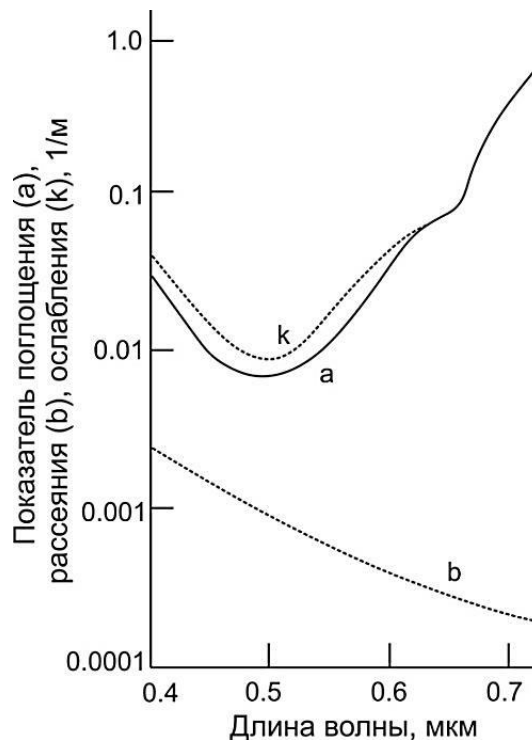


Рис. 5. Показатели поглощения, рассеяния и ослабления чистой воды в видимом участке спектра (Рогов, 1964)

Способность электромагнитного излучения проникать в водную толщу дает возможность для изучения состава и структуры среды его распространения. Закономерности поглощения и рассеяния водой электромагнитного излучения проявляются в глубине проникновения света в водную толщу (рис. 6). Чем на большую глубину способно проникать излучение, тем больше информации о характеристиках водной толщи может нести восходящий поток. Наибольшей глубиной проникновения обладает электромагнитное излучение, соответствующее синей части спектра. По мере приближения к ближнему ИК диапазону глубина проникновения уменьшается. При длине волны более 0,8 мкм все приходящее излучение поглощается в первых миллиметрах поверхностного слоя воды. В ультрафиолетовой части спектра при длинах волн меньше 0,4 мкм глубина проникновения

электромагнитных волн уменьшается. Но так как почти все ультрафиолетовое излучение поглощается атмосферой, то использование этого участка спектра в дистанционном зондировании неэффективно. Для дистанционного зондирования эффективным считается проникновение электромагнитных волн в воду на глубину до 30 м – в синей части спектра, до 15–20 м – в зеленой части спектра, до 5 м – в красной части спектра (Green, 2000), хотя отдельные фотоны способны проникать на глубины в несколько сотен метров.

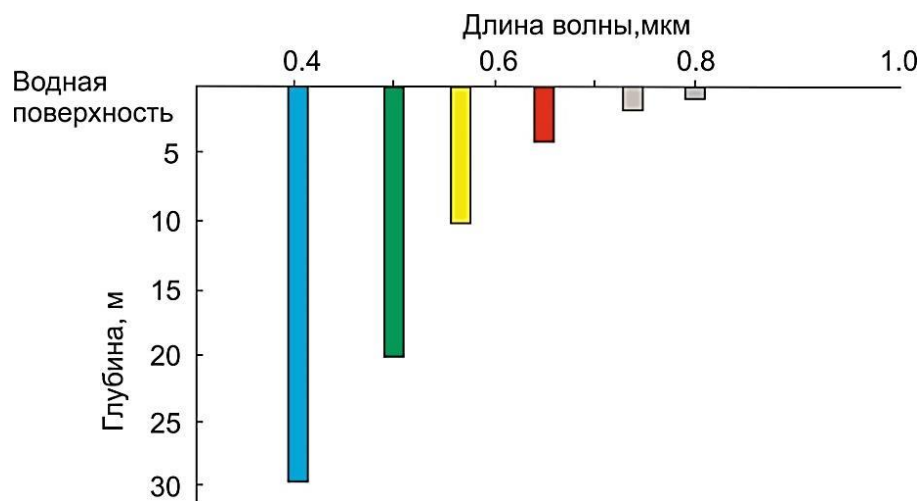


Рис. 6. Глубина проникновения солнечного света в водную толщу

1.3.2. Спектральные свойства природных вод

Солнечное излучение, проникающее в водную толщу, подвергается рассеянию и поглощению ионами и молекулами воды, а также взвешенными и растворенными органическими и неорганическими веществами. Спектральные особенности природных вод зависят от состава и концентрации этих компонентов. Примеси, оказывающие влияние на поток излучения в водной толще, можно объединить в три основные группы (Кронберг, 1988): *окрашенное органическое вещество («желтое вещество»)*, *взвешенное вещество и фитопланктон* (Лаврова и др., 2011).

Природные воды содержат различные концентрации *растворенных органических соединений*. Одним из основных источников их поступления

является распад растительного вещества. Эти соединения в основном состоят из гуминовых и фульвокислот. Они обычно имеют коричневый цвет, а их недостаточные концентрации могут окрашивать воду в желтовато-коричневый оттенок. По этой причине их часто называют желтым веществом. Растворенные в воде органические соединения обладают свойством сильного поглощения ультрафиолетовых и синих лучей (рис. 7). В результате минимум поглощающей способности переходит в область более длинных волн. Наличие в воде растворенного органического вещества снижает количество излучения, отражённого водной толщей в начале видимого диапазона, а вода приобретает желтые и бурые оттенки цвета. Способность органических соединений избирательного поглощения коротковолнового излучения используется для оценки содержания органики в воде.

Взвешенные в воде твердые частицы могут иметь органическое либо минеральное происхождение. При отборе проб воды все, что не проходит сквозь фильтр с размером пор 0,4 мкм, считается *взвешенным веществом* (Mobley, 1994).

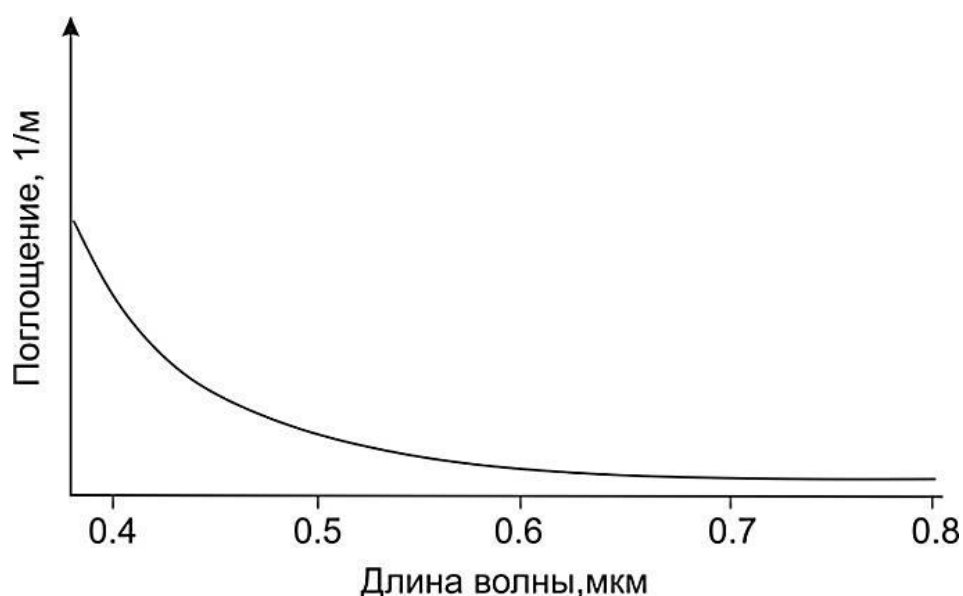


Рис. 7. Поглощение органическими веществами как функция длины волны (Кронберг, 1988)

Чистая вода поглощает относительно меньшее количество приходящего излучения в начале видимого диапазона в комплексе с направленностью изменения рассеяния молекулами воды. Это обуславливает высокий коэффициент пропускания с максимумом в сине-зеленой части спектра. Однако если мутность воды изменяется (из-за присутствия органических или неорганических материалов), то коэффициент пропускания резко меняется. Все взвешенные вещества усиливают рассеивание света в воде. Усиление рассеяния, в том числе рассеяния назад, проявляется в увеличении потока излучения, выходящего из водной толщи. Водоемы, содержащие большое количество взвешенных частиц обычно имеют гораздо более сильное отражение в видимом диапазоне, чем чистая вода. Стоит отметить, что рассеяние взвесью зависит от концентрации и размера частиц. Способность взвесей увеличивать отражение используются для оценки содержания взвешенных частиц дистанционными методами.

Весь *фитопланктон* в водоемах содержит фотосинтетически активный пигмент хлорофилл, который оказывает влияние на спектральные характеристики воды. Фитопланктон благодаря хлорофиллу имеет две выраженные полосы поглощения: первая находится в синей области спектра между 0,40 и 0,50 мкм, а вторая – в красной с пиком на длине волны примерно 0,67 мкм (рис. 8).

Максимум отражения приходится на область спектра с длиной волны около 0,55 мкм, этот пик вызван относительно низким поглощением водорослями излучения в зеленой части спектра. Также значительный пик отражения наблюдается при длине волны около 0,70 мкм, он обусловлен рассеянием водорослями поступающего излучения совместно с минимальным поглощением органическими пигментами и молекулами воды.

По мере увеличения концентрации хлорофилла в водном столбе происходит значительное уменьшение относительного количества энергии, отраженной в синей и красной области спектра, но одновременно с этим происходит увеличение доли отражения зеленого излучения. Эти

спектральные свойства используются в дистанционном зондировании для мониторинга присутствия и оценки концентрации водорослей.

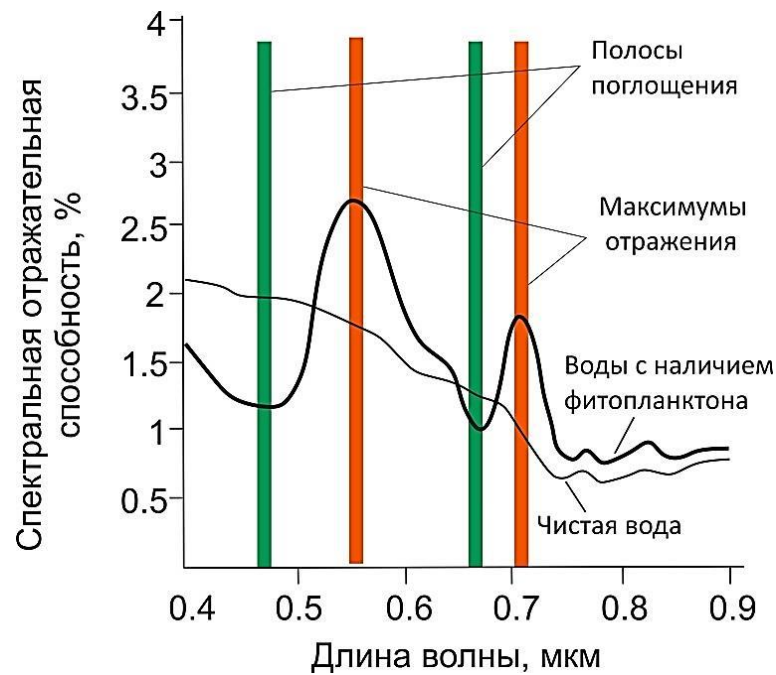


Рис. 8. Изменение спектральных свойств воды, вызванное фитопланктоном

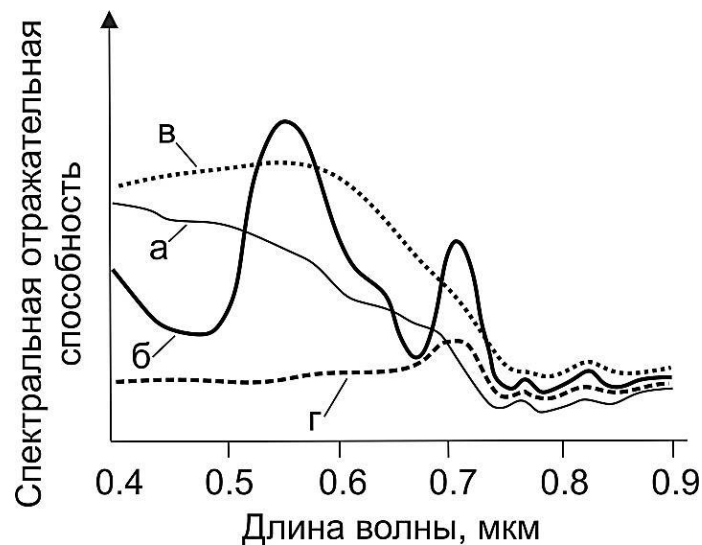


Рис. 9. Примеры кривых спектральной отражательной способности природных вод: а – чистые прозрачные воды; б – воды с повышенным содержанием хлорофилла; в – воды с повышенным содержанием взвешенных веществ; г – воды с повышенным содержанием растворенных органических веществ

Величины коэффициента поглощения и коэффициента рассеяния имеют линейную зависимость с концентрацией поглощающего или рассеивающего материала в водной толще. Повышение концентрации взвешенных в воде частиц проявляется в увеличении рассеивания излучения по всему видимому диапазону. В отличие от рассеяния, слабо зависящего от спектра электромагнитного излучения, поглощение может довольно сильно изменяться с длиной волны, что можно использовать для оценки концентраций хлорофилла и растворенных органических веществ в водоеме. На рис. 9 показаны типичные кривые отражательной способности разных типов природных вод.

1.4. Спектральные свойства потока излучения от водоема

Спектральная отражательная способность является важной характеристикой для оптических исследований. В контексте использования методов дистанционного зондирования в оптическом диапазоне спектральные свойства восходящего от водной поверхности излучения обусловлены рядом процессов (зеркальное и диффузное отражение, рассеяние и поглощение), которые происходят в атмосфере, на водной поверхности, в самой водной толще, а иногда и на поверхности дна (рис. 10). Приходящий на приемник сигнал значительно изменен и содержит информацию не только о водной толще, но и об атмосфере и донной поверхности.

Суммарное излучение, регистрируемое датчиком дистанционного зондирования над водоемом, является обобщённым потоком электромагнитной энергии от четырех составляющих (рис. 11):

- $L_{\text{атм}}$ – рассеянное падающее излучение, распространяющееся вверх, не достигнув земной поверхности. Это излучение никогда не достигает водной поверхности;
- $L_{\text{пов}}$ – излучение с границы раздела воздух–вода. Оно проникает в водную толщу примерно на миллиметр и затем отражается от поверхности воды. Эта отраженная энергия содержит спектральную информацию о приповерхностных характеристиках воды;

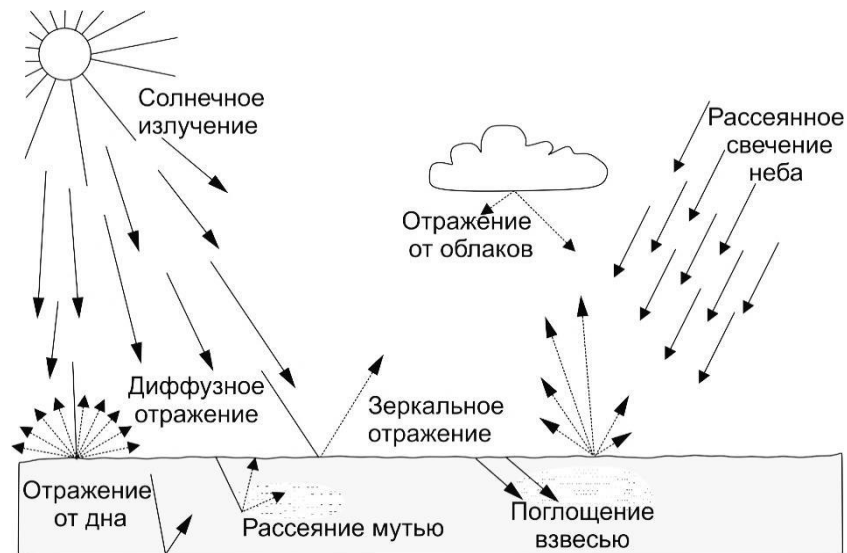


Рис. 10. Схематическое представление процессов отражения, поглощения и рассеяния на границе вода–воздух и в воде

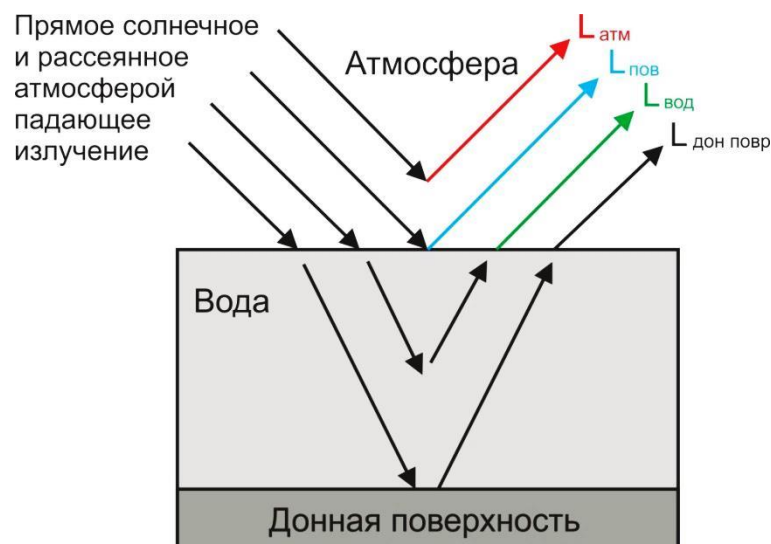


Рис. 11. Составляющие приходящего на сенсор отраженного излучения

– $L_{\text{вод}}$ – излучение, которое проникает через границу воздух–вода, взаимодействует с органическими и неорганическими составляющими в воде, а затем выходит из воды, не сталкиваясь с дном. Оно дает информацию о внутренних характеристиках водного столба;

– $L_{\text{дон.пов}}$ – излучение, достигающее дна водоема, отражающееся от него и распространяющееся обратно через водный столб, а затем выходящее из водяной толщи. Яркость донной поверхности имеет значимые величины только для мелководных водоёмов, где ввиду небольшой глубины и состава

низкого содержания примесей солнечное излучение способно проникать сквозь весь столб воды. Эта часть сигнала имеет значение, если нам нужна информация о донной поверхности (например, глубина или цвет).

В видимом диапазоне электромагнитное излучение способно проникать в водную толщу и, отражаясь, выходить из нее. Например, в инфракрасном диапазоне почти все излучение полностью поглощается водой, а электромагнитные волны радиоволнового диапазона не способны проникать в водную толщу и отражаются от водной поверхности. Способность электромагнитного излучения проникать через границу воздух–вода, взаимодействовать в воде с органическими и неорганическими составляющими, а затем выходить из водной толщи дает возможность оценки состава и структуры водной среды по данным дистанционного зондирования.

Понимание зависимости коэффициента отражения от характеристик природных вод является одной из центральных проблем дистанционного зондирования водных объектов. Коэффициент отражения рассчитывается на основе отраженного потока излучения, регистрируемого на сенсоре и данных о падающем солнечном излучении.

При прохождении атмосферы часть излучения поглощается и рассеивается. Решающее значение имеют метеоусловия в момент съемки. Безоблачная атмосфера создает благоприятные условия для дистанционного зондирования. Повышение концентрации паров усиливает рассеяние излучения, прежде всего в коротковолновой части видимого диапазона.

С высоты орбиты летательного аппарата по причине молекулярного рассеивания атмосферой падающего излучения происходит увеличение количества излучения, приходящего на сенсор. Рассеяние атмосферой усиливается в сторону коротковолновой области, но так как ультрафиолетовое излучение поглощается озоном, то наиболее интенсивно поток приходящего на сенсор излучения повышается в синей части спектра, постепенно уменьшаясь с длиной волны (рис. 12). В регистрируемом потоке

происходит увеличение доли излучения от атмосферы, при этом доля излучения, отраженного от поверхности воды и водной тощи, снижается.

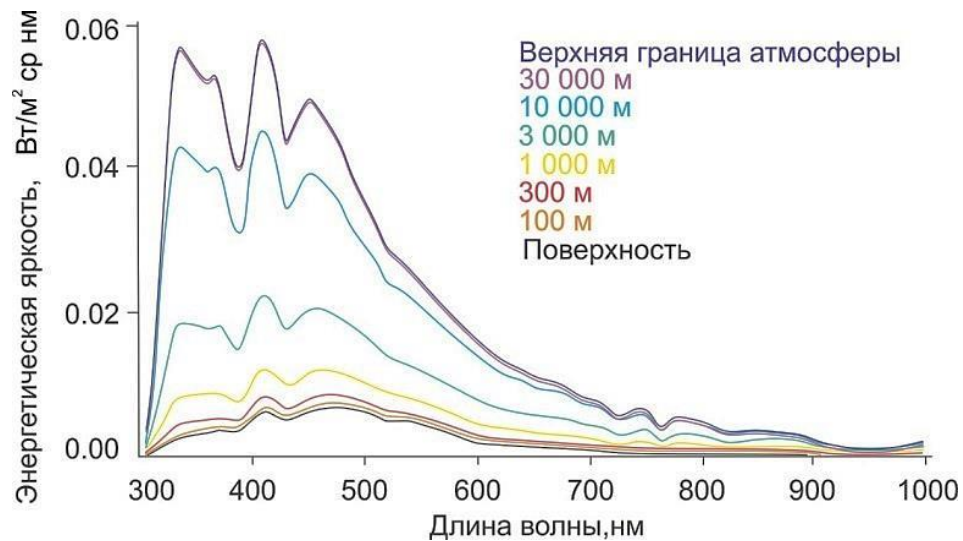


Рис. 12. Изменение спектрального сигнала от водной поверхности с высотой орбиты летательного аппарата (Mobley et al., 2019)

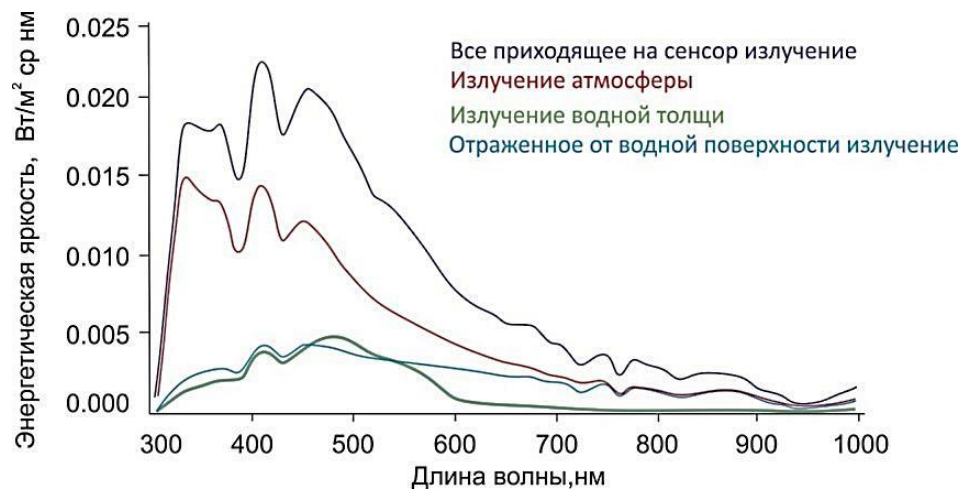


Рис. 13. Вклады составляющих приходящего на сенсор излучения на высоте 3 000 м (Mobley et al., 2019)

Самолеты и другие летательные аппараты, используемые для дистанционной съемки в тропосфере, обычно летают на высотах от 3 000 до 10 000 м. На рис. 13 показано излучение, регистрируемое на датчике на высоте 3 000 м, разделённое на вклады следующих компонент: излучение, выходящее из воды, отраженное от водной поверхности излучение и излучение атмосферы. Представленный график показывает, что уже на этой

высоте в видимом диапазоне в отраженном потоке излучения наибольшая доля принадлежит излучению атмосферы.

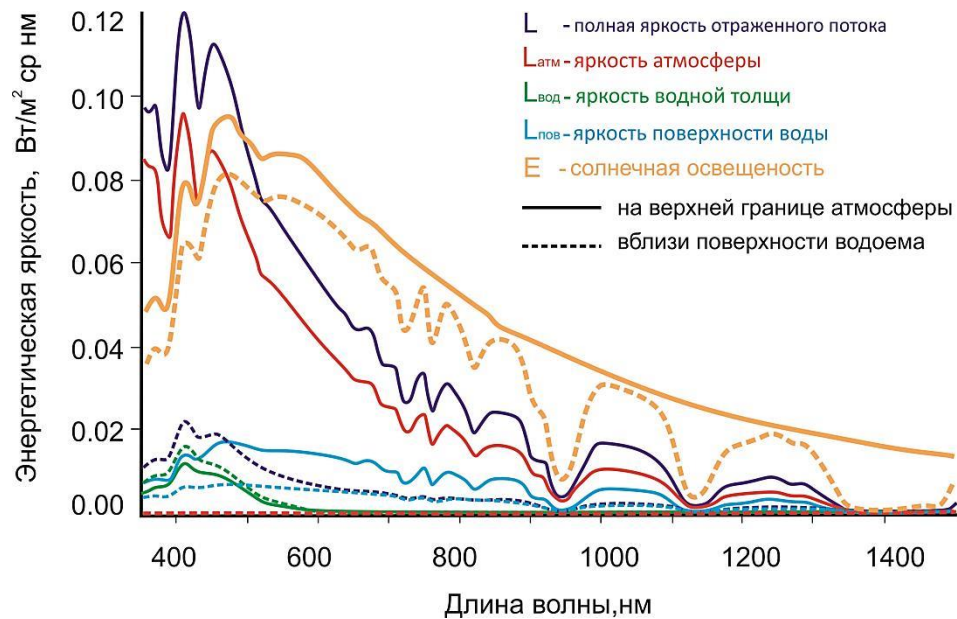


Рис. 14. Солнечная освещённость и компоненты отраженного от водоема излучения: чистая атмосфера, скорость ветра 10 м/с, угол съемки 30° от надира (Curtis, 2019)

При высоте 30 000 м и более сканирующий датчик находится над верхней частью атмосферы. При этом вклад атмосферного излучения обычно составляет 90–95% от общего количества. На рис. 14 представлены спектральная освещённость и спектральная яркость отраженного излучения на земной поверхности и на верхней границе атмосферы. Наблюдения проводились при чистой атмосфере, скорости ветра 10 м/с и угле съемки 30° к востоку от надира. Сплошные линии отображают значения в верхней границе атмосферы; пунктирные линии — на поверхности водоема. Из приведённых на графике данных видно, что на верхней границе атмосферы в отраженном от водной поверхности потоке доля выходящего из воды излучения в видимом диапазоне составляет около 10% или менее того. Это та часть излучения, которая несет информацию о характеристиках водных масс, и ее следует выделить для проведения количественных и качественных оценок водоема.

Регистрируемый спектральный сигнал от поверхности водоема зависит от угла съемки. Для систем дистанционного зондирования, работающих в оптической части спектра, наилучшие результаты предоставляет съемка в нади́р, то есть перпендикулярно земной поверхности. При съемке в нади́р отраженное от поверхности воды излучение имеет минимальное значение, и около 97% излучения проникает в воду. По мере увеличения угла наблюдения доля отраженного от водной поверхности излучения возрастает: вначале оно сравнивается с излучением, выходящим из водной толщи, а затем превосходит его (Маньковский, 1996). К тому же при наблюдении в нади́р ветровое волнение не оказывает сильного влияния на поток излучения от водоема, а коэффициент отражения мало чем отличается от коэффициента отражения в штилевую погоду (Маньковский, 1996).

В ИК диапазоне поглощение солнечного света водой сильно возрастает с увеличением длины волны (рис. 7). При этом глубина проникновения приходящего солнечного излучения уменьшается (Кронберг, 1988). Даже в ближнем ИК диапазоне практически все приходящее излучение поглощается водой. Для поверхности суши поглощение в данном участке спектра увеличивается незначительно. Это свойство упрощает определение береговой линии водоема по данным дистанционного зондирования.

На длинах волн 8–14 мкм водная поверхность поглощает всю падающую на нее энергию и излучает ее в зависимости от своей температуры. Для средней температуры объектов на земной поверхности пик излучающей способности приходится на 8–14 мкм, к тому же на длинах волн 10–12 мкм имеется «окно прозрачности» атмосферы, что удобно для использования в целях дистанционного зондирования. Зависимость между испускаемым излучением и температурой воды используют для оценки температуры поверхности водоемов.

При съемке в радиоволновом диапазоне электромагнитные волны способны проникать в воду на глубину лишь нескольких миллиметров. Данный вид съемки не зависит от условий освещенности. Исследования

свойств водных объектов при радиоволновом диапазоне строятся на изменении интенсивности и характера отраженного радиосигнала в зависимости от структуры и состава отражающей поверхности. Для этих целей лучше подходит проведение съемки под углом к поверхности. Состояние поверхностного слоя дает информацию о протекающих в водной толще процессах. Дистанционное зондирование в радиоволновом диапазоне позволяет определять морские течения, направления и силы волнения, высоту водной поверхности и др.

1.5. Спутниковое дистанционное зондирование водных объектов

1.5.1. Исследования водных объектов в видимом диапазоне электромагнитного спектра

Дистанционное зондирование в видимом диапазоне построено на измерении энергетической яркости отраженного водой солнечного излучения. Отражение падающего излучения производится поверхностным слоем воды, молекулами и ионами воды, взвешенными частицами и донной поверхностью. Для оценки отражательных свойств воды используют спектральные и интегральные коэффициенты яркости и отражения.

Применение дистанционных методов в видимом диапазоне для исследования мелководных водоемов можно разделить на три направления. Первое направление исследований сосредоточено на *качествах самого столба воды*, второе заключается в *моделировании ослабления сигнала в толще воды* для того, чтобы определять глубину, а цель последнего направления исследований – в измерении *отражений от нижней поверхности*, которые могут быть соотнесены с различными типами донной поверхности.

1.5.1.1. Свойства водного столба

Измерение свойств водного столба является наиболее разработанным направлением дистанционного зондирования водоемов в оптическом диапазоне, основными задачами которого являются: определение концентрации хлорофилла, первичной продукции, взвешенных веществ, растворенных органических веществ, оценка цветения водорослей.

1.5.1.2. Оценка содержания хлорофилла

В большинстве случаев основным источником цвета воды является фитопланктон хлорофилл «а» – основной пигмент фотосинтеза фитопланктона, и он поглощает относительно больше синего и красного света, чем зеленого. Таким образом, чем выше концентрация фитопланктона, тем цвет зеленее воды (зеленый спектр больше отражается).

Первые алгоритмы определения хлорофилла были основаны на регрессии данных дистанционного зондирования с измерениями с судов. Позже появились и более продвинутые, полуэмпирические алгоритмы определения цвета океана, представляющие собой сложные аналитические оптические модели. Для прибрежных морских вод и внутренних водоемов использование полуэмпирических алгоритмов сопровождается большой вероятностью получения ошибочных данных.

1.5.1.3. Первичная продуктивность

Первичная продукция – это результат деятельности содержащих хлорофилл организмов, в ходе которой при процессе фотосинтеза из минеральных составляющих образуется органическое вещество. Поэтому зачастую для оценки первичной продукции используется распределение значений хлорофилла, в том числе полученное на основе материалов дистанционного зондирования.

В планетарном масштабе производительность океана является важным процессом, влияющим на глобальный цикл углерода. Также первичная продукция является важным показателем водной среды, она характеризует условия обитания живых организмов, а также выступает критерием трофического состояния водных экосистем. Использование оперативных спутниковых данных для оценки первичной продукции позволяет повысить рациональность природопользования и рентабельность ведения промысловой деятельности в морях и океанах.

1.5.1.4. Цветение водорослей

Использование инструментов дистанционного зондирования дает хорошие результаты в исследованиях концентрации хлорофилла, поэтому очевидны возможности их применения для оценки процессов цветения воды. С помощью анализа развития основных видов фитопланктона, которые вызывают этот процесс, возможно получение хороших результатов. Помимо идентификации изменения цвета воды, коррелирующего с содержанием фитопланктона, дистанционное зондирование также можно использовать при измерении основных физических и экологических факторов, которые приводят к бурному размножению водорослей. Например, возможно определение ветрового режима, который влияет на циклы апвеллинга, тепловые условия стратификации, изменения поступления питательных веществ и мутности от источников на берегу, а также сезонную преобладанность фитопланктона (Kudela et al., 2005).

1.5.1.5. Взвешенные вещества

Общее количество взвешенных твердых веществ является важным фактором при оценке пропускающей способности воды. Чем больше в воде присутствует твердых веществ, тем она становится менее прозрачной, и тем больше света будет рассеиваться, увеличивая количество отраженной энергии. Алгоритмы для определения количества взвешенных в воде веществ

строятся на повышении отражающей способности воды по мере увеличения количества суспендированных частиц.

1.5.1.6. Растворенные органические вещества

Цветное растворенное органическое вещество играет различные роли в физических и биогеохимических процессах в природных водах. Растворенные органические вещества экспоненциально увеличивают поглощение излучения в коротковолновой области спектра. Алгоритмы для определения количества растворенной органики строятся на использовании данных ДЗЗ для оценки изменения поглощения в начале и конце видимого диапазона.

1.5.1.7. Моделирование ослабления сигнала в толще воды для получения батиметрических данных

Для некоторых экологических исследований знание глубины водоема (батиметрия) может иметь решающее значение. Получение батиметрических данных особенно актуально для отдаленных труднодоступных и малоизученных водоемов или отдельных акваторий. Методы определения глубины по данным дистанционного зондирования, основаны на моделировании ослабления сигнала в толще воды. Селективная проникающая способность электромагнитного излучения используется для оценки излучения, отраженного от донной поверхности. Как правило, для этого используются алгоритмы на основе синей и зеленой полос космической съемки.

Дистанционное зондирование может быть продуктивным способом получения батиметрических данных, хотя, как правило, менее точным, чем традиционные методы полевых исследований (Sandwell et др., 2002). Достаточно эффективным и оправданным является совместное использование измерений эхолотами, результатов картирования батиметрии с судов и данных ДЗЗ (Gagnon et др., 2008). Следует заметить, что использование этого метода в водах с большим количеством взвешенных и растворенных веществ сильно ограничено.

1.5.1.8. Исследования донной поверхности мелководных участков

При небольших глубинах водоема и достаточной прозрачности вод сигнал, приходящий на сенсор, включает в себя как отражение от толщ воды, так и отражение от дна. Как говорилось выше, *отражения от нижней поверхности* могут быть соотнесены с различными типами донной поверхности. Большое количество подобных исследований проводится для крупных коралловых рифов с целью разделения донной поверхности на несколько типов. Наиболее контрастными являются различия кораллов, песка и водорослей. В достаточно прозрачных водах кораллы могут быть обнаружены на глубине порядка 10–20 м (Hochberg, Atkinson, 2003). Также существует опыт использования дистанционного зондирования для исследования зарастания донной поверхности водорослями и межгодовой динамики ареалов их распространения. Предположение о типе донной поверхности производится путем отнесения значения пикселя к определенной группе.

1.5.2. Исследования водных объектов в инфракрасном диапазоне электромагнитного спектра.

Инфракрасное излучение позволяет определять важный экологический параметр – температуру поверхностного слоя водоема. Температура влияет на количество и разнообразие видов водных организмов. Информация о распределении этого параметра позволяет определять направление циркуляции водных масс, выявлять наиболее продуктивные участки, прогнозировать взаимодействие водной поверхности и атмосферы.

В инфракрасном диапазоне существует два «окна прозрачности» атмосферы, в пределах которых можно проводить исследования из космоса. Первое «окно прозрачности» – 3–5 мкм, второе – 8–13 мкм. В первом «окне прозрачности» тепловое излучение поверхности соизмеримо с отраженным от земной поверхности солнечным светом. По этой причине использование

данного участка спектра имеет смысл только на теневой стороне орбиты. Во втором «окне прозрачности» регистрируется только собственное излучение объектов, поэтому освещенность солнечным светом не влияет на ход тепловых измерений земной поверхности.

Одним из наиболее ценных продуктов обработки данных ДЗЗ являются поля температуры поверхности океана. Многолетние спутниковые наблюдения помогли проанализировать существующие сильные струйные течения (Гольфстрим, Куроисио и др.), а также оценить влияние температуры океана на климат планеты. Информация о температуре поверхности океана являются ключевым компонентом глобальных климатических моделей. Также она может быть использована в экологических моделях обитания видов. Модели на основе спутниковых данных используются для прогнозирования распределения ключевых промысловых видов и имеют большое значение для управления рыболовством. Еще одна из важных областей применения полей температуры водной поверхности – это сохранение коралловых рифов, а именно использование в прогнозировании обесцвечивания кораллов. Сканирование в инфракрасном диапазоне эффективно для мониторинга изменений теплового режима внутренних водоемов, а также для обнаружения и оценки источников антропогенного теплового загрязнения.

1.6. Особенности применения данных дистанционного зондирования в исследованиях внутренних водоемов

Данные дистанционного зондирования имеют большое практическое значение для исследований водной среды. Океаны и моря покрывают около 70% поверхности Земли и имеют решающее значение в формировании глобального климата, поэтому использование данных ДЗЗ в первую очередь нашло применение для этих крупных экосистем. Их активно используют при изучении реакции океана на повышение температуры атмосферы и увеличение концентрации углекислого газа в ней, управлении промыслами,

выделении охраняемых морских районов, оценке загрязнения и оперативном мониторинге водоемов, принятии решений для спасения экосистем.

Наиболее распространенным примером использования данных ДЗЗ в видимом диапазоне является измерение оптических свойств воды в различных частях океана для получения глобальных оценок производительности океана. Чем сложнее состав в толще воды, чем ближе к береговой линии и чем меньше глубина водоема, тем сложнее предсказать ее оптические свойства.

Для океанских вод существует часто встречающаяся формальная классификация (Jerlov, 1964):

- тип I – очень прозрачные океанические воды малой производительности;
- тип II – прибрежные воды, как правило, имеющие большее затухание проходящего через воду света;
- тип III – мутные воды (например, водные массы устьевых участков).

Чтобы получать корректные показатели свойств воды в прибрежных водах, алгоритмы обработки данных ДЗЗ должны быть адаптированы к местным условиям. На данный момент это активно развивающаяся область проводимых исследований. Подобные работы ведутся для многих крупных заливов мира. Для внутренних водоемов ситуация еще более сложная. Это связано с тем, что они, по сравнению с открытыми океаническими водами, имеют большее количество растворенных и взвешенных веществ, также исследования затрудняются меньшими масштабами водных объектов, обширной береговой линией, мелководьями, водной растительностью и др. Это все снижает возможности применения дистанционного зондирования. Большое количество смешанных пикселей на спутниковом снимке требует более сложных моделей обработки данных ДЗЗ, адаптированных под местные условия. Исследования внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ в микроволновом диапазоне также осложняются указанными выше причинами.

Не смотря на сложности использования данных ДЗЗ для исследования крупных озер и водохранилищ, они находят свое применение и имеют

достаточно хорошие перспективы дальнейшего развития. По сравнению с глубоководными морскими водами, внутренние водоемы могут иметь гораздо более сложную оптическую структуру водного столба. Поэтому стандартные алгоритмы анализа водных масс для морских вод неприменимы для озер и водохранилищ. Для большинства внутренних водоемов потребуется разработка собственной модели на основе полевых измерений наличия в составе конкретных неорганических и органических компонентов, определяющих цвет (оптические свойства) воды. В определённой мере необходимость уникального подхода и учета собственной модели распространения излучения в водах каждого водоема затрудняет применение технологий дистанционного зондирования. К тому же внутренние водоемы, как правило, имеют не глобальное, а региональное значение, но с ростом актуальности проблемы качества воды для обеспечения потребностей постоянно растущего населения планеты интерес к данной области исследований увеличивается. Определённый потенциал повышения качества результатов исследований заложен в увеличении спектрального разрежения и количества спектральных каналов космической съемки.

1.7. Изученность проблемы

Первоначально дистанционное зондирование водоемов в основном было сосредоточено на морской среде, особенно на оценке хлорофилла «а» в океанах и морях, и сравнительно мало внимания уделялось внутренним водоемам. В первую очередь это связано с тем, что внутренние водоемы имеют меньший объем и более сложный состав растворенных и взвешенных примесей. Поэтому для дистанционного зондирования внутренних водоемов существуют серьезные ограничения. Это относится как к параметрам сенсоров, так и к алгоритмам определения спектральных характеристик водоема. К тому же спутниковые снимки внутренних водоемов содержат большое количество смешанных пикселей водной поверхности и суши. Помимо этого, использование данных ДЗЗ для исследований внутренних

водоёмов связано с тем, что в приходящем на сенсор сигнале определенную долю имеет излучение от донной поверхности.

Для исследования характеристик водных масс по данным ДЗЗ наилучшим образом подходит видимая часть оптического диапазона. Это обусловлено прозрачностью атмосферы и максимумом приходящей солнечной энергии в данном участке спектра, а также хорошей проникающей способностью электромагнитных волн видимого диапазона в водную толщу. Для оценки термических свойств воды используют окна прозрачности атмосферы в ИК диапазоне. Исследования текстурных свойств (волны, вихри, ледовый покров и др.) водной поверхности возможны в радиоволновой части спектра.

В видимом диапазоне измерения параметров отражения в водной толще используют для оценки оптических параметров воды, таких как коэффициент обратного рассеяния частиц и коэффициент поглощения, на основании которых могут быть выражены концентрация хлорофилла, мутность, содержание растворенных органических веществ. Существует два подхода получения биооптических свойств вод по данным дистанционного зондирования: эмпирический и полуаналитический. Эмпирический подход основан на статистической регрессии экспериментальных наборов данных, полученных в результате проведения подспутниковых экспериментов, и сигналов, регистрируемых сенсорами дистанционного зондирования. Это требует одновременного проведения дистанционного зондирования и подспутниковых экспериментов. Полуаналитический подход является более сложным. Он основан на имитации распространения света через воду и атмосферу и использовании математических моделей, которые позволяют производить извлечение параметров воды. Водные массы внутренних водоемов обладают индивидуальными спектральными свойствами, которые определяются присутствием поглощающих и рассеивающих субстанций. По причине сложности и многообразия водных масс внутренних водоемов для их исследований применяется только эмпирический подход, который предполагает разработку собственной модели на основе полевых измерений

наличия в составе неорганических и органических компонентов, определяющих оптические свойства воды.

Первые прикладные биооптические модели были разработаны еще в начале 80 годов XX века. Из внутренних водоемов первым было озеро Мичиган, для которого в 1986 году был получен региональный алгоритм оценки концентрации хлорофилла (Lathrop, Lillesand, 1986). За рубежом исследования по поиску региональных алгоритмов проводились на нескольких десятках заливов, озер и водохранилищ. Региональные алгоритмы были получены для следующих озер, водохранилищ и рек: оз. Киннерет (Yacobi et al., 1995), оз. Гарда (Brivio et al., 2001), Южно-Фризские озера (Dekker et al., 2002) оз. Эркен (Östlund et al., 2001), озера Южной Финляндии (Härmä et al., 2001), 15 озер Миннесоты (Brezonik et al., 2005), оз. Балатон (Tyler et al., 2006), вдхр. Омерли Дам (Alparslan et al., 2007), оз. Чаган (Duan et al., 2007), оз. Бейсихир (Nas, 2010), оз. Коламбия (Kulkarni, 2011), оз. Джордан (Yang, 2016), оз. Арпео (Rodríguez, 2014), Караунское вдхр. (Fadel, 2016), оз. Рилфут (Wang et al., 2006), оз. Кларк (Baughman, 2015), р. Эврос (Markogianni et al., 2013), р. Дунай (Onderka, Pekárová, 2008) и др.

В отечественных исследованиях внутренних водоемов данные ДЗЗ в оптическом диапазоне преимущественно используются для визуального дешифрования. Например, исследования цветения водорослей в Рыбинском водохранилище (Лаврова и др., 2014), мониторинг природно-территориальных комплексов побережья Цимлянского водохранилища (Курбатова, 2011) и др.

В России биооптическое моделирование внутренних водоемов проводилось на Ладожском озере для исследования концентрации фитопланктона, минеральной взвеси и растворенного органического вещества на основе полуаналитических алгоритмов (Коросов, 2007), а также оценка прозрачности Ладожского озера с приведением региональных алгоритмов (Баранова и др., 2019). В ближнем зарубежье биооптическое моделирование проводилось для водоемов Харьковской области (Шумаков, 2007), для которых были получены региональные алгоритмы оценки концентрации хлорофилла.

Также следует отметить биооптическое моделирование фитопланктона на Ладожском и Псковско-Чудском озерах (Кутузов, 2016), однако региональные алгоритмы в работе не приводятся. Близкими по использованной методике являются исследования концентрации хлорофилла по спутниковым данным на крупных водохранилищах Кировской области: Белохолуницком, Омутнинском, Большом Кирсинском и Чернохолуницком (Кутявина и др., 2020), но производился только расчет индекса концентрации хлорофилла, корреляции с натурными измерениями не осуществлялось, и, соответственно, региональные алгоритмы получены не были.

Применение данных ДЗЗ в инфракрасном диапазоне для оценки термического режима внутренних водоемов не имеет существенных ограничений относительно ее использования для морей и океанов. Использование данных ДЗЗ в радиоволновом диапазоне для исследований внутренних водоемов ограничено низким пространственным разрешением самих данных. Развитие технологий сдерживается сложностью развертывания на орбите больших принимающих антенн радиолокаторов. Применение данных ДЗЗ в радиоволновом диапазоне в основном эффективно только для самых крупных внутренних водоемов.

Исследования внутренних водоемов связаны с определением береговой линией водного объекта на спутниковом снимке. Зачастую она плохо определяется по причине развития растительности в экотонной зоне. Подходы к выделению береговой линии водоемов и границ зон распространения водной растительности имеют слабое освещение в научных работах.

Для разделения поверхности водосборного бассейна на типы по данным ДЗЗ можно выделить три известных способа: визуальное дешифрирование, кластеризация снимка, классификация на основе индексных изображений. Наиболее популярно разделение на основе вегетационных индексов. Самым востребованным является NDVI – нормализованный разностный вегетационный индекс (Kriegler, 1969) .

Существенный вклад в изучение проблем применения данных дистанционного зондирования для оценки характеристик воды внесли работы P. Dekker, C. Giardino, C.D. Mobley, A. Gitelson, M. Mayo, P.A. Brivio, Y. Yacobi, P. Brezonik, П. Кронберга и других. Из отечественных исследователей особым образом следует отметить работы О.В. Копелевича. В исследованиях термического режима водоемов необходимо выделить исследования R. Green, L. Michael и F. Becker.

Исследованию крупных озер мира и их водосборов посвящен журнал «Journal of Great Lakes Research». Среди исследований крупных водохранилищ России следует отметить работы А.Б. Авакяна, Н.В. Буторина, Н.А. Зиминевой, В.П. Курдина, С.М. Драчева, С.Л. Вендрова, К.Н. Дьяконова, В.П. Салтанкина, Ю.С. Даценко, В.М. Савкина, Ю.М. Матарзина и др. Весомый вклад в изучение и систематизацию водохранилищ внесла монография К.К. Эдельштейна «Водоохранилища России. Экологические проблемы и их решения». Наиболее известными исследователями озер России в настоящее время являются В.А Румянцев, Н.Н. Филатов, А.В. Измайлова.

Изучением состояния Иваньковского водохранилища занималось большое количество исследователей. Это достаточно хорошо изученный водоем. Изучением качества его вод на регулярной основе занимается Иваньковская научно-исследовательская станция Института водных проблем РАН. Из монографических изданий следует отметить книгу «Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны» (Иваньковское водохранилище..., 2000). Существенный вклад в изучение водоема внесли Н.В. Буторин, В.А. Экзерцев, О.А. Тихомиров, И.Л. Григорьева, В.В. Законнов, Н.В. Кирпичникова, А.Г. Кочарян, В.Д. Казмирук, Л.О. Эйнон и др.

1.8. Постановка задач исследования

Выполненный анализ предметной области использования данных ДЗЗ в исследованиях водных объектов и факторов, усложняющих их использование, относительно их применения при изучении морей и океанов позволяет сформулировать постановку задач исследования в следующем виде (рис. 15).

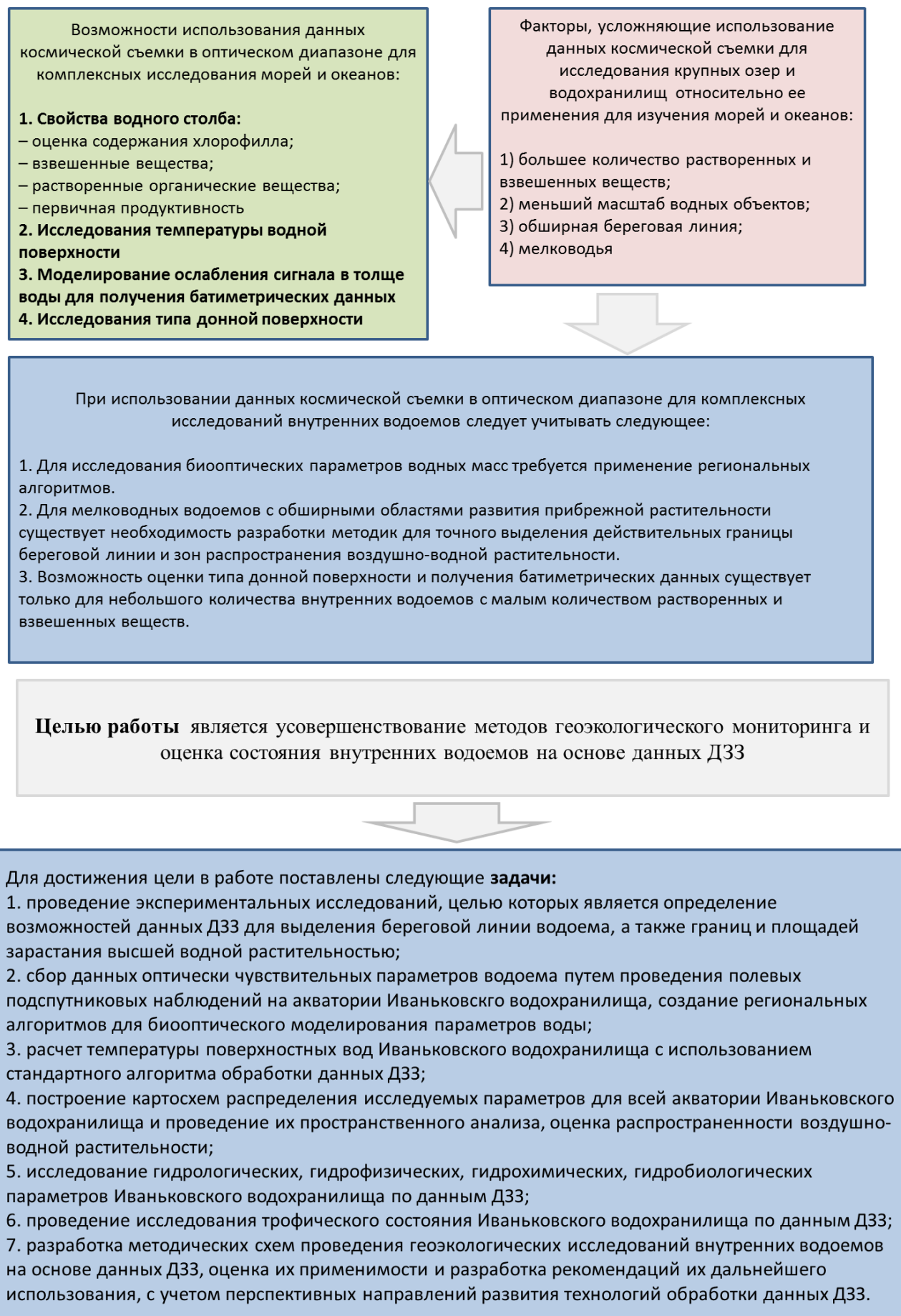


Рис. 15. Схема постановки задач диссертационного исследования

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ. МАТЕРИАЛЫ И ИХ ОБРАБОТКА

2.1. Физико-географическая характеристика Иваньковского водохранилища

Иваньковское водохранилище находится в Тверской и Московской областях в южной части Верхневолжской низины. Оно является типичным водоемом Верхневолжского региона и располагается в условиях лесной ландшафтной зоны (рис. 16). Берега водохранилища низкие и только в некоторых местах умеренно возвышенные. Иваньковское водохранилище – руслового типа, в верхней части оно раздваивается по долинам р. Волги и ее притока – р. Шоши. По морфологическим особенностям водохранилище делится на различные участки, именуемые Волжским, Шошинским и Иваньковским плесами, их морфометрические характеристики приведены в табл. 2. (Гидрометеорологический режим..., 1975; Буторин, 1978).

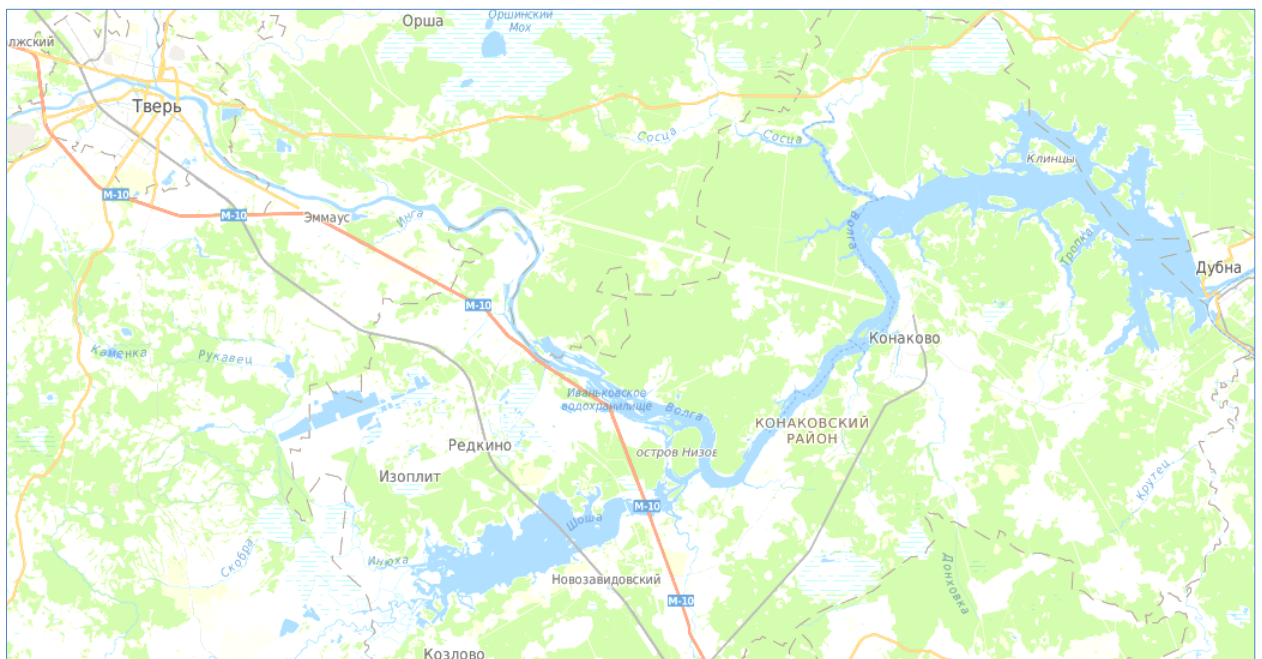


Рис. 16. Обзорная картосхема района исследования

Таблица 2.

Морфометрические характеристики частей Иваньковского водохранилища при нормальном подпорном уровне (Гидрометеорологический режим..., 1975; Буторин, 1978)

Плес	Площадь, км ²	Объём, км ³	Средняя глубина, м
Волжский	74	0,47	4,9
Шошинский	112	0,17	1,7
Иваньковский	141	0,46	3,3

Волжский плес представляет собой затопленный участок р. Волги между г. Тверь и устьем р. Созь. Плес находится в зоне переменного подпора, глубина возрастает вниз по течению (Гидрометеорологический режим..., 1975). Шошинский плес сильно отличается от других мелководностью и слабой проточностью (средняя глубина 1,7 м). Для него характерно зарастание водолубивой растительностью. Иваньковский плес – наиболее широкая часть водохранилища, находящаяся в постоянном подпоре от Иваньковского гидроузла. Периферия плеса мелководна (Гидрометеорологический режим..., 1975). Примерно 75% сброса воды проходит через Иваньковскую плотину, а около 25% поступают в Канал им. Москвы.

Площадь водосборного бассейна Иваньковского водохранилища 40 641 км². Периметр 1 961 км. Длина бассейна 258 км. Максимальная ширина 317 км. Территория водосборного бассейна находится на высоте на от 120 м до 354 м над уровнем моря (рис. 17). Средняя высота 204 м. Средний уклон поверхности 9,76 градуса. Основная функция этой территории в системной организации природы Русской равнины – воспроизводство речного стока.

Изучив структуру стока в водосборном бассейне (рис. 18), можно отметить следующие особенности:

– наиболее крупные водосборные области имеют р. Волга, р. Шоша (с притоками затопленного русла), р. Тверца;

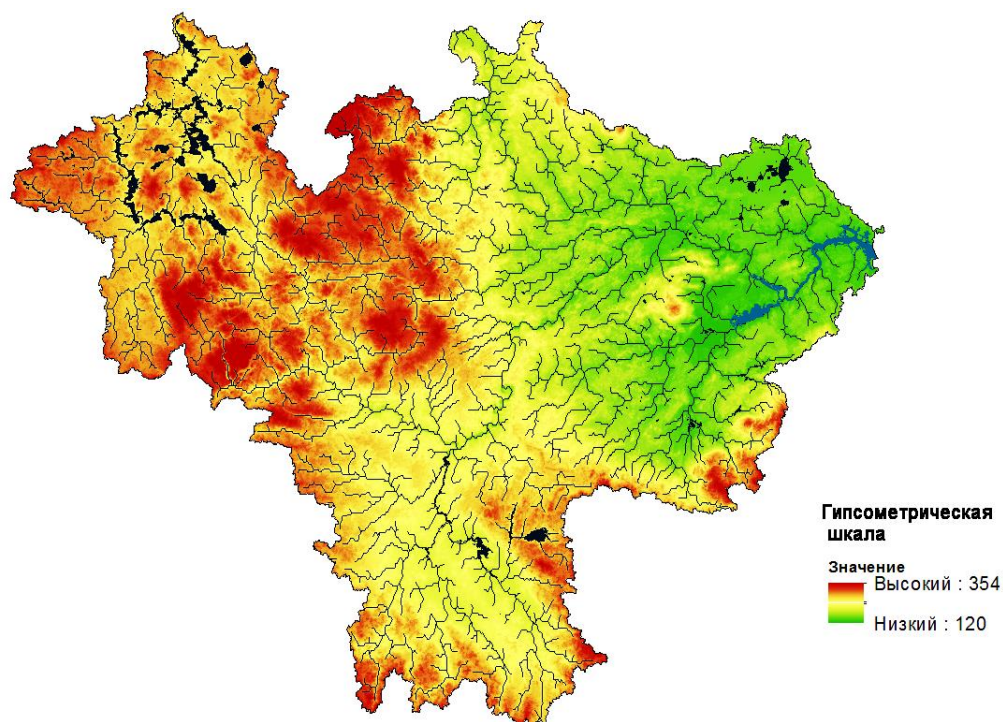


Рис. 17. Цифровая модель рельефа территории водосборного бассейна
Иваньковского водохранилища, полученная по данным радарной
топографической съемки SRTM (пространственное разрешение 30 метров)
(составлено автором)

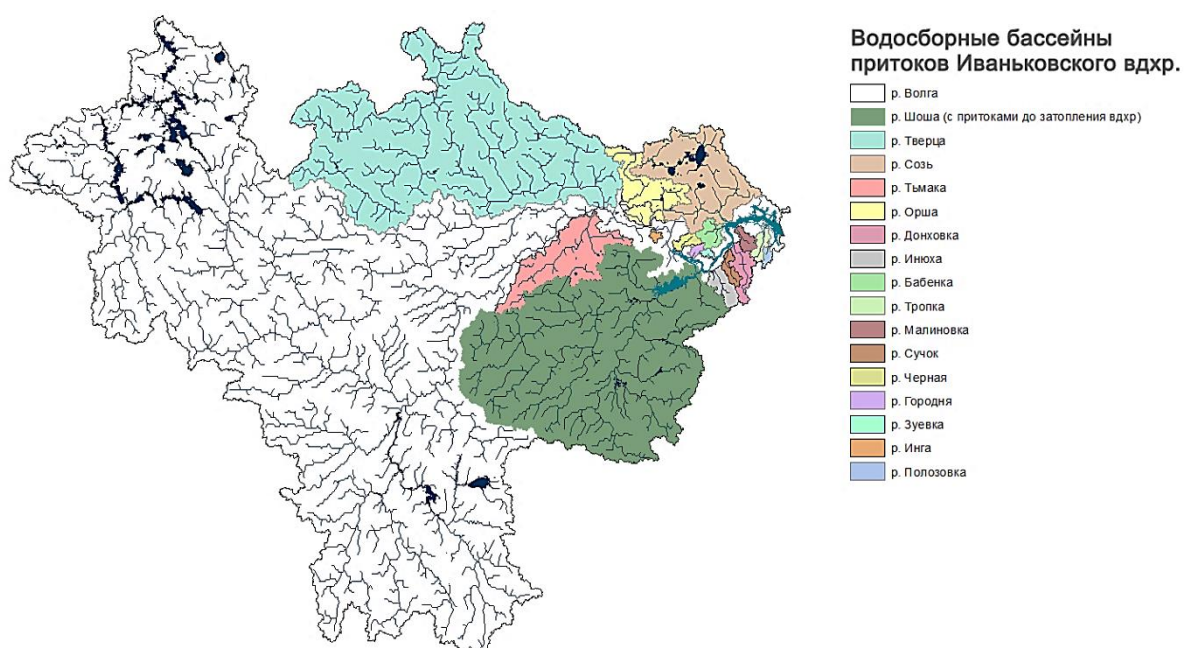


Рис. 18. Водосборные бассейны рек, впадающих в Иваньковское
водохранилище в зоне подпора, выделенные по данным радарной
топографической съемки SRTM (пространственное разрешение 30 м.)
(составлено автором)

- около 23,3% водосборной площади водохранилища находится ниже г. Тверь по течению р. Волга, и сток с этой территории находится в зоне подпора водохранилища;
- водосборный бассейн Шошинского плеса составляет лишь 15% от всего водосбора водохранилища, несмотря на то, что плес занимает 35% от площади водоема: этим объясняется меньший расход воды и замедленный водообмен в этой части водоема.

В геологическом строении территории принимают участие кристаллические породы докембрийского фундамента (вскрыты скважиной на глубине 1738 м у пос. Редкино), а также платформенные кембрийские, силурийские, девонские, каменноугольные, пермские и юрские отложения, перекрытые мощным плащом четвертичных рыхлых пород (Королёв, 1995). В геологическом отношении описываемая территория расположена на юго-западном крыле Московской синеклизы. Рельеф Верхневолжской заливной низины слаборасчлененный с относительной глубиной расчленения 10–30 м, местами осложнен отдельными холмами и грядами ледникового происхождения с относительной высотой 50–70 м. Абсолютные отметки поверхности изменяются в диапазоне 124–178 м. Волго-Шошинская часть Верхневолжской низины имеет общий уклон поверхности на северо-восток, по которому и текут реки, в междуречьях уклон выражен слабо.

Почвенный покров района формируется на материнских породах, представленных в основном моренными суглинками и водно-ледниковыми отложениями различного гранулометрического состава (Соколов, 2000). Мощность гумусового горизонта в среднем 10–24 см. Почвы характеризуются как гидроморфные и полугидроморфные; до 50% почв Тверской области заболочено (Афанасьева, 1979; Зайдельман, 1991). По содержанию гумуса в почвах можно выделить три типа: дерново-подзолистый (1,0–2,5%), аллювиальный (3–6%) и болотный (свыше 10%).

Климат в районе водосборного бассейна умеренно-континентальный, влажный, с холодной зимой и умеренно теплым летом. С частой сменой

воздушных масс связан режим облачности, отличительной чертой которой является высокая повторяемость пасмурного состояния неба на протяжении всего года. Повторяемость ясного неба имеет сложный годовой ход с двумя максимумами (конец весны и конец лета) и минимумом в декабре. Это является ключевым моментом для перспективности использования данных ДЗЗ в оптическом диапазоне.

Средняя годовая температура воздуха составляет $3,8^{\circ}\text{C}$ (средняя температура января $-10,5^{\circ}\text{C}$, средняя температура июля $+17,3^{\circ}\text{C}$). Абсолютный максимум температуры воздуха г. Тверь, наблюдавшийся в августе 1938 года, равен 38°C , абсолютный минимум был зафиксирован в январе 1940 года и составил -50°C . Общециркуляционные факторы определяют равномерный характер выпадения осадков на протяжении года (общее число дней с осадками в году – 180–183 мм). В среднем за год выпадает 650 мм осадков с максимумом в теплый период (444 мм). Средняя продолжительность периода с устойчивым снежным покровом составляет 138–145 дней. Объем осадков и воды от таяния снегов влияют на организацию системы сбора и сброса этих вод. Это может быть выражено в изменении уровня водохранилища, количества и состава растворенных и взвешенных веществ.

Относительная влажность воздуха максимального значения достигает в зимний период: 86–87% в декабре. Минимум относительной влажности приходится на май (67–60%). Высокие значения относительной влажности воздуха при сравнительно невысоких летних температурах обуславливают небольшую по сравнению с осадками величину годового испарения с суши. Для данной территории испарение составляет 330–370 мм в год. Испарение с водной поверхности 560–590 мм в год. Водяной пар является основным фактором, препятствующим распространению электромагнитного излучения в атмосфере, что имеет негативный характер для возможностей применения данных ДЗЗ. В связи с высокой влажностью воздуха следует оказывать достаточное внимание применению атмосферной коррекции.

Повторяемость застойных явлений (штилей, слабых ветров) в летний период несколько выше, чем зимой. Средние месячные скорости ветра в летний период составляют от 2,6 до 4,0 м/с; в зимний период – от 3,4 до 5,3 м/с. Слабое ветровое волнение является положительным моментом для применения данных ДЗЗ, особенно если съемка производится под углом близком к нормали.

Гидрографическая сеть водосборного бассейна Иваньковского водохранилища относится к бассейну Каспийского моря. Реки – притоки водохранилища – приурочены к понижениям ледникового рельефа. Густота речной сети на Верхневолжской низине составляет 0,12–0,15 км/км. Долины рек слабо террасированы, ширина долин изменяется от 200–400 м до нескольких километров, глубина эрозионного вреза незначительна (до 40 м) и редко пререзает водоупорные толщи. Почти везде имеется пойма, хотя иногда она выражена слабо, и не у всех рек имеется первая надпойменная терраса. Руслу притоков проложены в четвертичных породах, представленных озерно-ледниковыми и водно-ледниковыми отложениями московской и днепровской морен. Для рек характерно высокое половодье, низкая зимняя и летняя межени и повышенный сток осенью. В период весеннего половодья проходит около 40–60%, летом – 10–20% годового стока. Основным источником питания рек бассейна Иваньковского водохранилища являются талые снеговые воды (свыше 50% годового стока), около 25–30% приходится на грунтовое питание и 15–20% – на дождевое (Приказ Росводресурсов..., 2019). Наиболее крупные притоки водохранилища на изученной территории – р. Шоша, р. Лама, р. Тверца и р. Тьма, протяженностью до 200 км; остальные притоки относятся к разряду малых рек с длиной менее 100 км (р. Орша, р. Тьмака, р. Созь, р. Инюха, р. Донховка, р. Дойбица и др.).

Для Иваньковского водохранилища характерна высокая степень развития биогенной аккумуляции вещества за счет макрофито-аккумулятивных аквальных комплексов (67,1 км² или 20,5% от площади водоема). Процессы активного заболачивания в прибрежной зоне привели к формированию обширных сплавинных комплексов (23 км² или 7,1%) (Тихомиров, 2010).

Содержание хлорофилла «а» в Иваньковском водохранилище изменяется от 2,9 до 96 мкг/л. Сезонная динамика изменения концентрации хлорофилла «а» характеризуется высокими весенними значениями, снижением в начале лета, новым нарастанием до максимальных значений во второй половине лета и осенним снижением. Наиболее высокие значения концентрации хлорофилла присущи Шошинскому плесу (Минеева, 2004).

Основные индустриальные центры, расположенные в водосборном бассейне Иваньковского водохранилища, – это г. Тверь, где сосредоточены крупные объекты тепловой энергетики и химической промышленности, и г. Конаково (Конаковская ГРЭС). В аграрном секторе региона преобладают зерновое и мясомолочное направления. Близость Иваньковского водохранилища к Москве и благоприятные природные условия способствуют строительству детских лагерей, турбаз, пансионатов и домов отдыха, интенсивному подъему туристического направления в области, что является фактором трансформации экосистем аквальных комплексов. Типичные аквальные комплексы Иваньковского водохранилища представлены на рис. 19.



Рис. 19. Аквальные комплексы Иваньковского водохранилища
(автор фотографий А.В. Бочаров)

2.2. Материалы спутниковой съемки и полевые наблюдения

Данные ДЗЗ в видимом и ИК диапазонах были получены с помощью интернет-ресурса Glovis (Global Visualization Viewer) (<https://glovis.usgs.gov>), созданного Геологической службой США. Все данные на данном ресурсе находятся в свободном доступе и не имеют ограничений для использования.

Для оценки состояния водных масс Иваньковского водохранилища использовались данные сенсоров OLI и TIRS спутника Landsat-8 в весенне-летние месяцы 2015 года (табл. 3). Благодаря благоприятным погодным условиям в мае–августе 2015 г., с интервалом около месяца, когда для района Иваньковского водохранилища наблюдались безоблачные дни. Также в этот период на водоеме велись подспутниковые натурные наблюдения в точках (*in situ*). Для оценки распространения воздушно-водной растительности на Иваньковском водохранилище также использовались спутниковые снимки, полученные сенсором OLI спутника Landsat-8. По снимкам определялись береговая линия водоема, границы зоны распространения воздушно-водной растительности, распределение температуры водной поверхности, мутность, цветность и концентрация хлорофилла «*a*» в воде.

Таблица 3.

Использованные в работе снимки спутника Landsat-8

Дата	Сцена Landsat-8
<i>Исследование водных масс</i>	
26 мая 2015 г.	LC81790202015146LGN00
	LC81790212015146LGN00
4 июля 2015 г.	LC81800202015185LGN00
5 августа 2015 г.	LC81800202015217LGN00
<i>Исследование воздушно-водной растительности</i>	
4 июля 2015 г.	LC81800202015185LGN00
5 августа 2015 г.	LC81800202015217LGN00

Температура водной поверхности определялась на основе данных сенсора TIRS в инфракрасном диапазоне электромагнитного спектра путем конвертации данных, полученных со спутника Landsat-8 в значения

яркостной температуры. Мутность, цветность и концентрация хлорофилла «a» определены на основе данных сенсора OLI в видимом участке электромагнитного спектра путем выявления статистических связей между спектральными данными и значениями *in situ* в точках. Сбор натуральных показателей осуществлялся в ходе подспутниковых полевых измерений. Отбор образцов воды производился в 9 пунктах (рис. 20) в течение 1–2 дней после пролета спутника. Общее число взятых и подготовленных для анализа проб составила более тридцати.



Рис. 20. Схема расположения пунктов отбора проб воды в Иваньковском водохранилище

Выбор мест отбора проб осуществлялся с учетом максимального покрытия площади водохранилища и транспортной доступности. Количество их и отдалённость от г. Тверь ограничивались необходимостью (для определения концентрации хлорофилла «a») фильтрации проб на месте с последующей заморозкой и доставкой в лабораторию. Увеличение количества пунктов отбора проб и исследование приплотинной области Иваньковского плеса привели бы к увеличению времени натуральных измерений после пролета спутника, что снижает репрезентативность результатов. Часть Шошинского

плеса является особо охраняемой природной территорией с пропускным режимом, что тоже внесло ограничения при определении точек отбора проб. Некоторые трудности были вызваны отсутствием подъездных путей, сплошной застройкой без доступа к водоему и заболоченностью береговой линии. Забор проб воды производился с лодки примерно в 100 м от берега, кроме точки в д. Безбородово, где он осуществлялся с моста на трассе М-10.

2.3. Обработка данных спутника Landsat-8

2.3.1. Характеристика сенсоров спутника Landsat-8

В качестве исходных материалов в проведенных исследованиях использованы данные спектрометра видимого и ближнего ИК диапазона (OLI) и камеры дальнего ИК диапазона (TIRS), расположенных на спутнике Landsat-8 (табл. 4).

Спектрометр OLI получает изображения для 9 спектральных полос с пространственным разрешением 30 м на пиксель, за исключением панхроматического канала, который имеет разрешение 15 м на пиксель. Камера дальнего ИК диапазона TIRS производит съемку в двух тепловых каналах с пространственным разрешением 100 м на пиксель. Ширина используемых спектральных зон выбрана с учетом того, чтобы минимизировать поглощение излучения атмосферой.

Спутник Landsat-8 работает на солнечно-синхронной приполярной орбите с высотой 705 км на экваторе. Съемка проводится при 15-градусном угле обзора, что обеспечивает полосу захвата шириной 190 км. Повторяемость пролета спутника – каждые 16 дней. Данные от спектрометра видимого и ближнего ИК диапазона OLI и камеры дальнего ИК диапазона TIRS, с точки зрения измерения отражательной и излучающей способности, калибруются с точностью более 5%. Абсолютная геодезическая точность данных лучше, чем 65-метровая круговая ошибка при 90% достоверности.

Таблица 4.

Спектральные диапазоны сенсоров спутника Landsat-8.

Спектральный канал	Диапазон длин волн, мкм	Разрешение, м
<i>Спектрометр видимого и ближнего ИК диапазона OLI</i>		
Канал 1 (b1)	0,433 – 0,453	30
Канал 2 (b2)	0,450 – 0,515	30
Канал 3 (b3)	0,525 – 0,600	30
Канал 4 (b4)	0,630 – 0,680	30
Канал 5 (b5)	0,845 – 0,885	30
Канал 6 (b6)	1,560 – 1,660	30
Канал 7 (b7)	2,100 – 2,300	30
Канал 8 (b8)	0,500 – 0,680	15
Канал 9 (b9)	1,360 – 1,390	30
<i>Камера дальнего ИК диапазона TIRS</i>		
Канал 10 (b10)	10,30 — 11,30	100
Канал 11 (b11)	11,50 — 12,50	100

Первый аппарат программы Landsat был запущен в 1972 году. Во всех спутниках серии Landsat сохраняется преемственность в наборе спектральных каналов с предыдущими сенсорами, за счет чего имеется совместимость с ранее накопленным массивом данных (USGS. Landsat 8..., 2016).

2.3.2. Измерение излучения, приходящего на сенсор

Основой дистанционного зондирования в видимом и ближнем ИК диапазоне является измерение отраженного или испускаемого излучения. Важнейшей величиной, характеризующей отражательные и излучающие свойства объектов, является *яркость (radiance)*.

Энергетическая яркость (radiance) L в данном направлении для данной точки — это частное от мощности излучения dP , переносимой через точку и распространяющейся в заданном направлении, на телесный угол $d\Omega$, в котором распространяется мощность, элементарную площадь поверхности dA , содержащую эту точку, и косинус угла распространения потока в направлении ε (рис. 21) (ГОСТ IEC/TR 60825-9-2013..., 2014)

$$L = \frac{dP}{d\Omega \cdot dA \cdot \cos \varepsilon}.$$

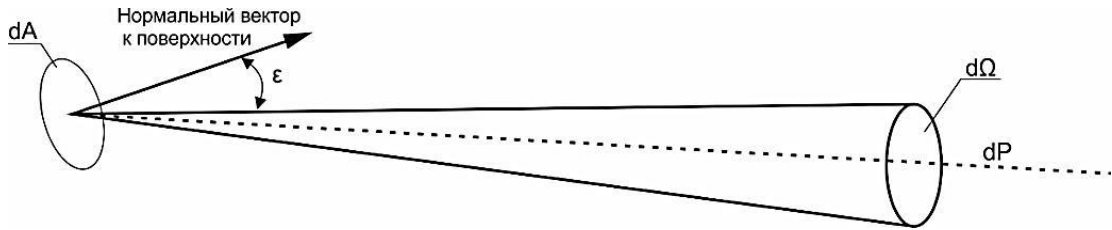


Рис. 21. Понятие яркости

Принцип работы большинства устройств, осуществляющих съемку в оптическом диапазоне, заключается в соотношении яркости пикселя изображения на снимке и яркости излучения от соответствующей ему площадки земной поверхности.

Получаемые со спутника данные записаны в виде «сырых значений» яркости (DN – Digital Number). На основании калибровочных коэффициентов для производящей съемку аппаратуры значения DN могут быть преобразованы в значения энергетической яркости:

$$L_{\lambda} = K_{\lambda} DN + C_{\lambda}, \quad (1)$$

где L_{λ} – энергетическая яркость для спектральной зоны; K_{λ} – калибровочный коэффициент; DN – «сырые значения» яркости; C_{λ} – калибровочная константа, соответствующая минимальной величине регистрируемой яркости (Книжников, 2004).

Значения K_{λ} и C_{λ} рассчитывают до запуска летательных аппаратов на орбиту, после запуска они периодически уточняются и предоставляются вместе со снимками.

В дистанционном зондировании значения энергетической яркости, полученные в участке спектра с преобладанием солнечного излучения, используют для расчета коэффициента отражения, а ее значения в диапазоне с преобладанием собственного излучения объектов на земной поверхности применяют для расчета их яркостной температуры.

Для пересчета DN в значения спектральной энергетической яркости на верхней границе атмосферы используется формула (1), для данных сенсоров спутника Landsat-8 она выглядит следующим образом:

$$L_{\lambda} = M_L Q_{cal} + A_L ,$$

где L_{λ} – энергетическая яркость для спектральной зоны; M_L – калибровочный коэффициент масштабирования конкретного канала (в метаданных – RADIANCE_MULT_BAND); A_L – добавочный коэффициент масштабирования конкретного канала, это калибровочная константа, которая соответствует минимальной величине регистрируемой яркости (в метаданных – RADIANCE_ADD_BAND); Q_{cal} – калиброванное значение (DN) (USGS. Landsat 8..., 2016).

2.3.3. Измерение отражательной способности природных объектов

Падающий на Землю поток излучения (Φ) частично поглощается поверхностью, остальная часть (Φ') рассеивается. Количество излучения, отраженного от земной поверхности, определяет коэффициент отражения p (reflectance), альбедо:

$$p = \frac{\Phi'}{\Phi} . \quad (2)$$

Использование коэффициента отражения p , в отличие от яркости, позволяет проводить количественный анализ и сравнения разновременных снимков, что очень важно для организации мониторинга на основе данных ДЗЗ. Выражение (2) может быть адаптировано под ситуацию дистанционного зондирования Земли с летательного аппарата, находящегося на орбите.

Освещенность E , создаваемая потоком Φ , равна отношению излучения, падающего на элемент поверхности, к площади элемента:

$$E = \frac{\Phi}{dS} ,$$

Следовательно, поток излучения падающий на рассеиватель будет равен

$$\Phi = EdS .$$

Для упрощения моделирования переноса излучения в дистанционном зондировании отражающие поверхности рассматривают как ортотропные. Поток излучения, рассеянный идеальным отражателем в полусфере, равен:

$$\Phi' = I^0 \pi = Lds\pi ,$$

где I^0 – сила излучения, т.е. отношение потока излучения, распространяющегося от источника излучения внутри малого телесного угла, к этому телесному углу.

Из выражения (2) коэффициент отражения идеального рассеивателя можно представить как

$$\rho = \frac{\Phi'}{\Phi} = \frac{Lds\pi}{EdS} = \frac{L\pi}{E} , \quad (3)$$

Используя закон Ламберта и закон обратных квадратов, выражение (3) можно приблизить к условиям съемки с летательных аппаратов. Закон Ламберта (закон косинусов) утверждает, что воспринимаемая яркость от совершенного диффузного отражателя не изменяется с углом зрения. Этот закон также утверждает, что поток излучения (Φ) должен изменяться в соответствии с углом его падения:

$$\Phi = \Phi_n \cos \theta , \quad (4)$$

где Φ_n – поток излучения по перпендикуляру к поверхности.

Закон обратных квадратов гласит, что, если поверхность освещается точечным источником освещения, то есть источником, излучающим энергию равномерно по всем направлениям, и размерами которого, по сравнению с расстоянием до него, можно пренебречь (таковым является Солнце для Земли), то освещённость уменьшается в соответствии с квадратом расстояния (D) от поверхности до источника. Применив закон Ламберта в сочетании с законом обратных квадратов, энергетическую освещённость (E), создаваемую точечным источником, можно представить как

$$E = \frac{E_{sun}}{D^2} \cos \theta . \quad (5)$$

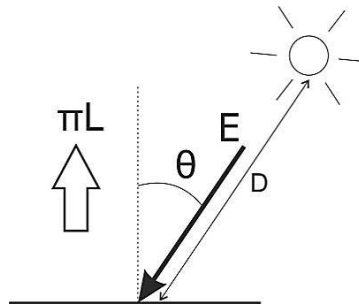


Рис. 22. Составляющие для расчета коэффициента отражения

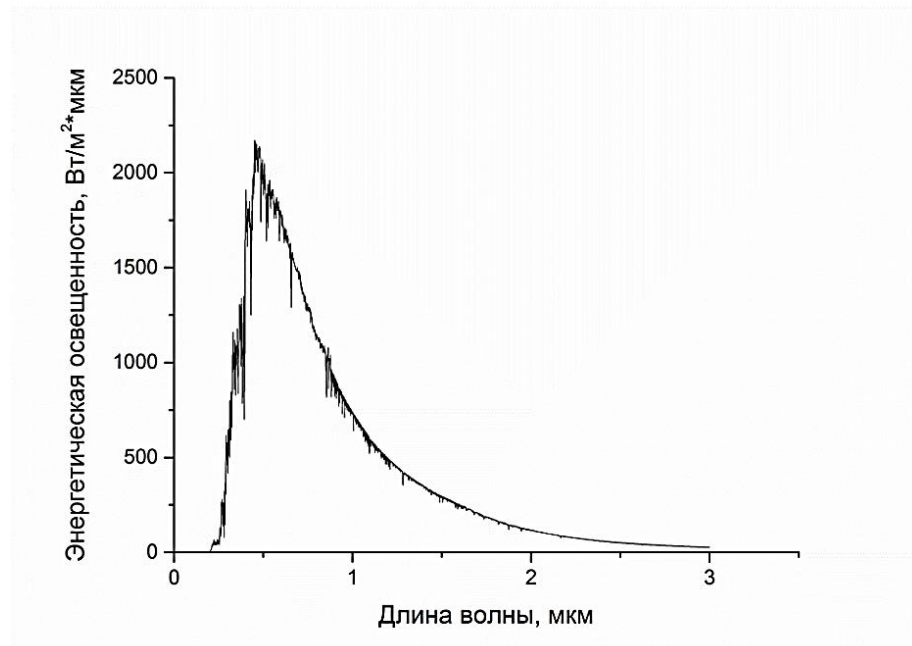


Рис. 23. Средняя солнечная внеатмосферная освещенность на верхней границе атмосферы по данным SAO2010 (Chance, 2010)

Используя выражения (4) и (5), коэффициент отражения для спектральной зоны может быть определен по следующей широко распространенной в дистанционном зондировании формуле:

$$p_{\lambda} = \frac{\pi L_{\lambda} D^2}{E_{sun} \cos \theta}, \quad (6)$$

где E_{sun} – средняя солнечная внеатмосферная освещенность ($\text{Вт/м}^2 \cdot \text{нм}$); D – расстояние от Земли до Солнца на конкретную дату; L_{λ} – энергетическая яркость для спектральной зоны ($\text{Вт/ср}^{-1} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{нм}$; θ – угол возвышения солнца (90° – зенитный угол) (рис. 22).

Средняя солнечная внеатмосферная освещенность на верхней границе атмосферы получена путем натурных измерений. Эталонным считается

справочный спектр солнечной освещенности «SAO2010» (Chance, 2010) (рис. 23).

В отечественных научных работах для обозначения отражательных свойств поверхности зачастую используется термин «коэффициент спектральной яркости». *Коэффициент спектральной яркости* (r) – отношение яркости этой поверхности к яркости идеального рассеивателя, находящегося в тех же условиях освещения (Кринов, 1947). Под идеальным рассеивателем подразумевается ортотропная поверхность, полностью отражающая весь падающий поток излучения равномерно во всех направлениях. Коэффициент спектральной яркости (r_λ) можно представить как

$$r_\lambda = \frac{L_2(\lambda)}{L_1(\lambda)},$$

где L_1 – яркость идеального рассеивателя, а L_2 – яркость изучаемой поверхности.

Исходя из определений коэффициента яркости и коэффициента отражения (альбедо), становится понятно, что они равны только в случае ортотропного отражения. Во всех остальных случаях коэффициент спектральной яркости несколько изменяется, принимая другие значения в зависимости от угла наблюдения, а также от угла падения излучения (Кринов, 1947). В дистанционном зондировании Земли для упрощения в качестве приближения оптического поведения объектов все поверхности принимаются ортотропными. В таком случае коэффициент яркости и коэффициент отражения будут иметь одинаковые значения. В дальнейшем в данной работе используется термин «коэффициент отражения».

Коэффициент отражения для спектральной зоны на верхней границе атмосферы определяется по формуле (6). Для упрощения обработки спутника Landsat-8 разработчики для вычисления коэффициента отражения на верхней границе атмосферы предлагают использовать следующую формулу:

$$\rho\lambda' = M_p Q_{cal} + A_p,$$

где $p\lambda'$ – коэффициент отражения на верхней границе атмосферы без учета поправки на угол падения солнечных лучей; Mr – коэффициент масштабирования конкретного канала из метаданных (reflectancew_mult_band); Ar – добавочный коэффициент масштабирования конкретного канала из метаданных (reflectance_add_band); Q_{cal} – калиброванное значение (DN).

Для вычисления коэффициента отражения на верхней границе атмосферы с поправкой на угол падения солнечных лучей ($p\lambda$) для сенсоров спутника Landsat-8 используется следующая формула:

$$p\lambda = \frac{p\lambda'}{\cos \theta}.$$

2.3.4. Измерение температуры подстилающей поверхности

Спектр излучения абсолютно чёрного тела определяется только его температурой (рис. 2). Зная спектральные свойства объекта, можно определить его температуру. Для объектов на земной поверхности температура не является единственным фактором, определяющим поток излучения от него. Существенное значение имеет также излучательная способность (ϵ) – *спектральный коэффициент излучения* (emissivity) материала. Она характеризует способность физических объектов излучать тепловую энергию на различных длинах волн, которая определяется как доля энергии, излучаемой объектами, по сравнению с излучением абсолютно черного тела при той же температуре (Шовенгер, 2010).

Большинство объектов являются селективными излучателями, то их излучательная способность существенно изменяется с длиной волны. Поэтому тепловой инфракрасный спектр объекта может обладать максимумами и минимумами излучательной способности. Холодный объект с высокой излучательной способностью может излучать столько энергии, сколько горячий объект с низкой излучательной способностью.

Если излучательная способность объекта в диапазоне длин волн чувствительности датчика равна единице (то есть идеальная излучательная

способность черного тела), то температура земной поверхности будет равна яркостной температуре (Meijerink, 2007).

Яркостная температура (brightness temperature) – это температура черного тела, при которой для данной длины волны оно имеет ту же спектральную плотность энергетической яркости, что и рассматриваемый тепловой излучатель (ГОСТ 7601-78..., 1999).

Интенсивность излучения (яркость) абсолютно чёрного тела ($L_{b\lambda}$) в диапазоне длин волн определяется формулой Планка для длин волн

$$L_{b\lambda} = \frac{2hc^2}{\lambda^5} = \frac{1}{e^{\left(\frac{hc}{k_B T \lambda}\right)} - 1}, \quad (7)$$

где h – постоянная Планка; k_B – постоянная Больцмана; c – скорость электромагнитной энергии в вакууме.

Энергетическая ε яркость реальных объектов определяется через излучательную способность (ε) как

$$L_\lambda = \varepsilon L_{b\lambda}.$$

Из уравнения (7) яркостную температуру (T_b) в диапазоне длин волн $\Delta\lambda$ можно выразить формулой

$$T_b = \frac{hc}{k_B \lambda \ln \left(\frac{2hc^2}{L_\lambda \lambda^5} + 1 \right)}.$$

В приведенных выше формулах используют группы величин $2hc^2$ и hc/k_B , которые содержат только физические константы. Эти члены можно рассматривать как сами физические константы. Они называются первой радиационной постоянной c_{1L} и второй радиационной постоянной c_2 соответственно:

$$c_{1L} = 2hc^2 = 1,191 \cdot 10^{-16} \text{ Вт} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{стер}^{-1}, \quad c_2 = hc/k_B = 1,439 \cdot 10^{-2} \text{ м} \cdot \text{К}.$$

Также для дальнейшего упрощения можно ввести коэффициенты K_1 и K_2 , которые рассчитываются в зависимости от диапазона длин волн

теплового канала спутника. Для каждой спектральной полосы получают индивидуальные значения коэффициентов:

$$K_1 = c_{1L} / \lambda^5; \quad K_2 = c_2 / \lambda.$$

Отсюда яркостная температура для спектрального канала может быть получена по формуле

$$T_b = \frac{K_2}{\ln((K_1/L_\lambda) + 1)}. \quad (8)$$

Формула (8) является стандартной для получения яркостной температуры с сенсоров спутников серии Landsat. Значения коэффициентов K_1 и K_2 распространяются вместе со спутниковыми снимками (табл. 5). Для определения яркостной температуры достаточно знать лишь значения энергетической яркости.

Таблица 5.

Калибровочные константы для сенсора TIRS
спутника Landsat-8

Канал ИК	Константа	
	K_1	K_2
Канал 10 (10,30 – 11,30 мкм)	774,8853	1321,0789
Канал 11 (11,50 – 12,50 мкм)	480,89	1201,14

Яркостная температура является характеристикой, полученной для абсолютно черного тела. Поэтому яркостная температура не всегда соответствует реальной температуре объектов, в большинстве случаев ее значения ниже фактической температуры. Связь яркостной и фактической температуры можно выразить формулой

$$T_b = \varepsilon T.$$

Для чистой воды излучательная способность близка к единице ($\varepsilon = 0,99$), это дает хорошие возможности для исследования термического режима поверхностного слоя водоемов. Большинство почв и горных пород имеют значения излучательной способности в диапазоне от 0,80 до 0,95, что

усложняет интерпретацию тепловых изображений, но оставляет возможность использовать температурные контрасты, т.е. проводить сравнение не в абсолютных, а в относительных единицах. (Meijerink, 2007)

2.4. Атмосферная коррекция

При сравнении разновременных снимков сложно обеспечить идентичность условий съемки. Атмосферная коррекция позволяет учесть влияние атмосферы на регистрируемую сенсором спектральную яркость, которую можно отделить от влияния динамических изменений на земной поверхности (Лурье, Косиков, 2003).

Задача атмосферной коррекции является одной из самых сложных при обработке данных ДЗЗ. Их особенностью является то, что излучение от земной поверхности должно пройти через атмосферу, прежде чем будет зафиксировано датчиками, установленными на спутнике. Поэтому данные ДЗЗ включают не только информацию о поверхности Земли, но и о состоянии атмосферы.

В участке спектра солнечного излучения для учета влияния атмосферы на регистрируемый на сенсоре сигнал используют три метода (Рис, 2006):

1. Первый метод – коррекция космических снимков – основан на калибровке по определённой мишени на земной поверхности с учетом большого количества натурных измерений. Этот метод является достаточно сложным и ресурсоемким, также он требует осуществления наблюдений непосредственно во время космической съемки.

2. Второй метод – это использование математических моделей. Его проводят на основе специальных программных продуктов моделирования процессов трансфера излучения от объекта до спутника (например, MODTRAN, S6, LOWTRAN и др.). Наиболее авторитетной считается модель MODTRAN. Она представляет собой компьютерную модель для оценки атмосферной передачи электромагнитного излучения при определенных условиях и предназначена для моделирования распространения электромагнитного излучения в атмосфере для области спектра от 0,2 до 100 мкм (Berk, Conforti,

2014). MODTRAN оценивает атмосферное излучение, рассеяние теплового и солнечного излучения (включая рассеяние Рэлея, рассеяние Ми, однократное и многократное рассеяние), эффекты от молекулярных поглотителей и рассеивателей, аэрозолей и облаков. Модель MODTRAN использует различные стандартные атмосферные модели, основанные на географическом местоположении, а также она позволяет пользователю определять профиль атмосферы с любым заданным набором параметров. Модель предлагает несколько вариантов определения преобладающих аэрозолей на основе общих аэрозольных смесей, встречающихся в земных условиях (например, сельских, городских, морских) (Campbell, 2011).

3. Третий метод основан на вычитании из каждого пикселя космического снимка минимальной яркости пикселя на данной сцене. Данный метод предложен Чавесом (Chavez, 1988), в авторской версии известен как метод DOS (Dark Object Subtraction). Суть этого метода заключается в предположении, что темные объекты не отражают свет, и любое значение их яркости, которое больше нуля, должно быть результатом влияния атмосферы. Влияние атмосферы предлагается компенсировать путем вычитания значения яркости темных объектов из каждого пикселя в спектральной полосе. Данный метод является самым простым, но он также самый грубый и не учитывает многих факторов.

В участке спектра теплового излучения для учета влияния атмосферы на регистрируемый на сенсоре сигнал используют три способа (Рис, 2006):

1. Использование математических моделей на основе специальных программных продуктов MODTRAN, S6, LOWTRAN и др.

2. Получение яркостных температур в двух близких спектральных полосах (T_{b1} и T_{b2}) – например 11 мкм и 12 мкм. Яркостная температура, откорректированная с учетом влияния атмосферы, определяется по формуле:

$$T_b = a_0 + a_1 T_{b1} + a_2 T_{b2}.$$

где a_0 , a_1 и a_3 – это коэффициенты, полученные эмпирическим способом. Данный метод предоставляет достаточно хорошую точность результатов (около 0,5 K).

3. Съемка каждой точки обзора под двумя разными углами, соответствующим разным слоям атмосферы, через которые излучение прошло от объекта до сенсора. В результате сравнения двух измерений рассчитывается величина поправки на влияние атмосферы.

В данной работе моделирование процессов трансфера излучения от объектов на земной поверхности до спутника проводилось на основе модели атмосферы MODTRAN, которая позволяет задавать различные параметры атмосферы. Она содержит несколько стандартных вариантов атмосферы (табл. 6). При обработке снимков района Ивановского водохранилища использовалась модель атмосферы для лета в средних широтах (Mid-Latitude Summer), в основе которой лежат следующие средние параметры: толщина слоя водяного пара составляет 3 636 атм см, при этом количество водяного пара на каждую единицу площади земной поверхности составляет 2,92 г/см², температура воздуха у земной поверхности 21 С⁰.

Таблица 6.

Стандартные модели атмосферы для MODTRAN

Модель атмосферы	Толщина слоя водяного пара, атм см	Количество водяного пара на единицу площади, г/см ²	Температура воздуха у земной поверхности, С ⁰
Субарктическая зима	518	0,42	-16
Зима в средних широтах	1060	0,85	-1
Субарктическое лето	2589	2,08	14
Лето в средних широтах	3636	2,92	21
Тропическая	5119	4,11	27

Коэффициент пропускания атмосферы и ее светимость, рассчитанные на основе параметров для лета в средних широтах, показаны на рис. 24.

Приведенные спектральные параметры использовались для расчета коэффициентов отражения объектов непосредственно вблизи от земной поверхности на основе спектральной яркости, регистрируемой сенсором. Атмосферной коррекции были подвержены все используемые в работе снимки со спутников программы Landsat. Это позволило проводить корректный анализ разновременных данных ДЗЗ.

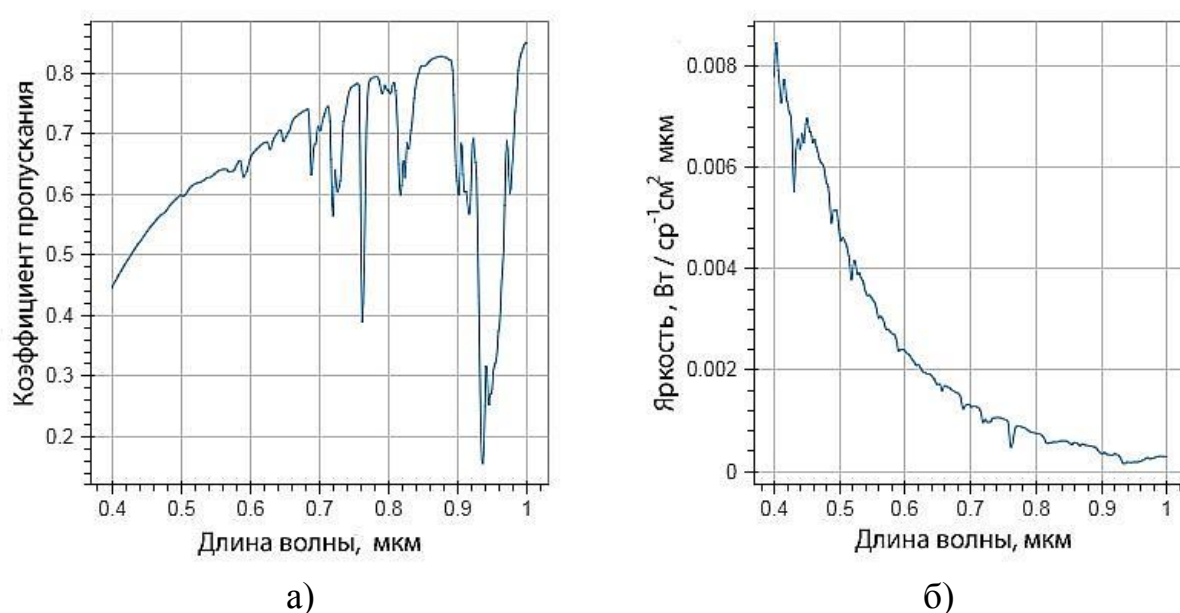


Рис. 24. Оптические параметры модели атмосферы для лета в средних широтах: а – коэффициент пропускания электромагнитного излучения; б – светимость самой атмосферы

ГЛАВА 3. ИССЛЕДОВАНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ОСНОВЕ МЕТОДОВ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ

3.1. Использование данных ДЗЗ для разделения водных и наземных геосистем

Для исследования водоемов, в особенности прибрежных экотонных зон, существует необходимость точного выделения действительных границ береговой линии. Экотонная зона между сушей и водой зачастую занята водной растительностью, и это усложняет выделение границ объектов. Воздушно-водная растительность может простираться на сотни метров от береговой линии. Водная растительность играет значительную роль в регулировании процессов в местах ее обитая. Она защищает береговые линии от эрозии, улавливает взвешенные твердые частицы, производит выделение большого количества углерода и азота. Выделение ареалов распространения водной растительности – достаточно важная задача для оценки состояния, динамики развития и определения устойчивости экосистем водных объектов.

Для разделения поверхности водосборного бассейна на типы по данным ДЗЗ можно выделить три известных способа: визуальное дешифрирование, кластеризация снимка, классификация на основе индексных изображений.

1. *Выделение границ объектов, используя визуальное дешифрирование космических снимков.* Наиболее простой способ, не требующий специализированного программного обеспечения и квалификации оператора. Вместе с тем он отличается низкой точностью результатов и при больших размерах объектов достаточно трудоемкий.

2. *Использование алгоритмов кластеризации снимка.* Возможны два алгоритма классификации, «без обучения» (ISODATA) (Ball et al., 1965) и «с обучением» (метод минимального расстояния, метод максимального правдоподобия, метод спектральной корреляции SAM и др.). Результаты сохраняются в виде тематических изображений, классы которых соотносят с

группами объектов на земной поверхности. Применение данного способа позволяет получать результаты с высокой степенью автоматизации. К недостаткам следует отнести неконтролируемость результатов при использовании классификации без обучения, а также выбор подходящих параметров при использовании классификации с обучением.

3. *Применение индексных изображений*, получаемых путем обработки многоспектральных космических снимков. Наиболее популярными являются: нормализованный вегетационный индекс (NDVI); почвенный вегетационный индекс (SAVI); нормализованный разностный водный индекс (NDWI) и др. На основании значений пикселей индексных изображений производится классификация объектов. Данный способ достаточно удобен и наиболее распространен. К тому же некоторые продукты ДЗЗ поставляются с рассчитанными значениями NDVI. Но данный способ не позволяет контролировать классификацию, а также неэффективен при выделении экотонных зон между водной поверхностью и сушей.

Приведенные выше методики имеют существенные ограничения для исследования прибрежной экотонной зоны. Это подтолкнуло к поиску возможностей для повышения качества исследований. В результате была разработана методика, позволяющая повысить эффективность определения береговой линии водоемов и границ зон распространения воздушно-водной растительности.

3.1.1. Алгоритм выделения границ водных объектов

Для репрезентативности результатов исследований было необходимо выделить действительные границы водоема без генерализации, присущей топографическим картам. Иваньковское водохранилище, регулируемое Дубнинским гидроузлом, имеет достаточно стабильный уровень воды. Определение береговой линии водоема проводилось по снимку Landsat-8, произведенному в начале лета, когда уровень воды уже стабилизировался.

Вода поглощает электромагнитное излучение в ИК диапазоне, поэтому этот участок спектра полезен для определения границы между сушей и водными объектами, которые неочевидно различимы в видимом свете. Для Landsat-8 наилучший контраст водной поверхности и суши (рис. 25) имел 5-й канал (0,845–0,885 мкм). Для создания маски границ водохранилища использовано разделение пикселей снимка по значению отражательной способности на две группы (вода и суша).

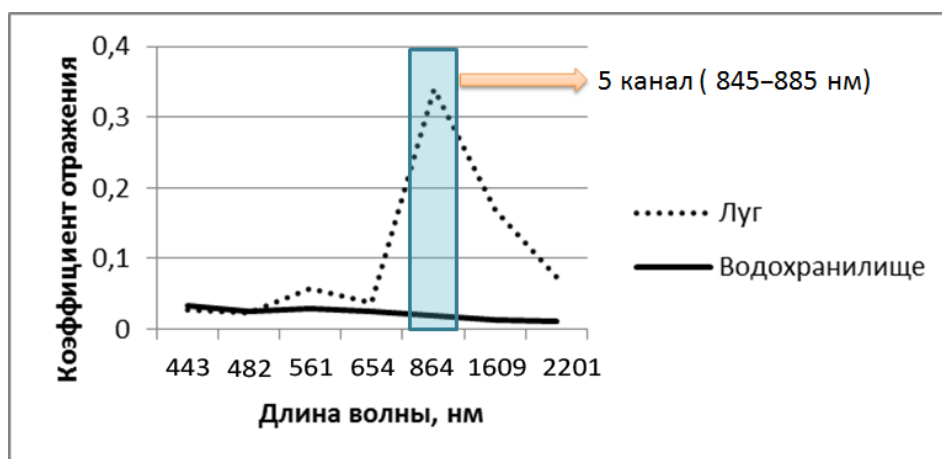


Рис. 25. Зависимость коэффициента отражения от длины волны для различных подстилающих поверхностей: луг, водохранилище

Расчет порогового значения между группами пикселей производился на основе профилей переходной зоны. При помощи ГИС-редактора составлено несколько графиков профилей прибрежной зоны в ИК-канале, содержащих часть берега и водную поверхность (рис. 26а).

Пиксели космического снимка, соответствующие водной поверхности, имеют низкую отражательную способность, в то время как пиксели, соответствующие суше, характеризуются более высоким коэффициентом отражения (рис. 26б). В нашем случае пороговое значение коэффициента отражения между пикселями спутниковых снимков, соответствующих суше и водной поверхности, составило около 0,15. Пиксели, имеющие отражательную способность, меньше порогового показателя интерпретировались как водная поверхность. На основании этого подхода была определена береговая линия Иваньковского водохранилища (рис. 27). Рассмотрев распределение значений

отражательной способности для пикселей 5-канала сенсора OLI спутника Landsat-8, на участке прибрежной зоны (рис. 26в), можно убедиться в объективности разделения пикселей на две группы.

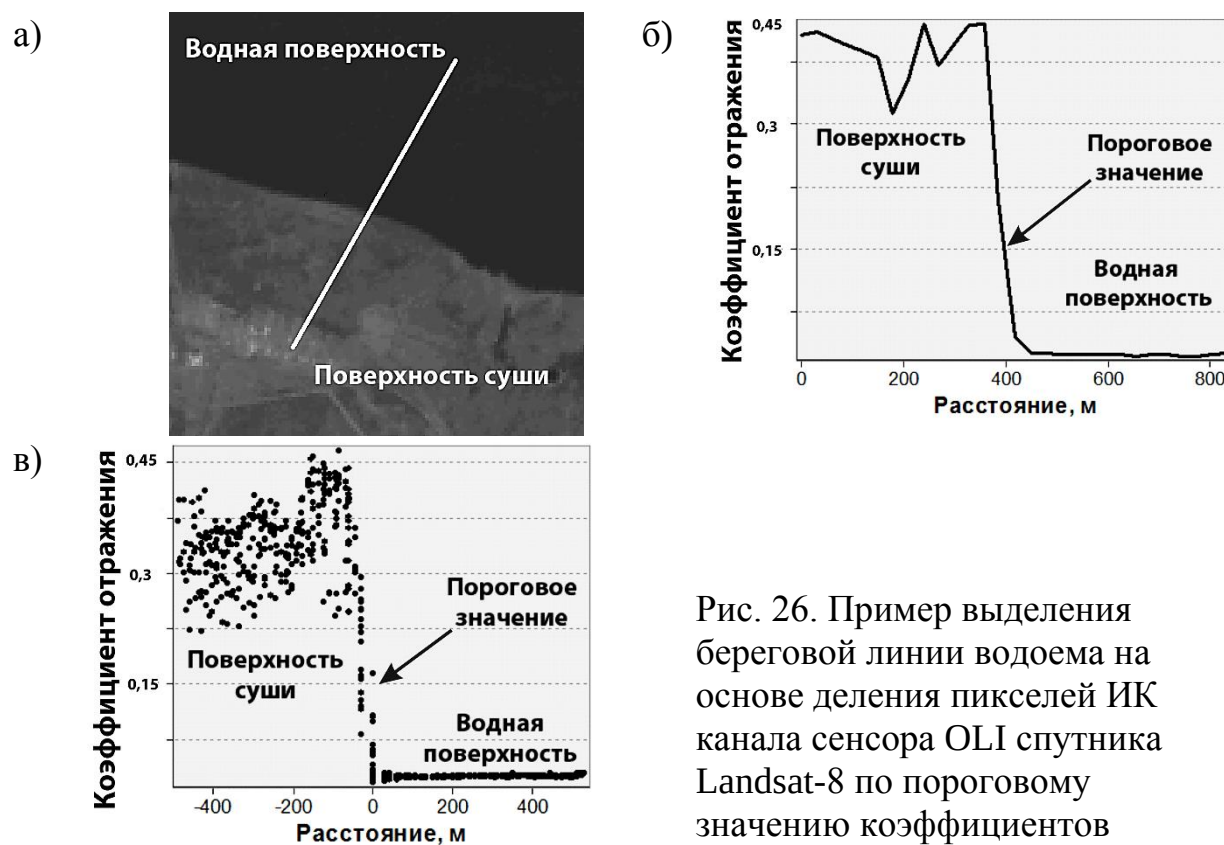


Рис. 26. Пример выделения береговой линии водоема на основе деления пикселей ИК канала сенсора OLI спутника Landsat-8 по пороговому значению коэффициентов отражения:

а – профиль прибрежной зоны на снимке; б – график значений коэффициентов отражения прибрежной зоны вдоль профиля;
в – пример распределения значений пикселей на участке прибрежной зоны



Рис. 27. Границы водных объектов выделенные по данным сенсора OLI спутника Landsat-8

3.1.2. Алгоритм выявления областей распространения высшей водной растительности

Водная растительность является ценным индикатором изменений окружающей среды из-за чувствительности к качеству воды и развитию береговой линии. Также она защищает береговые линии от эрозии, улавливает взвешенные твердые частицы и большое количество углерода и азота. Водные растения выступают в роли инженеров экосистем, которые способны глубоко регулировать колонизированные ими места обитания.

Для выявления спектральных образов, характерных для водной растительности, использовались снимки спутника Landsat-8, полученные в июле-августе 2015 г. На основе 8-го (панхроматического) канала сенсора OLI спутника Landsat-8 проводилось увеличение разрешения снимков с 30 м/пиксель до 15 м/пиксель (рис. 28, 29). Панхроматический канал содержит информацию в широкой спектральной полосе (0,500–0,680 мкм) с более высоким разрешением (15 м/пиксель). Он позволяет производить обработку по увеличению разрешения других каналов. Увеличение разрежения проводилось путем деления пикселя на четыре части на основе значений яркости в панхроматическом канале. После повышения разрешения снимки подвергались радиометрической калибровке и атмосферной коррекции на основе модели MODTRAN, а затем переводу к виду коэффициентов отражательной способности от 0 до 1.

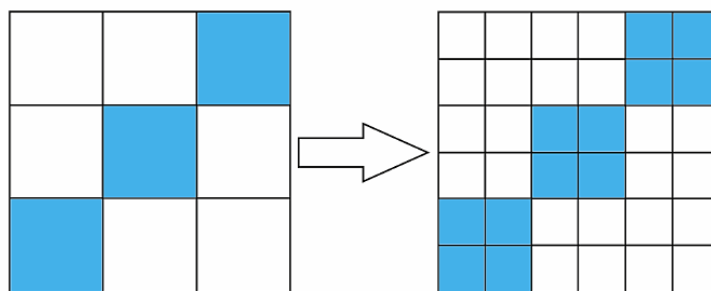


Рис. 28. Разделение пикселей на основе панхроматического канала

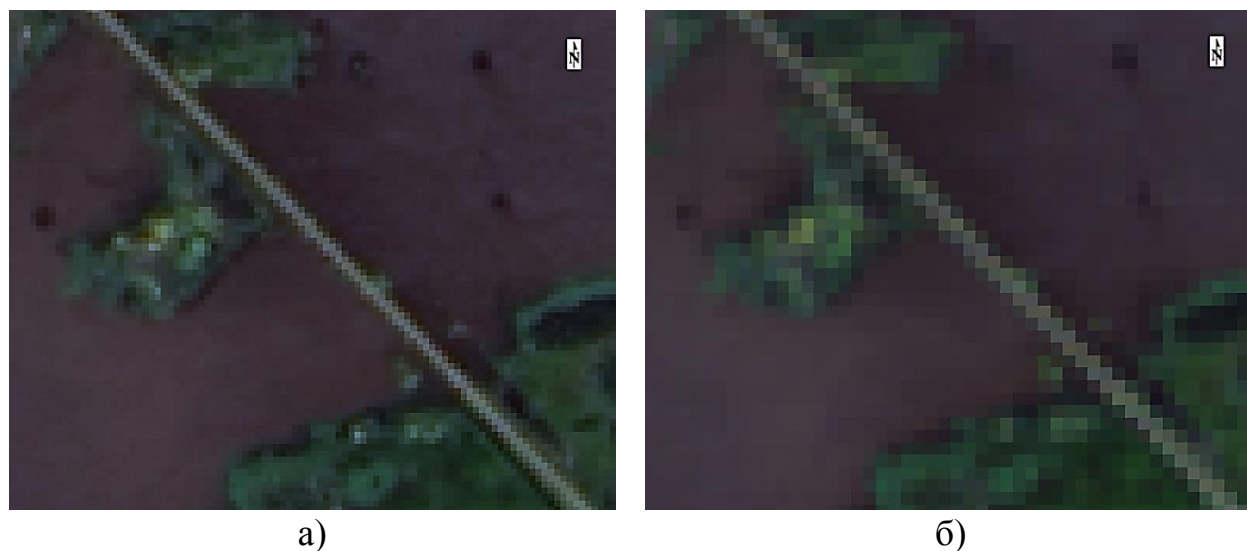


Рис. 29. Пример использования панхроматического канала для повышения разрешения снимков (комбинация каналов в естественных цветах):
 а – 15 м/пиксель (после применения панхроматического канала);
 б – 30 м/пиксель (исходный снимок)

Воздушно-водная растительность, как правило, располагается в прибрежной мелководной зоне, и задача ее определения, по данным космической съемки, сводится к разделению смежных пикселей между водной поверхностью и сушей. Для выявления областей распространения водной растительности было обследовано более 70 км береговой линии Иваньковского водохранилища. На основании полевых обследований проводился поиск индивидуальных спектральных характеристик зон развития воздушно-водной растительности.

Исследования показали, что присутствие водной растительности проявляется в повышение значений отражательной способности в видимом и ближнем ИК диапазонах (рис. 30). Для сенсора OLI спутника Landsat-8 наиболее значительное увеличение отражательной способности наблюдается в 5-м канале (0,845–0,885 мкм).

Общее увеличение отражательной способности водной поверхности может быть обусловлено повышением концентрации хлорофилла либо показателя мутности. Поэтому для определения ареалов распространённости воздушно-водной растительности эффективно использовать оценку значений

пикселей снимков в ближнем ИК диапазоне относительно красного участка спектра. Экспериментально установлено, что участки развития воздушно-водной растительности проявляются в превышении значений отражательной способности в ближнем ИК диапазоне (5-й канал сенсора OLI спутника Landsat-8 (0,845–0,885 мкм)) над красным (4-й канал (0,630–0,680 мкм)).

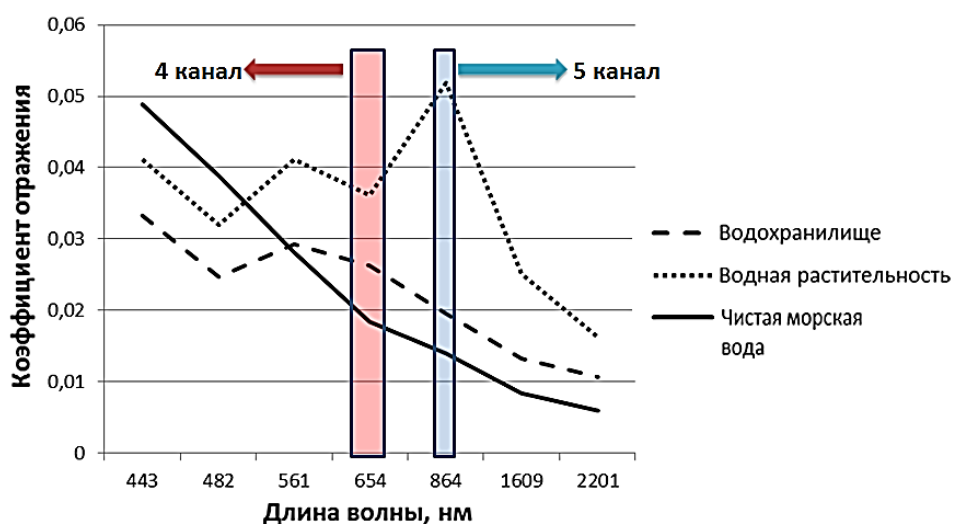


Рис. 30. Зависимость коэффициента отражения от длины волны для различных подстилающих поверхностей: водохранилище, водная растительность, чистая морская вода

Для выделения ареалов воздушно-водной растительности можно оценивать наклон спектра на участке 0,630–0,885 мкм, для этого предлагается использовать коэффициент характеризующий угол наклона спектра (k) который рассчитывается по формуле

$$k = \frac{b_4}{b_5},$$

где b_4 (0,630–0,680 мкм) и b_5 (0,845–0,885 мкм) — соответствующие каналы сенсора OLI спутника Landsat-8 (табл. 4).

Причем если $k < 1$, то значения пикселя относятся к воздушно-водной растительности; если $k > 1$, то значения пикселя относятся к водной поверхности, не покрытой воздушно-водной растительностью.

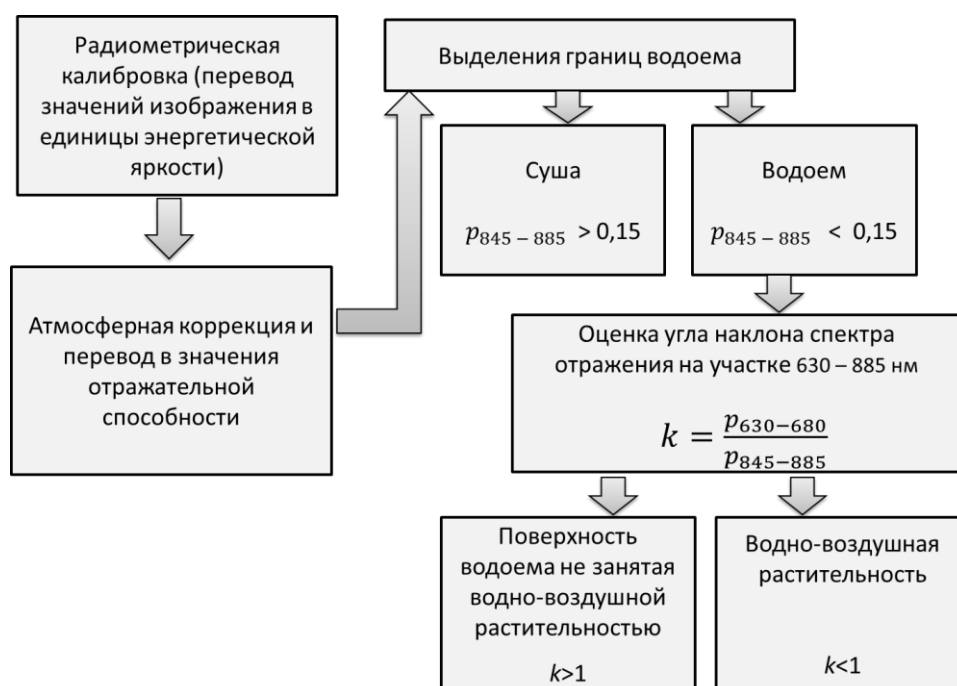


Рис. 31. Блок схема алгоритма определения береговой линии водного объекта и границ зон распространения воздушно-водной растительности по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне

Общая схема предлагаемого алгоритма для выделения областей распространения воздушно-водной растительности, по данным сенсора OLI Landsat-8 в оптическом диапазоне, представлена на рис. 31.

На основании разработанного алгоритма были выделены участки распространения воздушно-водной растительности в акватории Иваньковского водохранилища (рис. 32). Сравнение натурных наблюдений и смоделированных областей распространения воздушно-водной растительности приводится в приложении № 1.

Для данного водоема характерно почти повсеместное развитие воздушно-водной растительности в прибрежной зоне. Точность выделения объектов ограничивается размером пикселей космических снимков. Для Landsat-8 при использовании панхроматического канала она составляет 15 м. Точность отнесения пикселя к классу (вода-суша-воздушно-водная растительность) зависит от порогового значения пикселей в спектральной полосе 0,845-0,885 мкм и от значения коэффициента характеризующего наклон спектра отражения на участке 0,630–0,885 мкм, которые могут при

необходимости быть скорректированы под местные условия или съемочную аппаратуру.

Воздушно-водная растительность Иваньковского водохранилища включает следующие основные виды: *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb., *Equisetum fluviatile* L., *Acorus* sp., *Sagittaria* sp., *Rorippa* sp. и др. На исследуемом водоеме эти растения зачастую образуют сплавины (сплавинные аквальные комплексы) (Тихомиров, 2011). Воздушно-водная растительность медленно разлагается, способствует заболачиванию, эвтрофикации и спавинообразованию, насыщению водной массы органическим веществом, что обеспечивает ухудшение качества воды.

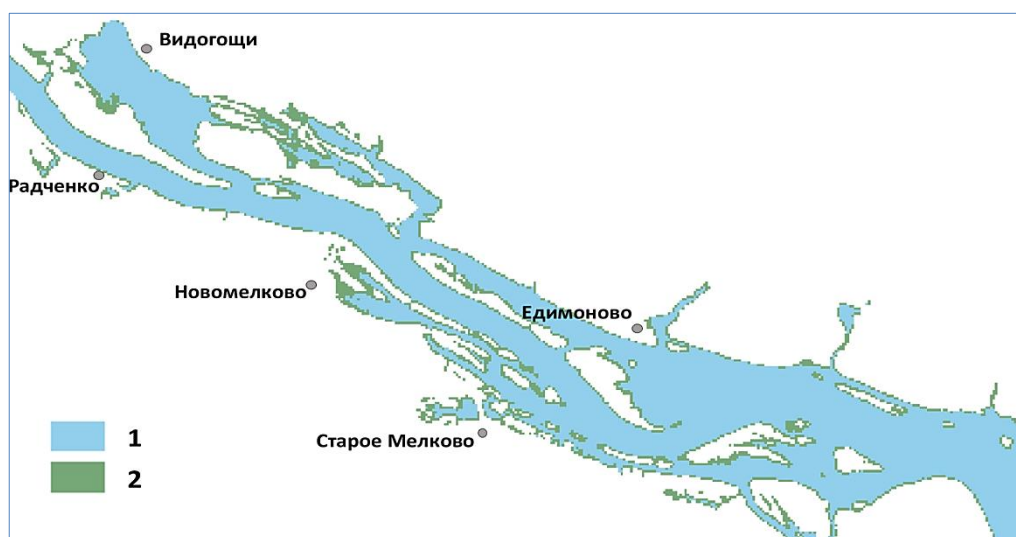


Рис. 32. Пример выделения областей распространения воздушно-водной растительности по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 (4 июля 2015 года, Волжский плес, район пос. Старое Мелково):
1 – водная поверхность без воздушно-водной растительности,
2 – участки развития воздушно-водной растительности

Согласно полученным результатам, распространение воздушно-водной растительности в период ее максимального развития достигает 12% от площади водохранилища. На момент исследования площадь водохранилища составляла 229,6 км², а площадь, занятая воздушно-водной растительностью, 27,4 км² (табл. 7).

Высшая водная растительность играет большую роль в разнообразных процессах формирования фитомассы, заболачивания, аккумуляции биогенного вещества и химических элементов в воде и донных отложениях экосистем, поэтому значительные площади зарастания оказывают существенное негативное влияние на качество вод Иваньковского водохранилища. Совместно с развитием фитопланктона это способствует активной эвтрофикации водоема.

Таблица 7.

Морфометрические характеристики Иваньковского водохранилища (по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне)

Плес	Площадь, км ²	Длина береговой линии (с островами), км	Площадь, занятая водно-воздушной растительностью, км ²	Доля поверхности водоема, занятой водно-воздушной растительностью, %
Волжский	65,6	454	9,1	13,9
Шошинский	62,9	425	9,4	14,9
Иваньковский	101,1	354	8,9	11,36
Весь водоем	229,6	1233	27,4	11,9

3.2. Использование данных спутника Landsat-8 для оценки состояния водных масс Иваньковского водохранилища

3.2.1. Оценка теплового режима

Одним из основных параметров водных экосистем является температура воды. Его значение и распространение играют ключевую роль в протекании биотических и абиотических процессов в реках и озерах. Тепловой режим рек играет важную роль в общем состоянии водных экосистем, включая вопросы качества воды и распределения представителей флоры и фауны в водной среде. У большинства водных организмов есть определенный диапазон температур, при котором они могут существовать (Coutant, 1977). Следовательно, для проведения оценок воздействия на окружающую среду, а также для эффективного управления рыбным

хозяйством важно понимать термические характеристики водоемов и связанные с ними процессы теплообмена.

Плотины играют важную роль в изменении пространственной структуры температуры в реках и способствуют тепловому загрязнению, которое сильно влияет на водные экосистемы рек. Другие антропогенные источники теплового загрязнения также могут оказывать существенное воздействие. Понимание временных и пространственных изменений теплового загрязнения важно для предотвращения или смягчения его вредного воздействия. Оценки, основанные на измерениях на месте, на практике часто ограничены из-за нехватки пунктов измерений. ДЗЗ в ИК диапазоне обеспечивает альтернативный подход для мониторинга теплового загрязнения: оно позволяет охватывать большую площадь и неоднократно наблюдать одну и ту же зону.

Применение спутниковых снимков позволяет выявлять характерные особенности распределения температуры верхнего слоя водных масс в акватории. По космическим снимкам (табл. 3), используя только камеральные методы, были получены значения температуры поверхностных вод. Для этого проводилась обработка по описанной ниже методике.

Спутник Landsat-8 оснащён двумя инструментами, один из которых камера дальнего ИК диапазона (TIRS). Результаты ее работы содержат 10-й и 11-й каналы (табл. 4). Это каналы, они содержат съёмку земной поверхности в тепловом диапазоне с длиной волны 10,30–12,50 мкм. Они могут быть использованы для получения информации о температуре излучающей поверхности (рис. 33).

Значения энергетической яркости тепловых каналов спутников серии Landsat могут быть преобразованы в значения яркостной температуры по формуле (8).

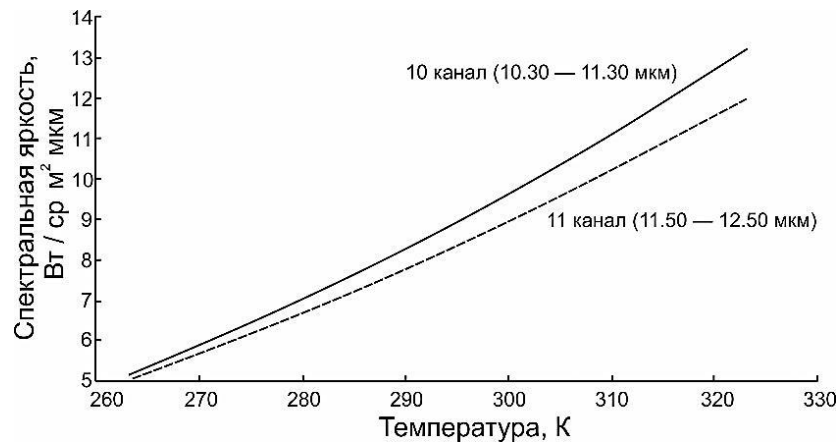


Рис. 33. Зависимость яркости ИК каналов сенсора TIRS спутника Landsat-8 от температуры подстилающей поверхности (Xiaolei, Xulin, 2014)

Для повышения точности результатов вычисляется среднее арифметическое значение температуры обоих ИК каналов. Но так как для 11-го канала (11,50–12,50 мкм) сенсора TIRS спутника Landsat-8 была обнаружена большая неопределенность в значениях, связанная с рассеянным светом, исходящим из-за пределов поля зрения датчика, пользователям рекомендовано работать с одной спектральной полосой 10-го канала (10,30–11,30 мкм). Поэтому в работе для определения температуры подстилающей поверхности использовался только 10-й канал.

Результатом конвертации данных 10-го канала Landsat-8 по формуле (8) являются растры яркостной температуры. По данной методике определены значения яркостной температуры подстилающей поверхности по маске акватории Иваньковского водохранилища (рис. 35).

Яркостная температура (T_b) является характеристикой, полученной для абсолютно черного тела. Она не всегда соответствует реальной температуре объектов, в большинстве случаев ее значения ниже фактической температуры. Связь яркостной с фактической температуры можно выразить формулой

$$T_b = \varepsilon T.$$

Для чистой воды излучательная способность близка к единице ($\varepsilon = 0,99$), поэтому в случае исследования водной поверхности яркостная

температура будет практически соответствовать фактической температуре. Поэтому растры яркостной температуры, полученные на основе космических снимков акватории Иваньковского водохранилища, имеют значения, приближенные к фактической температуре. Это дает хорошие возможности для исследования термического режима поверхностного слоя водоема. Схема определения температуры поверхности воды по данным сенсора TIRS спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне, представлена на рис. 34.

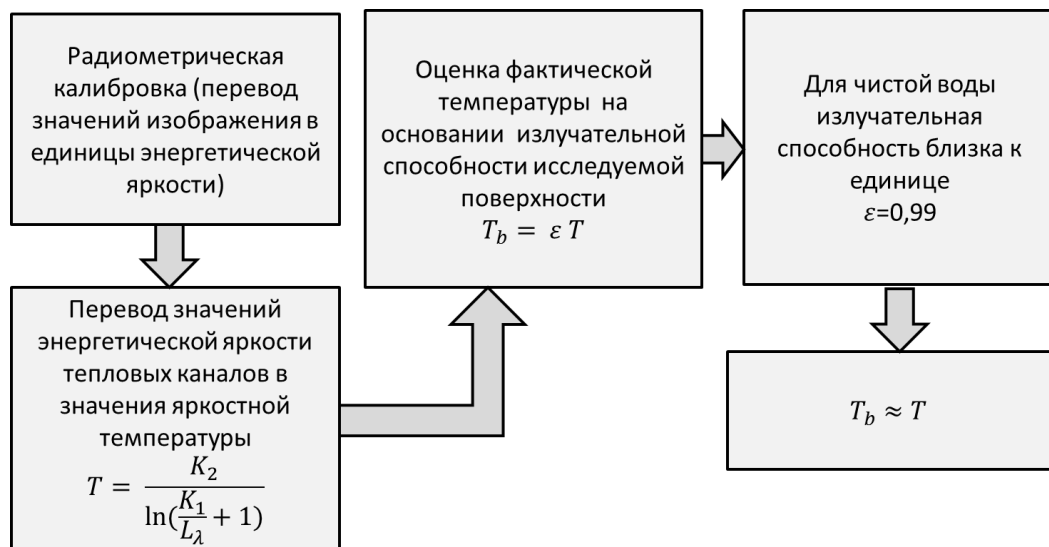


Рис. 34. Блок-схема алгоритма определения температуры поверхности воды по данным сенсора TIRS спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне

Полученные материалы позволяют выявить характерные особенности распределения температуры водной поверхности в акватории Иваньковского водохранилища (табл. 8). Лучший прогрев водной поверхности характерен для верховьев Волжского плеса, мелководного Шошинского плеса и некоторых заливов. Наиболее высокие средние температуры водной поверхности в конце мая наблюдаются в Шошинском плесе (15,1°C), а в июле и августе – в Волжском плесе (21,1°C и 18,6°C). От мая к августу наблюдается тенденция к равномерности прогрева акватории, разница между минимальными и максимальными значениями температуры сокращается.

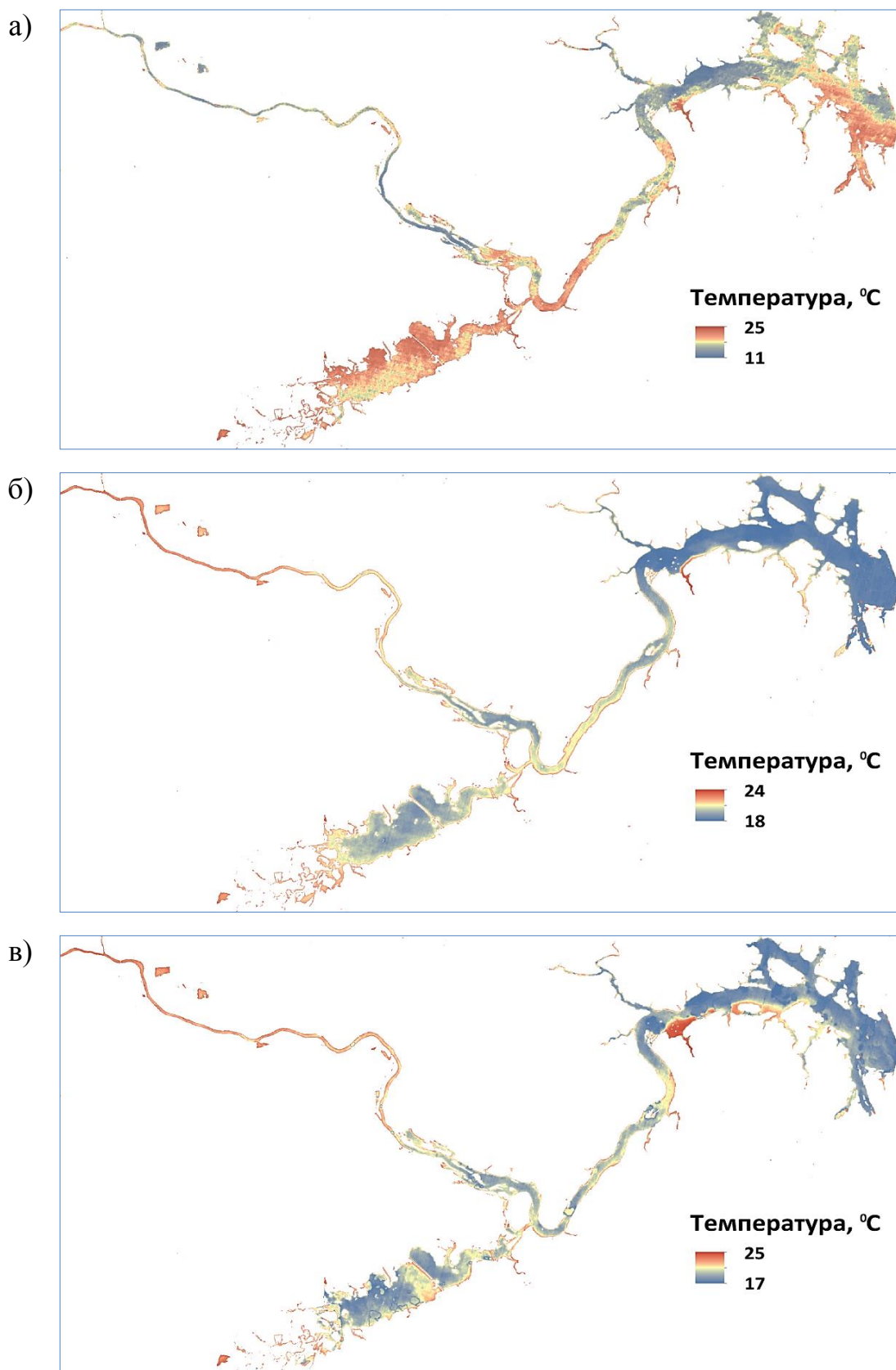


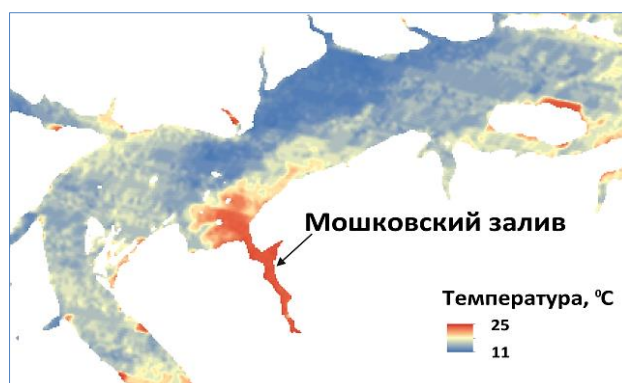
Рис. 35. Распределение температуры поверхностных вод Иваньковского водохранилища по данным сенсора TIRS спутника Landsat-8:
а – 26 мая 2015 года; б – 4 июля 2015 года; в – 5 августа 2015 года

Таблица 8.

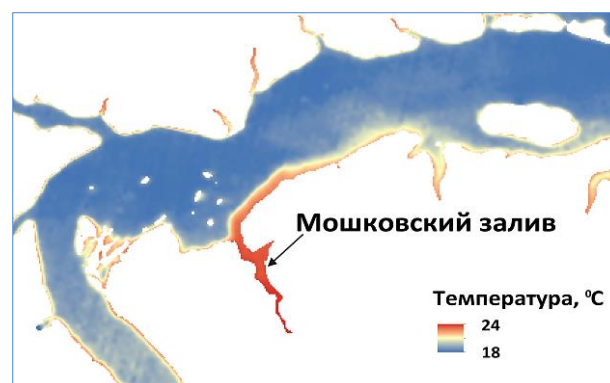
Средняя температура водной поверхности Иваньковского водохранилища по данным сенсора TIRS спутника Landsat-8 в 2015 г.

Плес	Температура водной поверхности, °С, (средняя температура водной поверхности, °С)		
	26 мая	4 Июля	5 Августа
Волжский	11-23 (14,0)	19-25 (21,3)	17-25 (18,6)
Шошинский	13-20 (15,1)	19-25 (20,8)	17-23 (18,3)
Иваньковский	11-23 (14,1)	18-25 (20,1)	17-24 (18,0)
Весь водоем	11-24 (14,4)	18-25 (20,5)	17-21 (18,1)

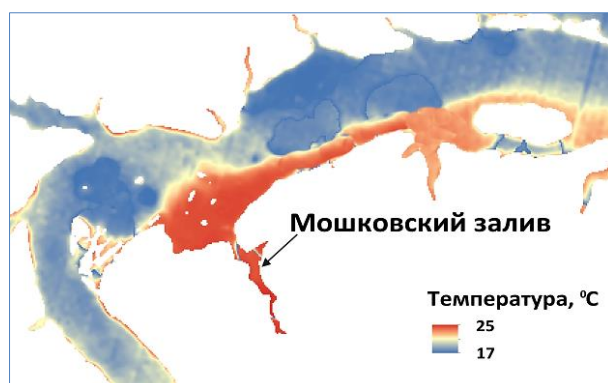
Максимальные значения температуры воды наблюдаются в Мошковском заливе, который является частью Иваньковского плеса (рис. 36). В среднем температура воды в Мошковском заливе на 3–4°С выше, чем у окружающих вод, не подверженных тепловому загрязнению. Пиковые значения могут быть на 5–7°С выше, чем в среднем по водохранилищу.



26 мая 2015 г.



4 июля 2015 г.



5 августа 2015 г.

Рис. 36. Распределение температуры поверхностных вод в Мошковском заливе по данным сенсора TIRS спутника Landsat-8

В Мошковский залив осуществляется сброс подогретых вод Конаковской ГРЭС. Объем воды, пропускаемой через водоотводящий канал электростанции, составляет от 10 до 50% расхода воды, проходящей через Ивановский гидроузел. Потоки теплового загрязнения распространяются ниже по течению вдоль правого берега.

Усиленного развития фитопланктона в зоне теплового воздействия не было обнаружено. Однако полевые исследования показывают, что тепловое воздействие ведет к изменению видового состава флоры и фауны, выпадению более холодолюбивых видов. Также существует тенденция к накоплению органического вещества и эвтрофикации (Гидрометеорологический режим..., 1975).

3.2.2. Оценка параметров водных масс

3.2.2.1. Использование биооптических алгоритмов в исследованиях водоемов

Мульти- и гиперспектральное дистанционное зондирование предоставляет возможности для анализа качества воды на обширных территориях, что осуществляются путем изучения взаимодействия между электромагнитным излучением и водоемом. Это взаимодействие обусловлено чистой водой и оптически активными параметрами, такими как хлорофилл «а», взвешенные частицы, окрашенные растворимые органические вещества, которые изменяют поглощение и рассеяние излучения в толще воды. Биооптическое моделирование является хорошо известным методом получения этих параметров водной толщи.

Космические спутники проводят измерения спектральной энергетической яркости, приходящего от водной поверхности излучения $L_t(\lambda_i)$, на верхней границе атмосферы. Значения $L_t(\lambda_i)$ зависят от нескольких составляющих:

$$L_t(\lambda_i) = L_r(\lambda_i) + L_a(\lambda_i) + T(\lambda_i) \cdot L_g(\lambda_i) + t(\lambda_i) \cdot L_{wc}(\lambda_i) + t(\lambda_i) \cdot L_w(\lambda_i).$$

где $L_r(\lambda_i)$ и $L_a(\lambda_i)$ – яркости, обусловленные, соответственно, молекулярным рассеянием в атмосфере (рэлеевское рассеяние) и многократным рассеянием аэрозолем, включая взаимодействие рэлеевского и аэрозольного рассеяния (оба члена включают отражение от морской поверхности); $L_g(\lambda_i)$ и $L_{wc}(\lambda_i)$ – яркости, обусловленные, соответственно, зеркальным отражением прямых солнечных лучей (солнечные блики) и диффузным отражением пеной; $T(\lambda_i)$ и $t(\lambda_i)$ – направленное и диффузное пропускание излучения атмосферой; $L_w(\lambda_i)$ – искомая яркость излучения, вышедшего из водной толщи (Копелевич, Буренков, 2006).

При помощи атмосферной коррекции из регистрируемой на сенсоре энергетической яркости $L_t(\lambda_i)$ определяется энергетическая яркость вышедшего из воды излучения $L_w(\lambda_i)$. Спектральные характеристики вышедшего из водной толщи излучения позволяют рассчитывать некоторые параметры воды, которые коррелируют с ее оптическими свойствами. Для этих целей используются биооптические алгоритмы, которые разделяют на «полуаналитические» и «эмпирические» (регрессионные) (Копелевич, Буренков, 2006).

Полуаналитические алгоритмы основаны на использовании аналитической формулы, например, формула предложена в работе (Morel, Gentili, 1993), зависимости коэффициента яркости водной толщи $r(\lambda)$ от показателей поглощения $a(\lambda)$ и рассеяния назад $bb(\lambda)$, которая имеет следующий вид

$$r(\lambda) = 0,0922 \cdot \pi \frac{bb(\lambda)}{a(\lambda)}.$$

Показатель поглощения можно представить как суперпозицию трех основных компонент:

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

где $a_w(\lambda)$, $a_g(\lambda)$, $a_{ph}(\lambda)$ – показатели поглощения чистой морской водой растворенными органическими веществами и пигментами фитопланктона.

Показатель рассеяния назад можно представить как суперпозицию двух основных компонент:

$$bb(\lambda) = bb_w(\lambda) + bb_p(\lambda),$$

где, $bb_w(\lambda)$, $bb_p(\lambda)$ – показатели обратного рассеяния водой и взвешенными частицами.

Величины $a_{ph}(\lambda)$, $a_g(\lambda)$ и $bb_p(\lambda)$ используются для количественной оценки фитопланктона, растворенных органических веществ и взвешенных в воде частиц соответственно.

При использовании полуаналитических алгоритмов следует учитывать угол падения солнечных лучей, угол наблюдения, вклады флуоресценции, комбинационное рассеяние, отражение от донной поверхности. Все перечисленные моменты создают сложности в применении полуаналитических алгоритмов. Поэтому более широкое применение получили «эмпирические» (регрессионные) алгоритмы.

Эмпирические алгоритмы основываются на получении статистической связи между биооптическим параметром и отношением яркостей выходящего из водной толщи излучения в определенных спектральных зонах. Следует отметить, что получаемые эмпирические алгоритмы не имеют универсального применения во всех водоемах ввиду разнообразного состава водных масс. Для каждого водоема или группы водоемов следует рассчитывать свой региональный алгоритм. *В этой работе для расчета биооптических параметров Иваньковского водохранилища использовались именно эмпирические алгоритмы*, что значительно упростило работу и снизило возможность получения ошибки в условиях мелководного водоема.

3.2.2.2. Оценка показателя мутности воды

Мутность воды – показатель, характеризующий уменьшение прозрачности воды в связи с наличием неорганических и органических взвесей. Определение мутности является распространенным компонентом оценки качества воды. Взвешенный осадок имеет целый ряд экологических воздействий, таких как перенос сорбированных загрязняющих веществ, раздражение рыбных жабр и удушье рыб. Существенная часть воздействия связана с ослаблением света взвешенными частицами, что уменьшает доступность света для фотосинтеза.

Концентрация взвешенных отложений является критическим параметром при изучении переноса речных отложений и изменения качества воды, но традиционные методы измерения являются дорогостоящими и отнимают много времени. ДЗЗ может быть использовано для оценки характеристик воды в больших пространственных масштабах.

Для определения статистической связи между мутностью и данными ДЗЗ на Иваньковском водохранилище проводились измерения *in situ*. При подспутниковых наблюдениях в пунктах отбора проб мутность воды (см. рис. 20, стр. 56) определялась согласно ПНД Ф 14.1;2;4.213-05 «Методика выполнения измерений мутности питьевых, природных и сточных вод турбидиметрическим методом по каолину и по формазину» (ПНД Ф 14.1;2;4.213-05..., 2005). Турбидиметрический метод определения мутности основан на сравнении испытуемых проб со стандартными суспензиями каолина или формазина. Согласно методике, оптическую плотность мутности измеряют при $\lambda = 0,520$ мкм в кювете с толщиной оптического слоя 50 мм. Величину мутности определяют по градуировочному графику. Данная методика выполнения измерений обеспечивает получение результатов измерений с погрешностью, не превышающей 20% (ПНД Ф 14.1;2;4.213-05..., 2005).

Как отмечалось в главе 1, все взвешенные вещества усиливают рассеивание света в воде. Усиление рассеяния, том числе рассеяния назад, проявляется в увеличении потока излучения, выходящего из водной толщи. Водоемы, содержащие большое количество взвешенных частиц, обычно имеют гораздо более сильное отражение во всем видимом диапазоне, чем чистая вода. Рассеяние взвесью зависит от концентрации и размера частиц. Способность взвесей увеличивать отражение используются для оценки мутности дистанционными методами.

Чтобы оценить зависимость между спектральными спутниковыми данными и значениями показателя мутности, были использованы статистические методы. Существуют примеры использования различных сочетаний спектральных зон спутниковых снимков, которые показывают высокую статистическую связь с мутностью воды (табл. 9). Взвешенные вещества усиливают рассеивание света в воде во всем видимом диапазоне, но особенно сильно это проявляется в зеленом и красном поддиапазонах. Поэтому целесообразно использовать модели с использованием на этих участках спектра. Наиболее стабильные результаты отмечаются при использовании моделей с сочетанием нескольких спектральных зон. Выбор модели и теснота статистической связи между данными ДЗЗ и натуральными измерениями обусловлены составом примесей в воде.

Для Иваньковского водохранилища наилучшие результаты имелись при использовании модели, предложенной в работе (Harma, Vepsalainen, 2001). Эти исследования, проведенные в поверхностных водах озер Финляндии и прибрежных водах Балтийского моря, показали зависимость отношения спектральных характеристик 1-го (b_1 – 0,450–0,520 мкм) канала к сумме 1-го, 2-го (b_2 – 0,520–0,600 мкм) и 3-го (b_3 – 0,630–0,690 мкм) каналов $b_1/(b_1+b_2+b_3)$ сенсора ТМ спутника Landsat-5 и показателя мутности воды с коэффициентом корреляции 0,85. Для моделирования значений показателя мутности модель была адаптирована под спектральные зоны сенсора OLI спутника Landsat-8 и получила следующий вид: $b_2/(b_2+b_3+b_4)$.

Таблица 9.

**Обзор исследований по определению мутности
во внутренних водах по данным сенсоров спутников серии Landsat в
оптическом диапазоне.**

Объект исследований	Комбинация спектральных зон (инструмент, номер канала)	Коэф- фициент детерми- нации (R^2)	Источник
Озеро Кларк (Lake Clark), Аляска	ETM3 ETM3+ETM4 (ETM3–ETM2)/(ETM3+ETM2) ETM3/ETM2	0,55 0,54 0,53 0,52	(Baughman, 2015)
Река Эврос (Evros river), Греция	TM1/TM2 TM1/TM3	0,75 0,54	(Markogianni, 2013)
Озеро Бейсихир (Lake Beysehir), Турция	TM3 TM2/TM1	0,57 0,52	(Nas, 2010)
Река Дунай (Danube River), Словакия	ETM4	0,93	(Onderka, Pekárová, 2008)
Плотина Омерли (Ömerli Dam), Турция	ETM1+ETM2+ETM3+ETM5	0,99	(Alparslan et al., 2007)
Водохранилища Харьковской области, Украина	TM1/TM3	0,74	(Шумаков, 2007)
Озеро Рилфут (Reelfoot Lake), США	TM2; TM3; TM4	0,52	(Wang et al., 2006)
Озеро Балатон (Lake Balaton), Центральная Европа	TM3	0,89	(Tyler et al., 2006)
	TM2/TM3	0,88	(Svab et al., 2005)
Южно-Фризские озера (Southern Frisian Lakes), Нидерланды	(TM2 + TM3)/2	0,99	(Dekker et al., 2002)
Озера Южной Финляндии	(TM1–TM4)/(TM3–TM4)	0,88	(Härmä et al., 2001)
	TM1/(TM1+TM2+TM3)	0,85	
Озеро Эркен (Lake Erken), Швеция	TM1	0,95	(Östlund et al., 2001)
Озеро Тайху (Lake Taihu), Китай	$\ln(TM3+TM4)/(TM1+TM2)$	–	(Wang, Ma, 2001)

Примечания: TM – сенсор спутника Landsat 5; ETM – сенсор спутника Landsat 7.

При ее использовании были получены статистические связи между спутниковыми и натурными данными с коэффициентом корреляции в отдельные месяцы до 0,95. Взаимная связь натурных измерений мутности и данной комбинации спектральных каналов сенсора OLI спутника Landsat-8 (по усредненным данным за май-август 2015 года) описывается следующим уравнение регрессии:

$$\text{Мутность} = -76,05 \cdot x + 27,39, \quad (9)$$

где $x = b2/(b2+b3+b4)$, а $b2$, $b3$, $b4$ – 2-й, 3-й и 4-й каналы сенсора OLI спутника Landsat-8 соответственно. Связь между измеренной мутностью и значениями индексных изображений $(b2-b4)/b3$ характеризуется $R^2 = 0,69$ (рис. 37).

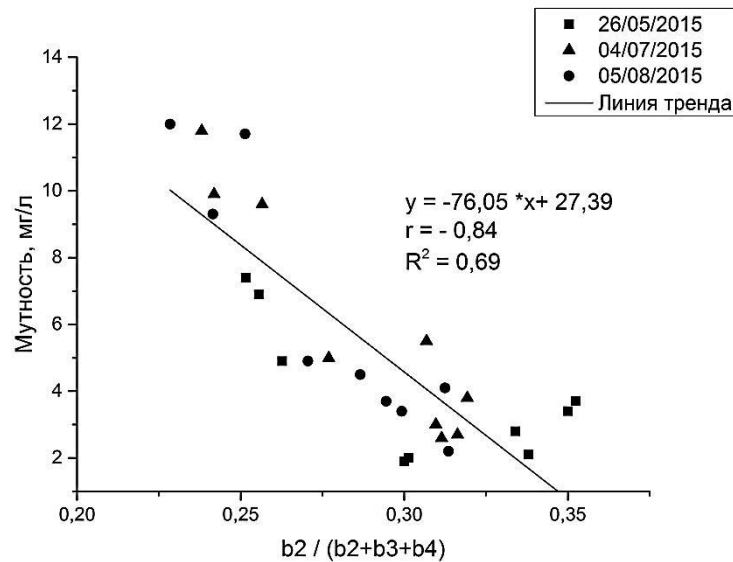


Рис. 37. Зависимость между показателями мутности воды и значениями индексных изображений $b2/(b2+b3+b4)$ на основании каналов спутника Landsat-8 (май–август 2015 года)

Региональный алгоритм разработан по данным натурных измерений и спектральной яркости излучения, выходящего из водной толщ. Это было выполнено посредством использования данных сенсора OLI снимков Landsat-8 и проведения прямых определений показателя мутности на одновременно отобранных пробах воды. По этим данным были рассчитаны уравнения регрессии между показателем мутности и коэффициентами отражения от поверхности водоема. Использование уравнения регрессии (9) позволило получить значения показателя мутности для всей водной поверхности Иваньковского водохранилища с пространственным разрешением 30 м, что примерно соответствует карте масштабом 1:100 000 (рис. 38). Полученные растры позволили произвести пространственный анализ мутности во всей акватории.

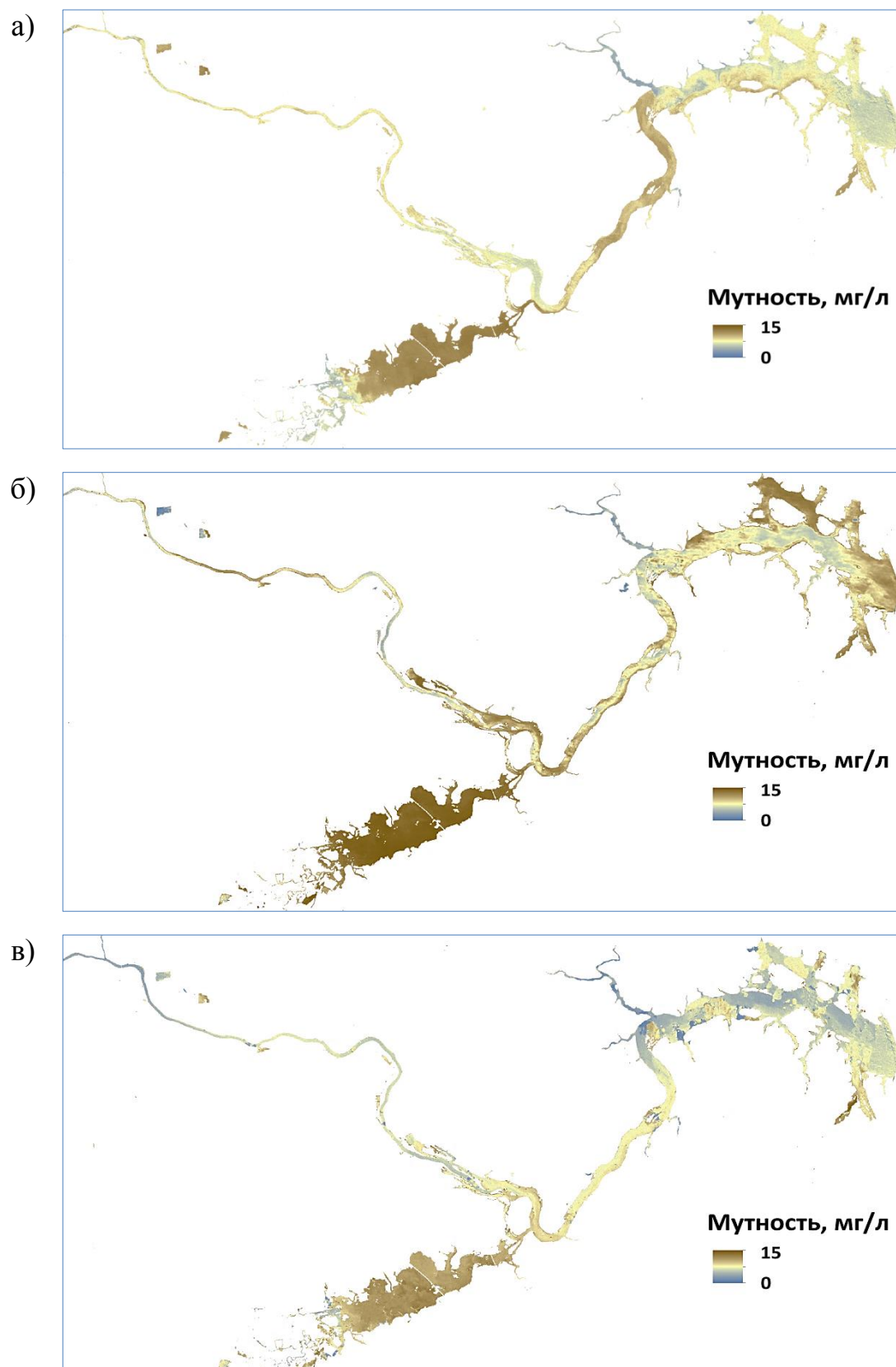


Рис. 38. Распределение показателя мутности в водах Иваньковского водохранилища по данным сенсора OLI спутника Landsat-8:
а – 26 мая 2015 года; б – 4 июля 2015 года; в – 5 августа 2015 года

На основании изысканий была разработана блок-схема действий определения значений мутности воды по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне (рис. 39). Выполнение работ можно разделить на четыре этапа: подготовка данных космической съемки, проведение натурных наблюдений, выявление статистической связи между фактическими значениями исследуемого параметра и данными дистанционного зондирования, распространение модели на весь водоем или группу водоемов.

В течение исследуемого периода мутность в Иваньковском водохранилище находилась в пределах от 0 до 15 мг/л (табл. 10). Высокие значения мутности характерны для сильно эвтрофированного Шошинского плеса, крупных заливов и приплотинной области водоема. Причинами повышенной мутности воды могут быть, как присутствие тонкодисперсных неорганических взвесей и соединений, так и наличие органических примесей или живых организмов. Также повышенные значения показателя возможны по причине окисления соединений железа и марганца, что приводит к образованию коллоидов.

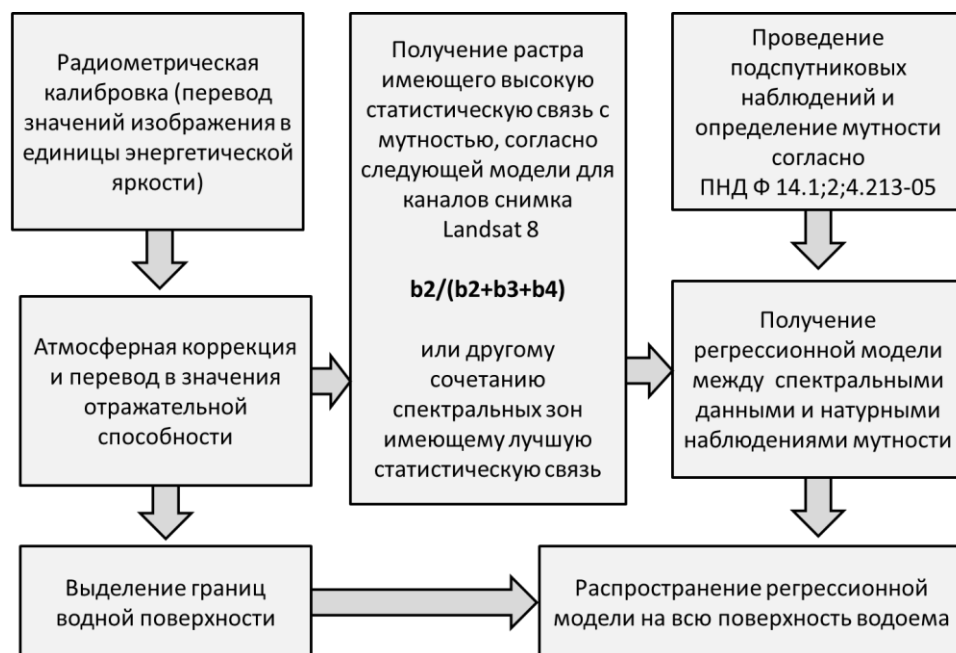


Рис. 39. Блок-схема алгоритма определения мутности воды по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне

Таблица 10.

Средние значения показателя мутности в Ивановском водохранилище по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в 2015 г.

Плес	Мутность, мг/л (средняя мутность, мг/л)		
	26 мая	4 Июля	5 Августа
Волжский	0 – 7 (3,3)	2 – 13 (5,2)	0 – 15 (5,3)
Шошинский	0 – 14 (7,2)	2 – 14 (7,4)	0 – 14 (8,2)
Иваньковский	0 – 8 (3,4)	0 – 11 (3,0)	0 – 12 (4,3)
Весь водоем	0 – 13 (4,5)	0 – 14 (4,6)	0 – 15 (5,7)

3.2.2.3. Оценка показателя цветности воды

Растворенное органическое вещество имеет существенный вес в физических и биогеохимических процессах в природных водах. Иногда для его оценки используют показатель цветности, который косвенно отражает количество содержащихся в воде цветных растворенных органических веществ. *Цветностью* называется условно принятая количественная характеристика для описания цвета природной и питьевой воды, имеющей незначительную естественную окраску.

Цветность питьевой воды обычно обусловлена присутствием окрашенного органического вещества (главным образом гуминовых и фульвовых кислот, связанных с гумусом почвы). Гуминовые и фульвокислоты, а точнее – их растворимые соли железа, являются естественными компонентами природных вод, обуславливающими цветность воды (Смагин, 1986). Органические вещества играют важную роль в миграции железа, марганца и других металлов. В природных поверхностных водах высокой цветности в качестве основных миграционных форм выступают комплексы с гумусовыми компонентами (Исидоров, 2001). Присутствие металлов в виде естественных примесей или в качестве продуктов коррозии сильно влияет на цветность воды. Цветность бывает также обусловлена загрязнением водоема промышленными стоками и может служить первым признаком возникновения опасной ситуации (ГОСТ 31868-2012..., 2014).

Цветность воды в пунктах отбора проб (см. рис. 20, стр. 56) определялась согласно ПНД Ф 14.1:2:4.207-04 «Методика выполнения измерений цветности питьевых, природных и сточных вод фотометрическим методом» – путем сравнения пробы воды с хром-кобальтовой шкалой цветности (ПНД Ф 14.1:2:4.207-04 ..., 2004). Относительная погрешность измерений при анализе проб с цветностью в диапазоне от 10 до 50° цветности и с доверительной вероятностью $P = 0,95$ не превышает 20%.

Растворенные в воде органические вещества экспоненциально увеличивают поглощение излучения в коротковолновой области спектра (см. рис. 7, стр. 26). Они обладают свойством сильного поглощения ультрафиолетовых и синих лучей, в результате чего минимум поглощающей способности природных вод (молекул воды и примесей) переходит в область более длинных волн. Наличие в воде растворенного органического вещества снижет количество излучения, отражённого водной толщей в начале видимого диапазона (синяя часть спектра), и вода приобретает желтые и бурые оттенки цвета. Способность органических соединений избирательного поглощения коротковолнового излучения используется для оценки содержания органики в воде. Но так как ультрафиолетовое излучение почти полностью поглощается атмосферой и не пригодно для дистанционного зондирования, а в ближнем ИК диапазоне почти все излучение поглощается молекулами воды и отраженный поток отсутствует, то для оценки содержания растворенных в воде органических веществ применим только видимый диапазон электромагнитных волн. При этом следует отметить, что в начале видимого диапазона в синей части спектра наиболее существенны ошибки атмосферной коррекции.

Поскольку основным фактором изменения цветности являются растворенные в воде органические вещества, то для ее оценки были использованы вышеуказанные оптические свойства. В табл. 11 приводятся исследования по определению содержания органических веществ во внутренних водоемах методами дистанционного зондирования на основе

данных сенсоров спутников серии Landsat в оптическом диапазоне. Исследования по оценке цветности вод по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 ранее не осуществлялись. При выборе предпочтительнее основываться на моделях, позволяющих оценивать снижение доли отраженного излучения в начале видимого диапазона. Это говорит в пользу моделей, предполагающих использование нескольких спектральных зон. Но в зависимости от состава и количества примесей могут быть оправданы модели с использованием одной спектральной зоны.

Экспериментальные исследования, проведенные для поверхностных вод Иваньковского водохранилища, показали хорошую статистическую зависимость цветности и разности 2-го и 4-го каналов сенсора OLI спутника Landsat-8 (рис. 40). Взаимная связь натурных измерений цветности и разности 2-го и 4-го каналов сенсора описывается уравнением регрессии:

$$\text{Цветность} = -1013 \cdot x + 25,88, \quad (10)$$

где $x = b2 - b4$, $b2$ и $b4$ – соответствующие каналы сенсора OLI спутника Landsat-8. Связь между цветностью и значениями индексных изображений $b2 - b4$ характеризуется коэффициентом детерминации $R^2 = 0,54$ (рис. 40).

Таблица 11.

Обзор исследований по определению растворенных органических веществ во внутренних водах по данным сенсоров спутников серии Landsat в оптическом диапазоне.

Объект исследований	Измеряемый показатель	Комбинация спектральных зон (инструмент, номер канала)	Коэффициент детерминации (R^2)	Источник
Река Сагино (Saginaw River), Река Кавкавлин (Kawkawlin River), США	Поглощение растворенным органическим веществом	OLI3/OLI4	0,82	(Chen, 2017)
15 озер Миннесоты, США		TM1+TM1/TM4	0,77	(Brezonik et al., 2005)
Шэньчжэньское водохранилище (Shenzhen Reservoir), Китай	Общее количество углерода	TM1; TM2; TM3; TM4	0,83	(Wang et al., 2004)

Примечания: TM – сенсор спутника Landsat 5; OLI – сенсор спутника Landsat-8.

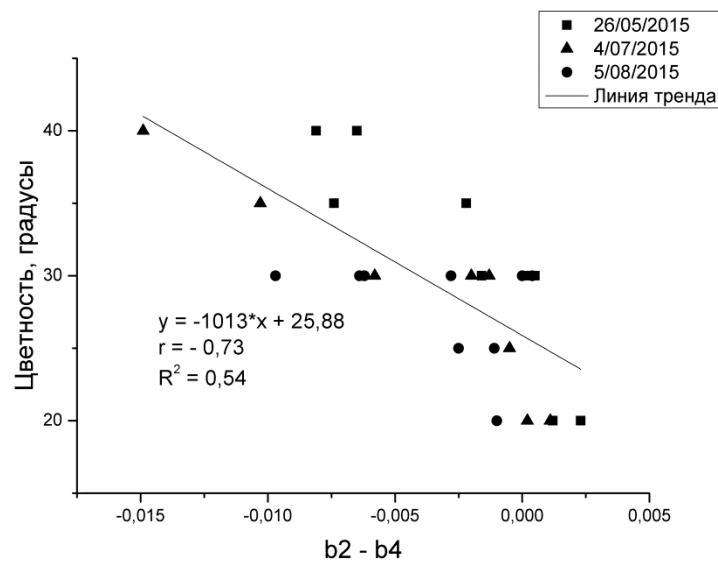


Рис. 40. Зависимость между цветностью воды и значениями индексных изображений $b2-b4$ на основании каналов спутника Landsat-8 (май-август 2015 года)

Квадрат множественного коэффициента корреляции (R^2), характеризующий зависимость, мог бы иметь более высокие значения, но измерения цветности производятся по хром-кобальтовой шкале с градуировкой 5 градусов, что сказалось на статистической связи. Также, относительно высокие статистические связи с цветностью воды показали $b2$, $b4$, $b2/b4$. Применяв уравнение регрессии (10), были рассчитаны значения показателя цветности для всей поверхности Иваньковского водохранилища (рис. 41).

На основании экспериментальных изысканий была разработана блок-схема действий для определения значений цветности воды по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 (рис. 42). Методически данная схема не отличается от алгоритма определения мутности, но для определения цветности используется изменение сигнала в спектральных зонах в начале и в конце видимого диапазона, характеризующее свойства растворенного органического вещества изменять поглощение на разных длинах волн и дающее возможность оценки его количества.

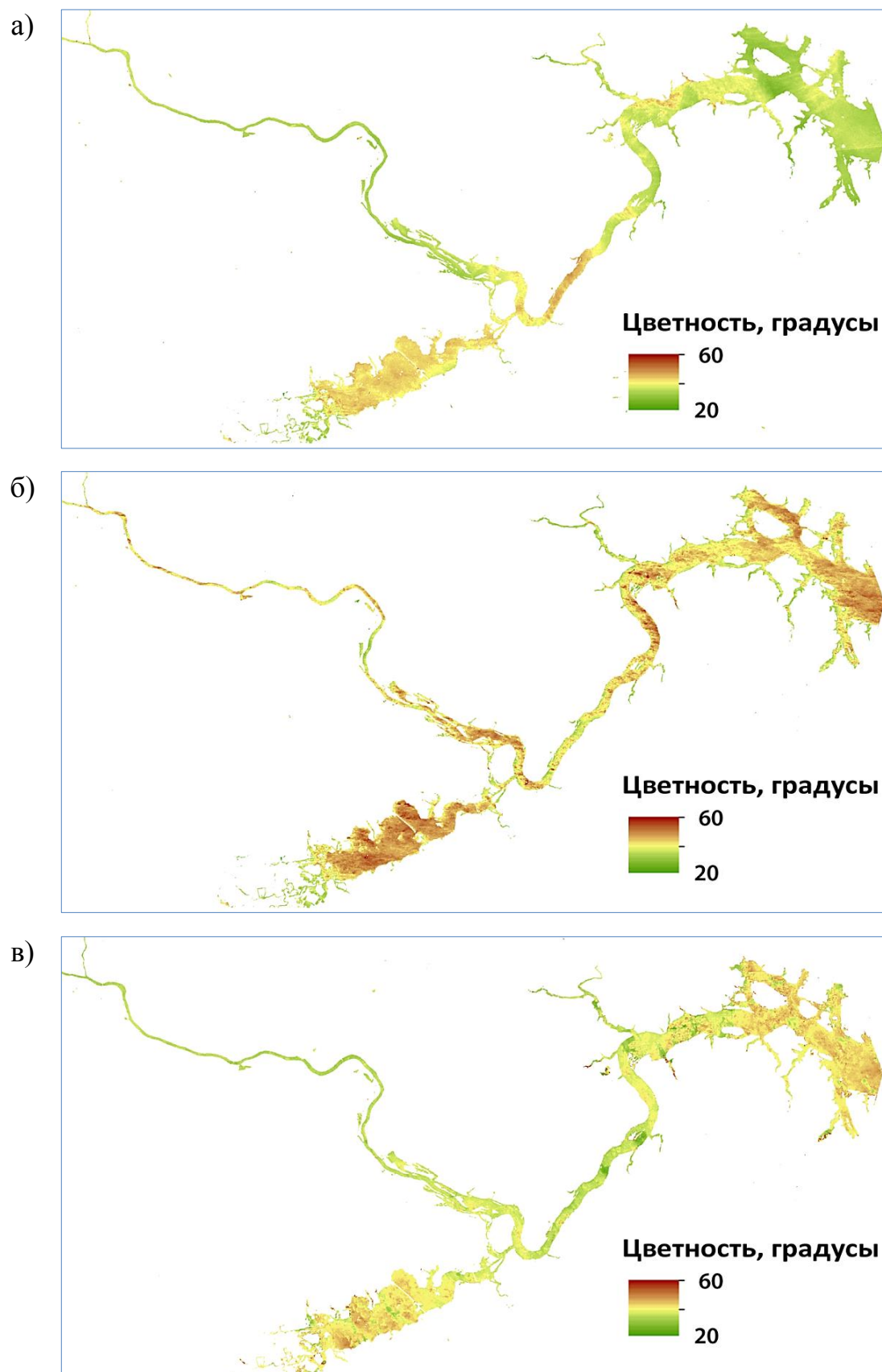


Рис. 41. Распределение показателя цветности в водах Иваньковского водохранилища по данным сенсора OLI спутника Landsat-8:
а – 26 мая 2015 года; б – 4 июля 2015 года; в – 5 августа 2015 года

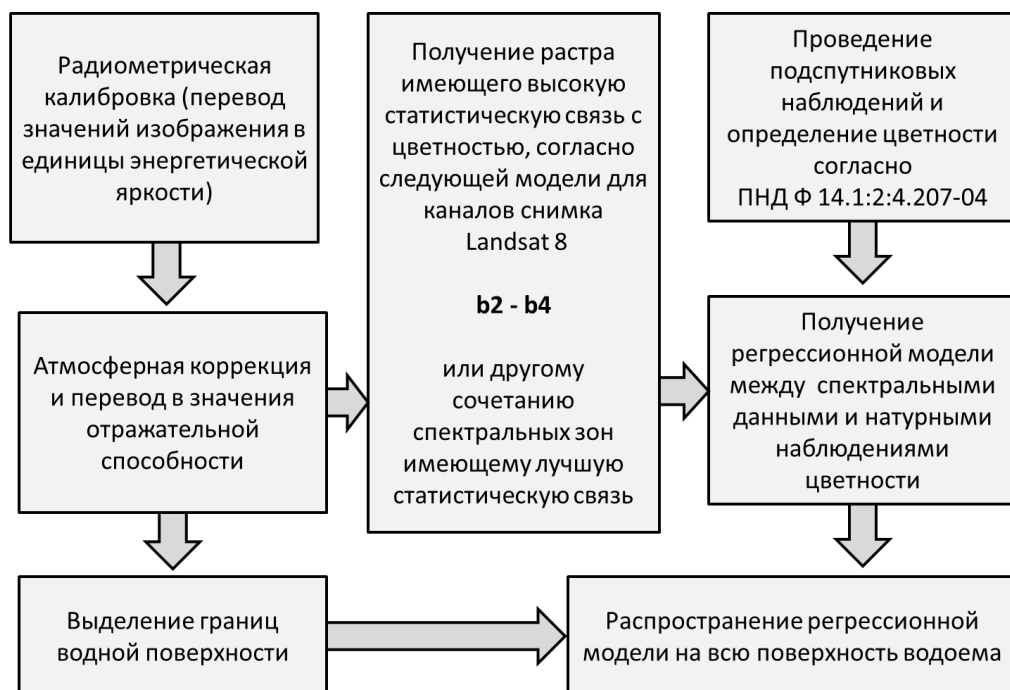


Рис. 42. Блок-схема алгоритма определения цветности воды по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне

Наиболее высокие значения цветности характерны для тех же областей, что и для показателей содержания хлорофилла «а» и мутности. Средняя цветность водоема – около 30 градусов (табл. 12). В исследуемый период сильных колебаний цветности не замечено, однако прослеживается небольшое повышение в июле.

Таблица 12.
Средние значения показателя цветности в Иваньковском водохранилище по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в 2015 г.

Плес	Цветность, градусы (средняя цветность, градусы)		
	26 мая	4 июля	5 августа
Волжский	22 – 60 (30)	23 – 52 (32)	20 – 56 (27)
Шошинский	27 – 52 (32)	25 – 57 (32)	24 – 55 (30)
Иваньковский	24 – 39 (29)	26 – 59 (32)	22 – 54 (31)
Весь водоем	22 – 60 (31)	23 – 59 (32)	20 – 56 (30)

Результаты исследования подтверждают, что показатель цветности имеет достаточно высокую линейную связь с перманганатной окисляемостью

(рис. 43) и содержанием общего железа (рис. 44). Эти корреляционные связи позволяют дать первичную прогнозную оценку распределения данных показателей по растрам цветности для данного водоема.

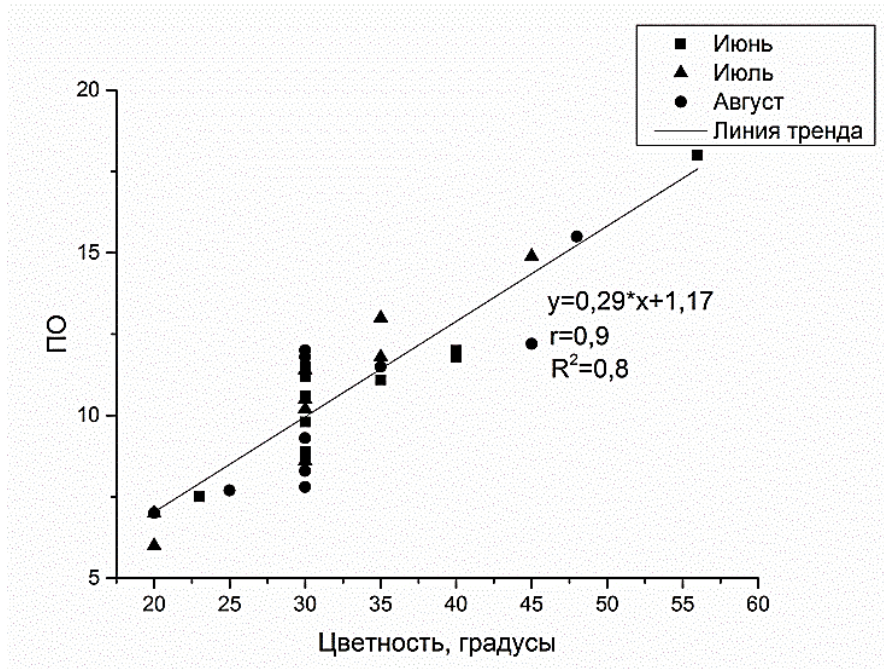


Рис. 43. Зависимость распределения цветности и перманганатной окисляемости воды (Иваньковское вдхр., 2015 год)

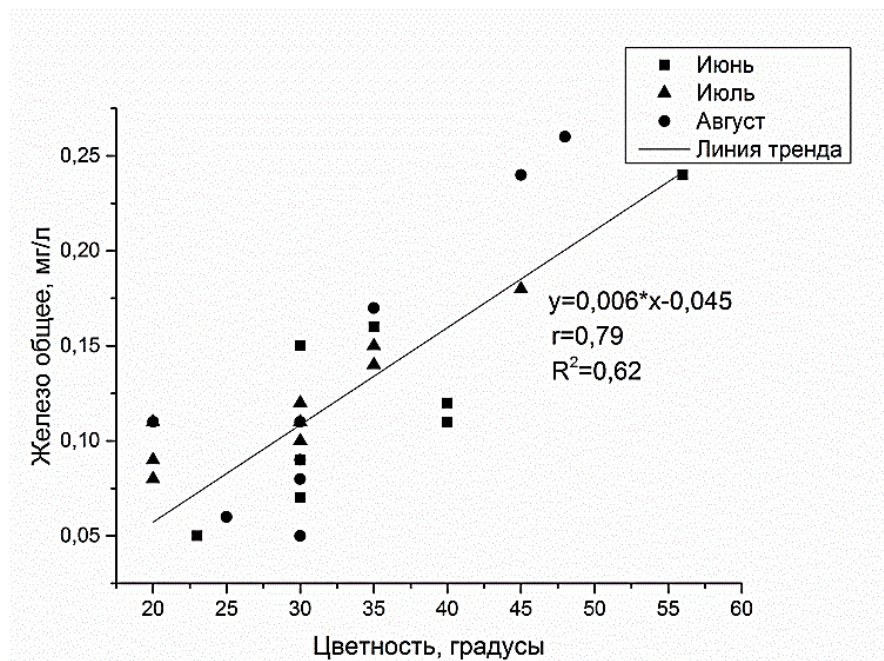


Рис. 44. Зависимость распределения цветности и железа общего в воде (Иваньковское вдхр., 2015 год)

3.2.2.4. Оценка концентрации хлорофилла в воде

Хлорофилл «а» – основной пигмент зеленых растений, в том числе одноклеточных водорослей (фитопланктона). Из нескольких десятков пигментов, содержащихся в фотосинтетическом аппарате водорослей, хлорофиллу «а» отведена важнейшая роль в процессе фотосинтеза. Информация о концентрации хлорофилла «а» в воде и ее изменчивости в водном объекте служит критерием при оценке запасов биомассы фитопланктона и его продукции, а также индикатором загрязнения вод (Шовенгердт, 2010).

Как отмечалось в главе 1, фитопланктон благодаря хлорофиллу имеет две выраженные полосы поглощения. Первая находится в синей области спектра между 0,40 и 0,50 мкм, а вторая – в красной с пиком примерно на 0,67 мкм (рис. 45). Методики определения концентрации хлорофилла в лабораторных условиях основываются на использовании значений спектров поглощения в этих спектральных зонах.

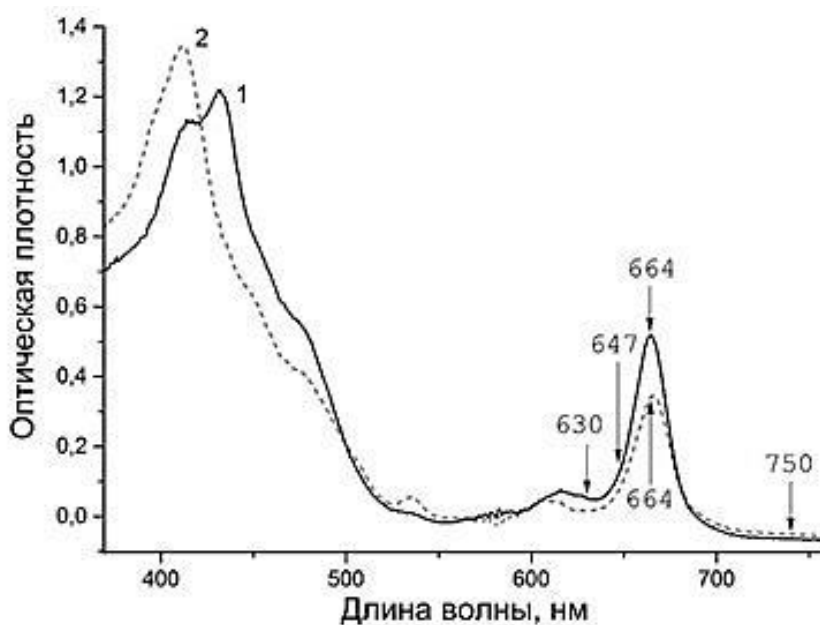


Рис. 45. Электронные спектры поглощения пигментами природных вод в видимом диапазоне и длины волн, используемые для определения концентрации хлорофилла «а» в пробах:
1 – до подкисления; 2 – после подкисления

Определение хлорофилла «a» в точках отбора проб (см. рис. 20, стр. 56) проводили методом электронной спектроскопии в соответствии с ГОСТ 17.1.4.02-90. (ГОСТ 17.1.4.02-90..., 1990). Погрешность определения по данной методике не превышает 10%. Результаты, определенные по данному стандарту, могут быть использованы для калибровки непрямых методов оценки содержания хлорофилла, в том числе при космическом зондировании состояния водных объектов.

Согласно методике, в течение 2 часов после отбора пробы отфильтровывались через мембранные фильтры Владипор МФАС ОС-3 (размер пор 0,45 мкм), покрытые слоем $MgCO_3$. Подсушенные фильтры замораживались вместе с осадком. В лаборатории осадок гомогенизировался и экстрагировался 90% ацетоном, после чего раствор подвергался центрифугированию. Запись электронных спектров осуществляли на спектрометре «Evolution Array» фирмы «Thermo Scientific» в кварцевой кювете с толщиной слоя 1 см. Для определения концентрации хлорофилла «a» измерения проводили дважды: до и после подкисления экстракта несколькими каплями раствора соляной кислоты (ГОСТ 17.1.4.02-90..., 1990).

Согласно используемой методике, значения оптических плотностей оценивали для четырех длин волн: – 0,630; 0,647; 0,664 и 0,750 мкм (см. рис. 45, стр. 102). По оптической плотности на длине волны 0,750 мкм контролировалась чистота экстракта после центрифугирования. Расчет концентрации хлорофилла (Chl) в пробе (мкг/л) проводили по формуле

$$Chl = (11,85 \cdot D_{0,664} - 1,54 \cdot D_{0,647} - 0,08 \cdot D_{0,630}) \cdot \frac{V_э}{V_{np}} \cdot l,$$

где $D_{0,630}$, $D_{0,647}$, $D_{0,664}$ – оптические плотности экстракта в белых на соответствующих длинах волн; $V_э$ – объем экстракта (см³); V_{np} – объем пробы (дм³); l – длина кюветы (ГОСТ 17.1.4.02-90..., 1990).

Максимум отражения водной толщей, обусловленный содержанием в ней фитопланктона с хлорофиллом, приходится на область спектра с длиной волны около 0,55 мкм. Также значительный пик отражения наблюдается при

длине волны около 0,70 мкм. Первый пик вызван относительно низким поглощением водорослями излучения в зеленой части спектра. Второй пик обусловлен рассеянием водорослями поступающего излучения и комбинированным эффектом минимального поглощения органическими пигментами и молекулами воды.

По мере увеличения концентрации хлорофилла в водном столбе происходит значительное уменьшение относительного количества энергии, отраженной в синей и красной областях спектра, но одновременно с этим происходит увеличение доли отражения зеленого излучения (рис. 46). Эти изменения используются в дистанционном зондировании для мониторинга присутствия и оценки концентрации водорослей.

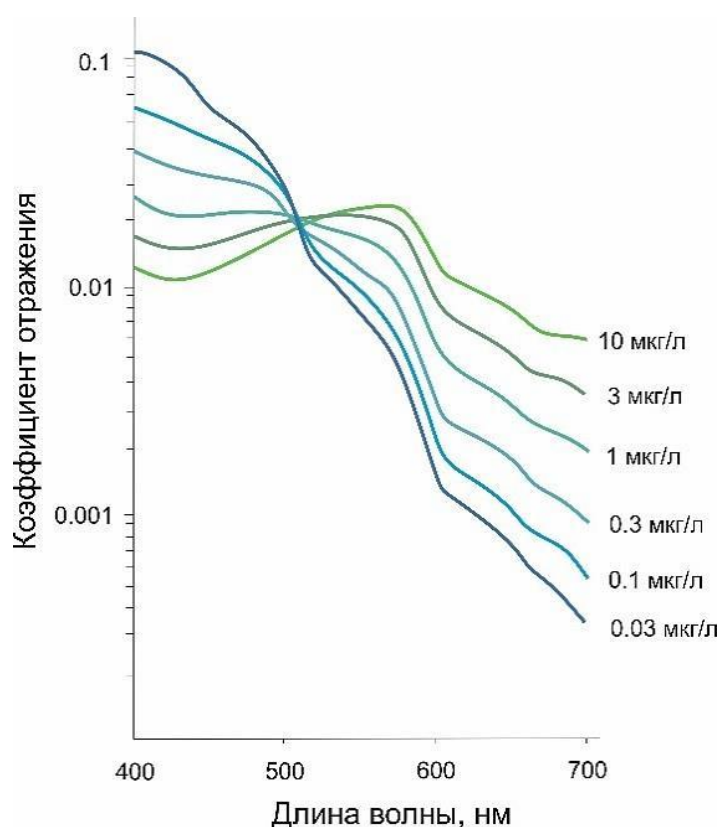


Рис. 46. Изменение отражательной способности воды в зависимости от концентрации хлорофилла (Morel, Maritorena, 2001)

Спектральный диапазон чувствительности каналов сенсора OLI спутника Landsat-8 захватывает область спектра, подверженную изменениям

коэффициентов отражения, в зависимости от концентрации хлорофилла. Существует опыт использования различных комбинаций спектральных зон спутниковых снимков, имеющих высокую статистическую связь с концентрацией хлорофилла в воде. Наибольшая неопределённость этих статистических связей характерна для прибрежных вод и внутренних водоемов. В табл. 13 приводится обзор исследований по определению концентрации хлорофилла «а» во внутренних водоемах методами дистанционного зондирования на основе спутников серии Landsat. Наиболее предпочтительно использование моделей, позволяющих оценивать разнонаправленность изменения количества отраженного излучения в синем и красном участках спектра. Но в зависимости от количества взвесей и растворенных органических веществ могут быть уместны модели на основе одной из этих спектральных зон.

Для оценки концентрации хлорофилла в Иваньковском водохранилище наилучшие результаты показала модель, представленная в работе (Brivio, 2001). Эти исследования, проведенные в водах озера Гарда, показали зависимость концентрации хлорофилла «а» от спектральных характеристик разницы 1-го ($b_1 - 0,450-0,520$ мкм) и 3-го каналов ($b_3 - 0,630-0,690$ мкм) к 2-му каналу ($b_2 - 0,520-0,600$ мкм) сенсора ТМ спутника Landsat-5. Коэффициентом корреляции рассчитанной концентрации хлорофилла «а» с данными натурных экспериментов составил 0,81. Для моделирования значений концентрации хлорофилла «а» модель была адаптирована под спектральные зоны сенсора OLI спутника Landsat-8 и получила следующий вид $(b_2-b_4)/b_3$.

По результатам анализа подспутниковых натурных измерений концентраций хлорофилла «а», проведенных в мае-августе 2015 года на Иваньковском водохранилище, и числовых значений пикселей, полученных в соответствии с предложенной моделью обработки многоканальных снимков спутника Landsat, выявлена существенная статистическая связь.

Таблица 13.

Обзор исследований по определению концентрации хлорофилла «а» во внутренних водах по данным сенсоров спутников серии Landsat в оптическом диапазоне

Объект исследований	Комбинация спектральных зон (инструмент, номер канала)	Коэффициент детерминации (R^2)	Источник
Караунское водохранилище (Karaoun reservoir), Ливан	OLI1/OLI3·OLI5 OLI1/OLI4·OLI5 OLI2/OLI4·OLI5	0,83 0,84 0,84	(Fadel, 2016)
Озеро Аппео (Arreo Lake), Испания	TM1/TM2	0,82	(Rodríguez, 2014)
Озеро Джордан (Jordan Lake), США	OLI3/OLI1 OLI4/OLI2 OLI3/OLI1	0,81 0,76 0,75	(Yang, 2016)
Река Эврос (Evros), Греция	TM1 TM4	0,78 0,60	(Markogianni, 2013)
Озеро Коламбия (Columbia Lake), США	TM3 TM2	0,73 0,86	(Kulkarni, 2011)
Озеро Миннесота (Minnesota), США	TM1/TM3	0,79	(Olmanson, 2011)
Озеро Бейсихир (Beysehir Lake), Турция	TM4 TM4/ TM1	0,47 0,39	(Nas, 2010)
Плотина Омерли (Ömerli Dam), Турция	ETM1 +ETM2 +ETM3 + +ETM4	0,59	(Alparslan et al., 2007)
Водоохранилища Харьковской области, Украина	TM4 TM8	0,83 0,84	(Шумаков, 2007)
Озеро Чаган (Chagan Lake), Китай	TM4/TM3	0,67	(Duan et al., 2007)
Озеро Балатон (Lake Balaton), Центральная Европа	TM1; TM2; TM3 или ETM1; ETM2; ETM3	0,95	(Tyler et al., 2006)
15 озер Миннесоты, США	TM1+TM1/TM3	0,88	(Brezonik et al., 2005)
Озеро Эркен (Lake Erken), Швеция	TM1/TM1+TM2+TM3	0,93	(Östlund et al., 2001)
Озеро Гарда (Lake Garda), Италия	(TM1–TM3)/TM2	0,81	(Brivio et al., 2001)
Озеро Киннерет (Lake Kinneret), Израиль	TM4/TM3	0,79	(Mayo, Gitelson, 1995); (Yacobi et al., 1995)
Озеро Мичиган (Lake Michigan), США	Ln TM2	0,98	(Lathrop, Lillesand, 1986)

Примечания: TM – сенсор спутника Landsat 5; ETM – сенсор спутника Landsat 7; OLI – сенсор спутника Landsat-8.

По результатам исследований, взаимная связь натурных измерений концентрации хлорофилла «а» и полученных нами индексных изображений может быть следующим образом описана уравнением регрессии:

$$\text{Хлорофилл «a»} = -29,28 \cdot x + 10,86, \quad (11)$$

где $x = (b2-b4)/b3$. Связь между измеренной концентрацией хлорофилла «a» и значениями индексных изображений $(b2-b4)/b3$ характеризуется $R^2 = 0,78$ (рис. 47).

Среднеквадратическая погрешность определения концентрации хлорофилла «a» составила 0,39 мкг/л. Для пространственного анализа распределения концентрации хлорофилла «a» в Иваньковском водохранилище проведено распространение результатов модели (11) на весь водоем (рис. 48).

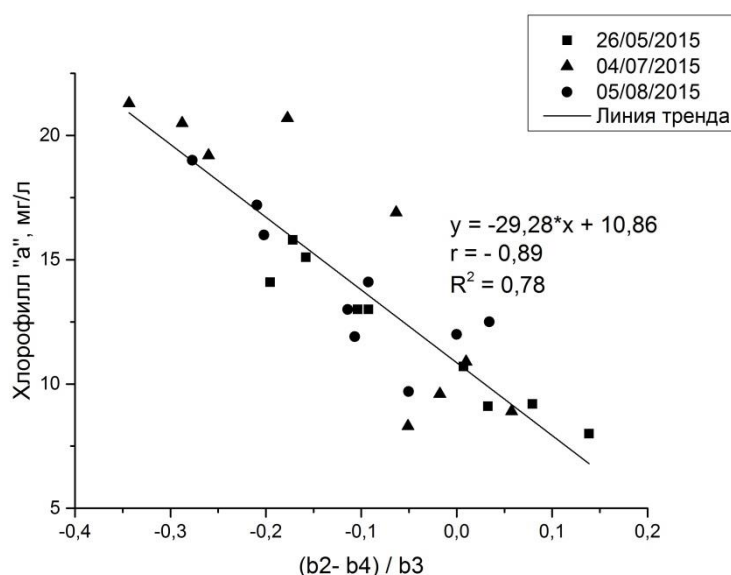


Рис. 47. Зависимость между измеренной концентрацией хлорофилла «a» и значениями индексных изображений $(b2 - b4)/b3$ каналов сенсора OLI спутника Landsat-8 (май-август 2015 года)

На основании экспериментных изысканий была разработана следующая схема действий для определения значений концентрации хлорофилла «a» в водным массах по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 (рис. 49). При выполнении подобных исследований следует уделять особое внимание отбору и транспортировке образцов, так как в большинстве случаев фильтрацию и заморозку образцов приходится проводить в полевых условиях.

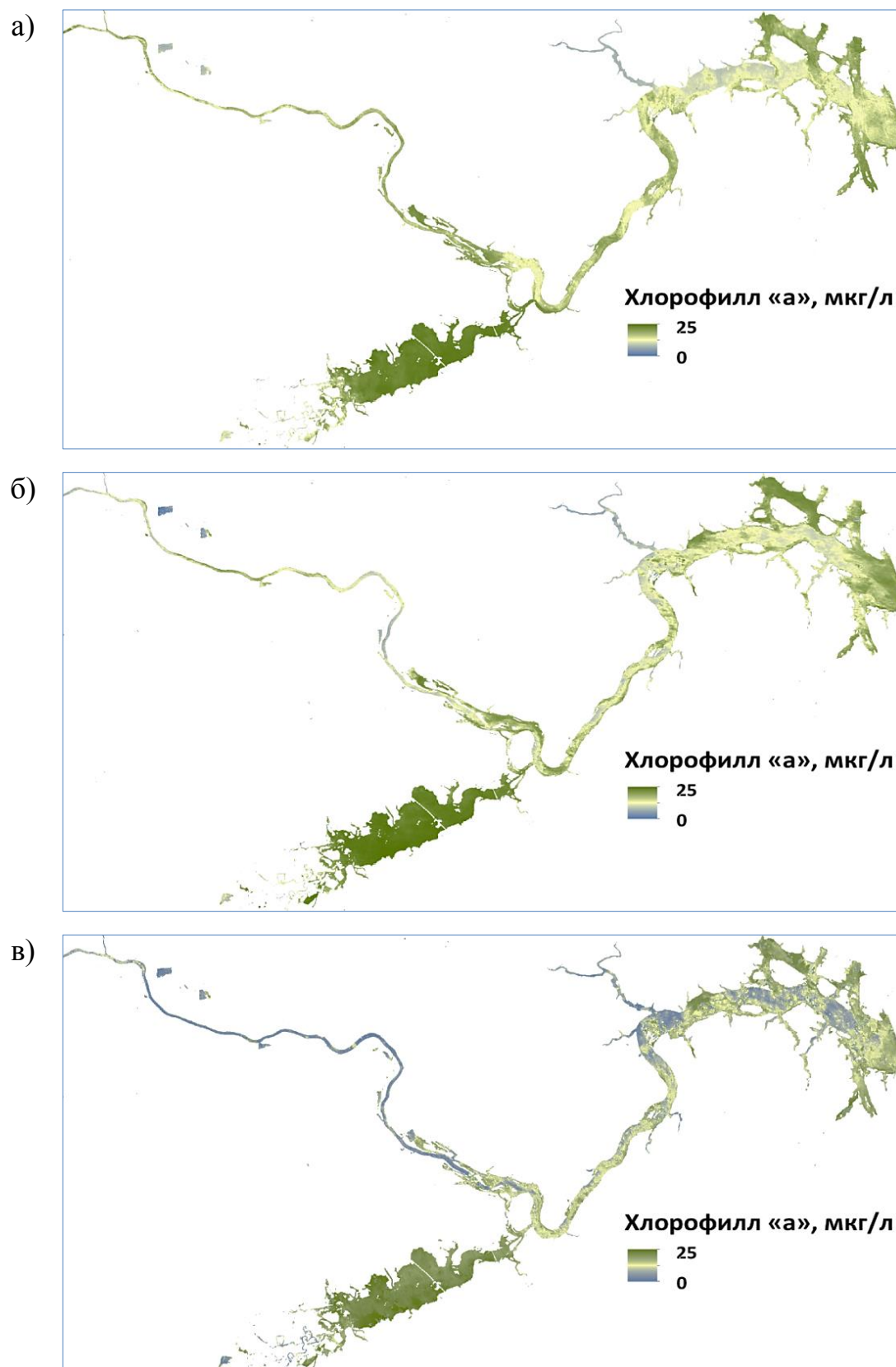


Рис. 48. Распределение концентрации хлорофилла «а» в водах Иваньковского водохранилища по данным сенсора OLI спутника Landsat-8:
а – 26 мая 2015 года; б – 4 июля 2015 года; в – 5 августа 2015 года

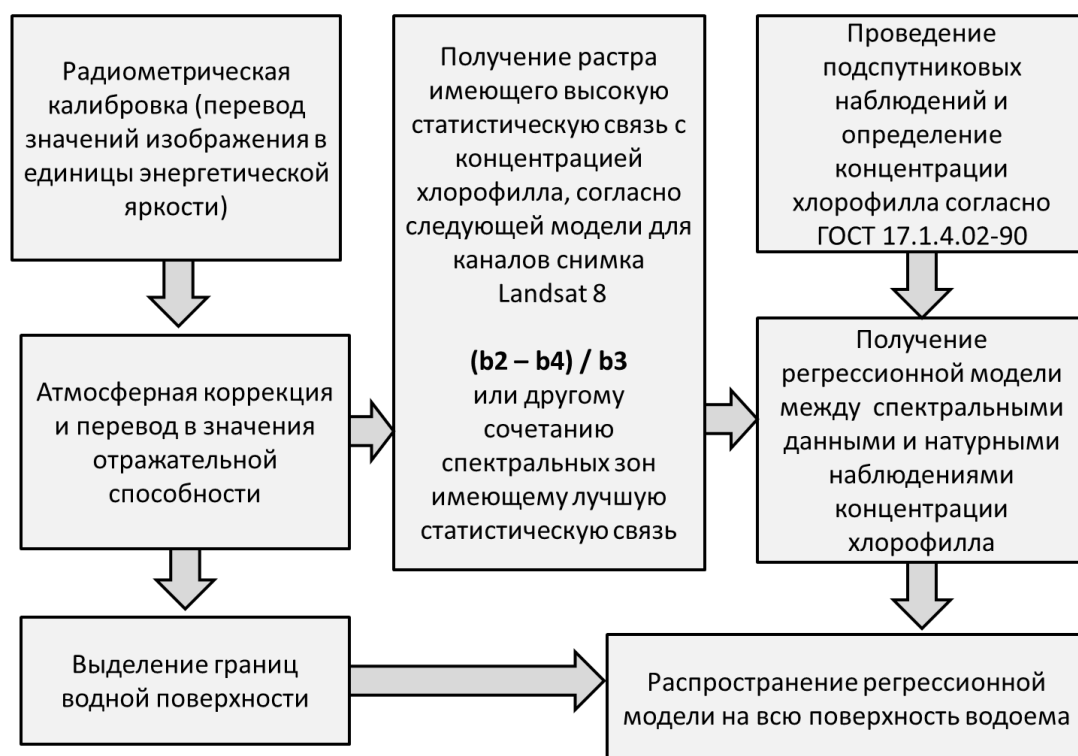


Рис. 49. Блок схема алгоритма определения концентрации хлорофилла «а» в водных массах по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в оптическом диапазоне

В течение исследуемого периода концентрация хлорофилла «а» в Иваньковском водохранилище находилась в пределах от 8 до 23 мкг/л (табл. 14). Пространственное распределение содержания хлорофилла «а» в водоеме наглядно указывает на его повышенные значения в Шошинском плесе, крупных заливах и в приплотинной области Иваньковского плеса. Преимущественно это области с замедленным водообменном. Например, на Шошинский плес, несмотря на его значительную площадь, приходится около 17% объема стока водохранилища. Высокие показатели концентрации хлорофилла «а» свидетельствуют об обильном развитии фитопланктона, что зачастую является главной причиной повышенной мутности и цветности водных масс.

Таблица 14.

Средние значения концентрации хлорофилла «а» в водах Иваньковского водохранилища по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 в 2015 г.

Плес	Концентрация хлорофилла «а», мкг/л, (средняя концентрация хлорофилла «а», мкг/л)		
	26 мая	4 Июля	5 Августа
Волжский	11 – 19 (15,1)	8 – 19 (13,2)	8 – 19 (12,1)
Шошинский	11 – 22 (18,5)	10 – 23 (18,1)	10 – 22 (15,7)
Иваньковский	8 – 19(14,2)	8 – 18 (13,3)	8 – 19 (12,6)
Весь водоем	8 – 22 (15,6)	8 – 23 (14,7)	8 – 22 (13,4)

3.2.2.5. Оценка биомассы и первичной продукции

Для оценки биомассы и первичной продукции была использована классификация водоемов по предложенной С.П. Китаевым классификации (Китаев, 1984) (табл. 15).

Таблица 15.

Типы озер по содержанию хлорофилла, биомассы фитопланктона и первичной продукции (Китаев, 1984)

Тип озер	Хлорофилл, мг/л	Биомасса, г/м ³	Продукция, г · С/м ² год
Олиготрофное	< 1,5–3,0	0,5–1,0	< 12,5–25,0
Мезотрофное	3,0–12,0	1,0–4,0	25,0–100,0
Эвтрофное	12,0–48,0	4,0–16,0	100,0–400,0
Гипертрофное	> 48,0	> 16,0	> 400,0

В расчетах были составлены уравнения регрессии, описывающие связь концентрации хлорофилла с биомассой и первичной продукцией. Согласно модели, предложенной С.П. Китаевым, биомасса и первичная продукция имеют линейную зависимость с концентрацией хлорофилла. Взаимная связь концентрации хлорофилла и биомасса описывается следующим уравнением регрессии:

$$\text{Биомасса} = 0,3333 \cdot x,$$

где x – это концентрация хлорофилла.

Взаимная связь концентрации хлорофилла и первичной продукции описывается уравнением регрессии:

$$\text{Первичная продукция} = 8,3333 \cdot x,$$

где x – это концентрация хлорофилла.

По растрам распределения концентрации хлорофилла «а» на основании зависимостей, полученных С.П. Китаевым (Китаев, 1984), произведена оценка биомассы фитопланктона и первичной продукции отдельных плесов и всего водохранилища (табл. 16).

Согласно результатам исследования, биомасса фитопланктона находится в пределах от 2,6 до 7,6 г/м³, а первичная продукция – от 67,0 до 192,0 г С/м²год. Наивысшие значения наблюдаются в менее проточном и мелководном Шошинском плесе.

Таблица 16.

Оценка биомассы фитопланктона и первичной продукции Иваньковского водохранилища по содержанию хлорофилла «а» в 2015 г.

Плес	Биомасса, г/м ³ , (средняя биомасса, г/м ³ ,)			Первичная продукция, г С/м ² год, (средняя продукция, г С/м ² год)		
	26 мая	4 июля	5 августа	26 мая	4 июля	5 августа
Волжский	3,6–6,3 (5,1)	2,6–6,3 (4,4)	2,6–6,3 (4,0)	92,0–158,0 (126)	67,0–158,0 (110)	67,0–158,0 (101)
Шошинский	3,6–7,3 (6,2)	3,3–7,6 (6,0)	3,3–7,3 (5,2)	92–183 (154)	83,0–192,0 (151)	83,0–183,0 (131)
Иваньковский	2,6–6,3 (4,7)	2,6–6,3 (4,4)	2,6–6,3 (4,2)	67,0–158,0 (118,0)	67,0–150,0 (111,0)	8,0–158,0 (105,0)
Весь водоем	2,6–7,3 (5,2)	2,6–7,6 (4,9)	2,6–7,3 (4,5)	67,0–183,0 (130,0)	67,0–192,0 (123,0)	8,0–183,0 (112,0)

3.2.2.6. Определение показателя трофности

Эвтрофирование – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных (природных) факторов (Фрумин, Хуан, 2012). В естественных условиях процесс эвтрофирования протекает очень медленно. В течение большого времени водоем проходит следующие стадии усиления продуктивности водного объекта: ультраолиготрофность, олиготрофность, мезотрофность, эвтрофность, гипертрофность. Далее происходит гибель водоема и превращение его в болото. Увеличение

биогенной нагрузки за счет хозяйственной деятельности человека приводит к ускорению естественных процессов старения водоемов.

На процесс эвтрофирования оказывает влияние большое количество биогенных элементов (азот, кислород, углерод, сера, кальций, калий, хлор, железо, марганец, кремний и др.), но для водоемов умеренной зоны решающую роль играет фосфор (Фрумин, Хуан, 2012).

В работе В.В. Дмитриева (Дмитриев, 1995) по литературным обобщениям приводятся следующие критерии трофности водных экосистем: валовая продукция за год, продукция фитопланктона, максимальная первичная продукция за сутки, чистая первичная продукция, концентрация хлорофилла «а», максимальная концентрация хлорофилла «а», средняя биомасса фитопланктона за вегетационный период, прозрачность воды по белому диску, отношение прозрачности к глубине, трофический индекс Карлсона, индекс трофности, ихтиомасса, максимальная концентрация общего фосфора, концентрация общего фосфора, максимальная концентрация общего азота, концентрация общего азота, отношение концентраций азота и фосфора, концентрация минерального фосфора, рН летом, уровень трофности, рН при 100 % насыщении воды кислородом, БПК₅, концентрация растворенного кислорода, концентрация кремния.

По данным дистанционного зондирования можно исследовать только параметры, изменяющие поток электромагнитного излучения, отражённый от воды. Из перечисленных выше критериев это концентрация хлорофилла «а», а также параметры, получаемые по её значениям. К тому же, как показывает практика, при нерегулярных наблюдениях содержание хлорофилла «а» в планктоне точнее отражает трофический статус озер и водохранилищ, чем скорость фотосинтеза, легко реагирующую на изменения погодных условий. Иными словами, содержание хлорофилла «а» – более консервативный показатель трофности, и поэтому при соблюдении определенных условий он полнее передает продукционный потенциал фитопланктона (Даценко, 2007).

В табл. 17 приведены предложенные разными авторами граничные значения концентрации хлорофилла «а» для оценки трофического состояния водоемов.

Данные концентрации хлорофилла «а», полученные по снимкам спутника Landsat-8, были использованы для оценки трофического состояния Иваньковского водохранилища. В течение исследуемого периода средняя концентрация хлорофилла «а» в Иваньковском водохранилище составила 14,6 мкг/л. Несмотря на небольшой временной интервал полученных данных, по результатам исследований можно сказать, что с высокой долей вероятности согласно классификациям из работ (Китаев, 1984; Винберг, 1960; Трифонова, 1979; Бульон, 1983) водохранилище имеет эвтрофное состояние, исключение составляют некоторые участки Волжского плеса и Иваньковского плеса, которые в местах впадения притоков характеризуются мезотрофным состоянием (рис. 50).

По классификации из работы (Цветкова и др., 1988) водохранилище с высокой долей вероятности имеет олиготрофное состояние, но некоторые участки Шошинского плеса, приплотинной области и некоторых заливов Иваньковского и Волжского плесов характеризуется мезотрофным состоянием.

Таблица 17.

Средние значения концентрации хлорофилла «а» в водоемах разного трофического состояния, мг/л

Трофность				Источник
Олиготрофный	Мезотрофный	Эвтрофный	Гиперэвтрофный	
0,1–1,0	1,0–10,0	10,0–100,0	> 100,0	Винберг, 1960
< 1,5	1,5–10,0	10,0–50,0	> 50,0	Трифопова, 1979
0,1–1,0	1,0–10,0	> 10,0	–	Бульон, 1983
< 1,5–3,0	3,0–12,0	12,0–48,0	> 48,0	Китаев, 1984
6,0–16,0	16,0–60,0	> 60,0	–	Цветкова и др., 1988

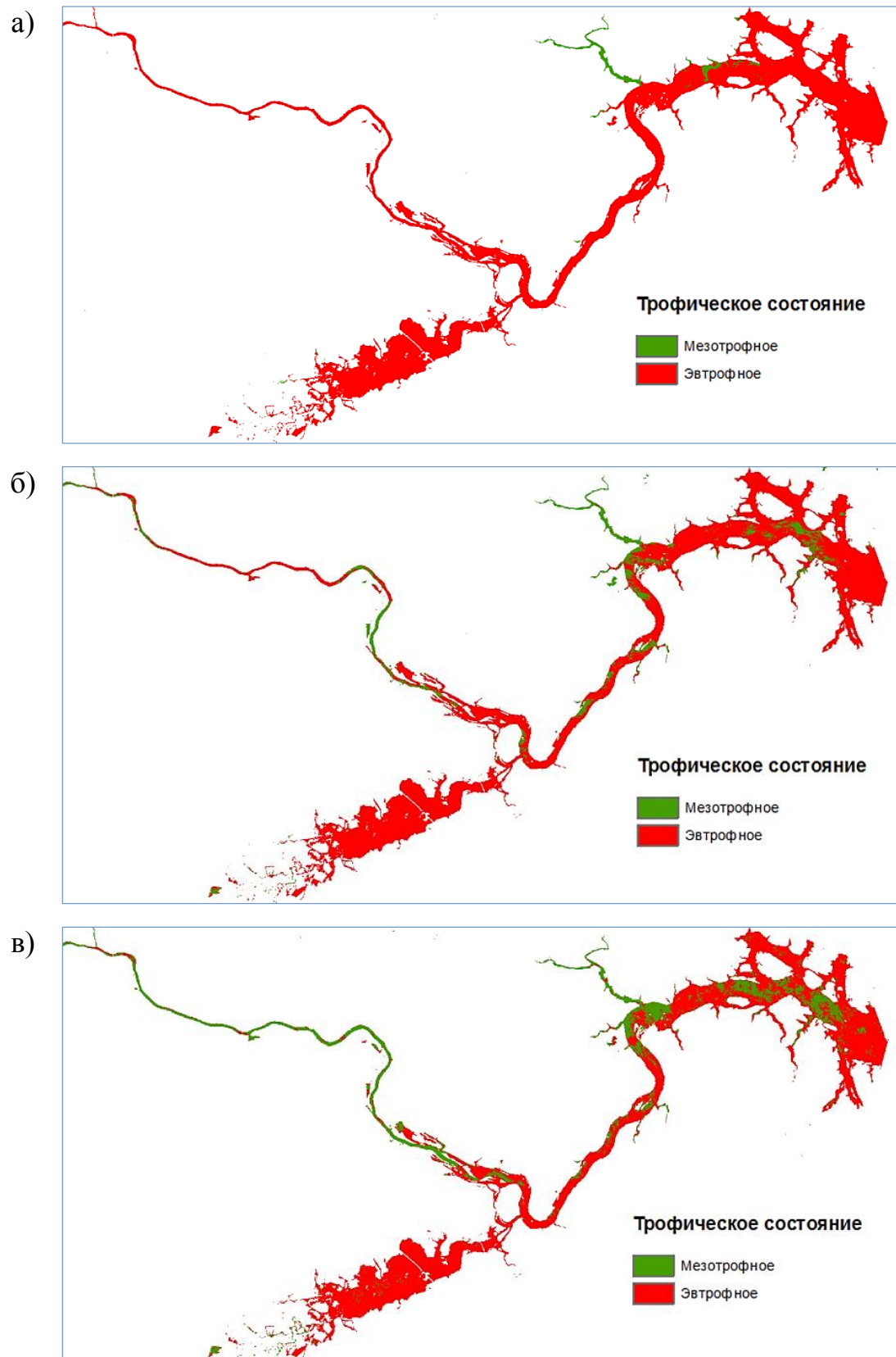


Рис. 50. Трофическое состояние вод Иваньковского водохранилища по данным сенсора OLI спутника Landsat-8 (по классификации С.П. Китаева, 1984): а – 26 мая 2015 года; б – 4 июля 2015 года; в – 5 августа 2015 года

По классификации из принятого в Российской Федерации руководящего документа (РД 52.24.784-2013, 2013) (табл. 18) водохранилище с высокой долей вероятности имеет мезотрофное состояние, исключение составляют некоторые участки Волжского и Иваньковского плесов, которые в местах впадения притоков характеризуются олиготрофным состоянием (рис. 50).

Таблица 18.

Значения концентрации хлорофилла «а»
в водоемах разного трофического состояния согласно РД 52.24.784-2013, мг/л

Ультраолиготрофные	Олиготрофные	Мезотрофные	Эвтрофные	Политрофные
0,1–5,9	6,0–10,9	11–25,9	26–75,9	76–150

3.3. Оценка точности предлагаемых моделей

Определение границ водоема по космическим снимкам имеет высокую точность. Использование снимков Landsat с пространственным разрешением 30 м на пиксель примерно соответствует картам масштабом 1:100 000. Точность границ акватории, полученных по космическим снимкам, выше, чем на подвергшихся генерализации топографических картах. Ошибка в определении границ водоема по космическим снимкам может возникать на смежных пикселях водной поверхности и суши. Смежные пиксели относятся к тому или иному классу по преобладающему спектральному сигналу. При этом всю площадь, соответствующую пикселю, относят к преобладающему классу. При размере пикселя спутникового снимка 30 x 30 м связанная с классификацией ошибка не должна превышать 15 м. Также на точность определения границ объектов влияет выбор пороговых значений между классами. Для выбора оптимального порогового значения следует основываться на среднем значении большого количества тестовых участков. Описанные выше моменты актуальны при выделении по данным Landsat зон развития воздушно-водной растительности.

Яркостная температура не всегда соответствует реальной температуре объектов, в большинстве случаев ее значения ниже фактической температуры.

Для водной поверхности это несоответствие обычно минимально, так как для чистой воды излучательная способность близка к единице ($\epsilon = 0,99$), поэтому в случае исследования водной поверхности яркостная температура будет практически соответствовать фактической температуре. Полученные значения яркостных температур Иваньковского водохранилища отражают характер температуры поверхностного слоя. Температура глубинных слоев будет зависеть от сезонной стратификации водных масс.

Для оценки адекватности моделей определения биооптических параметров использовались коэффициент детерминации (R^2) и среднеквадратическая погрешность. Связь между показателем мутности и значениями индексных изображений характеризуется как $R^2 = 0,77$ ($r = 0,88$). Среднеквадратическая погрешность определения показателя мутности составила 2,7 мг/л. Связь между показателем цветности и значениями индексных изображений характеризуется как $R^2 = 0,57$ ($r = 0,75$). Среднеквадратическая погрешность определения показателя цветности составила 5 градусов. Связь между измеренной концентрацией хлорофилла «a» и значениями индексных изображений характеризуется как $R^2 = 0,75$ ($r = 0,87$). Среднеквадратическая погрешность определения концентрации хлорофилла «a» составила 4,8 мкг/л.

Для апробации точности полученных региональных алгоритмов в более широком диапазоне разнообразия водных масс отбор проб дополнительно производился еще в двух контрольных точках: залив у пос. Старое-Мелково с большим содержанием органического вещества в водах и Константиновский карьер в пригороде г. Твери с достаточно малым содержанием примесей в воде (рис. 51).

Залив у пос. Старое-Мелково имеет небольшую акваторию площадью около 0,12 км². Он соединен с водохранилищем узкой протокой. Залив имеет болотное питание. Поблизости находится звероводческий комплекс, и не исключается возможность попадания его стоков в водоем. В водах имеется

высокое содержание растворенного органического вещества. Анализ проб показывал высокую концентрацию хлорофилла «a» и цветность.

Константиновский карьер – это искусственный водоем, находящийся в понижении, образованном при добыче песка. Карьер находится в 1 км от русла р. Волги, окружен сосновым бором. Водные массы характеризуются низким содержанием органических веществ и высокой прозрачностью.



Рис. 51. Дополнительные пункты отбора проб

Следует еще раз отметить тот факт, что отражательная способность водоемов с высоким содержанием «желтого вещества» (воды с цветностью выше 40 градусов) несколько снижается благодаря поглощению солнечного света растворенными органическими веществами. Уменьшение отражения происходит во всем видимом диапазоне. При этом доля красного цвета в отраженном сигнале повышается. Поэтому следует уделять внимание адекватности применяемых алгоритмов для вод с высоким содержанием растворенных органических веществ.

На рис. 52–54 приводятся отклонения от модели спектральных свойств водной поверхности в контрольных точках. На августовском снимке Константиновский карьер почти полностью перекрыт облаком, поэтому данные за этот месяц не приводятся.

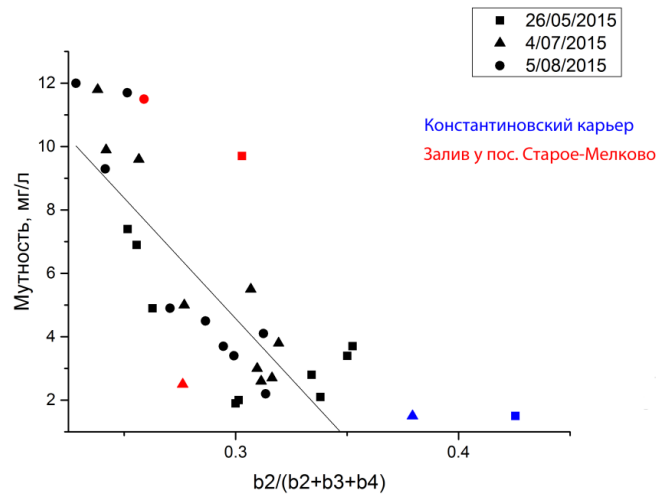


Рис. 52. Разброс контрольных точек относительно модели определения мутности

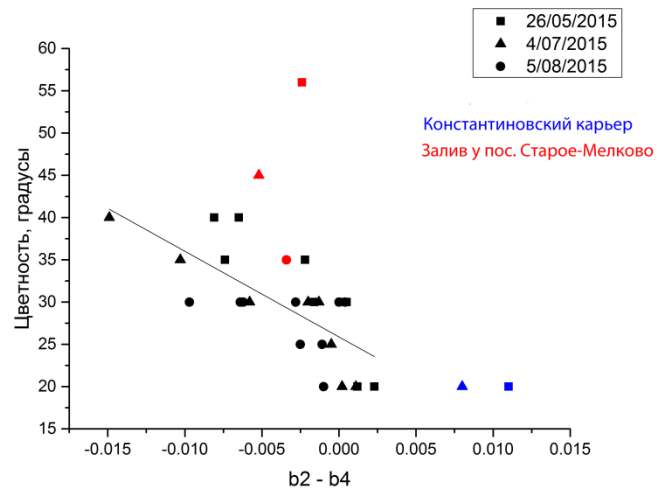


Рис. 53. Разброс контрольных точек относительно модели определения цветности

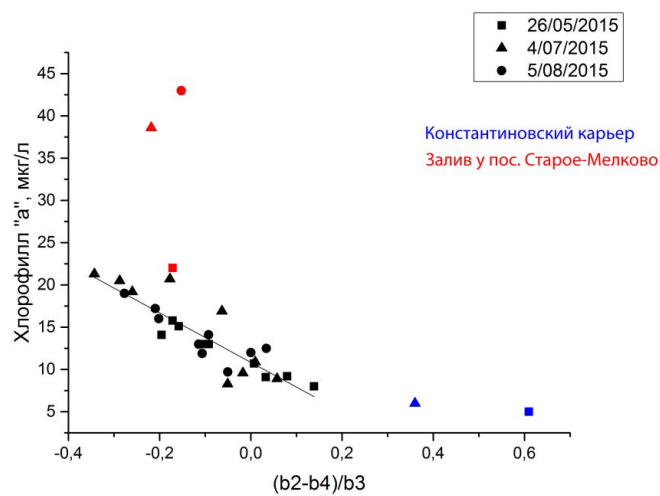


Рис. 54. Разброс контрольных точек относительно модели определения хлорофилла «а»

На основании данных, приведённых выше на рис. 52–54, можно утверждать, что в водах с низким содержанием взвесей и органических веществ, разработанные региональные алгоритмы будут давать приемлемые результаты либо несколько занижать концентрации. В водах с высоким содержанием растворенного органического вещества результаты моделирования по региональным алгоритмам будут иметь значительно заниженные концентрации исследуемых параметров. Вероятно, ошибка будет увеличиваться пропорционально росту содержания растворенного органического вещества. Возможно, для увеличения диапазона адекватности предлагаемых моделей следует использовать не линейный, а экспоненциальный тренд. Для более конкретных утверждений необходим больший объем наблюдений. Для полученных в работе региональных алгоритмов достоверный диапазон адекватности моделей составляет: для показателя мутности – от 2 до 12 мг/л; для показателя цветности – от 20 до 40 градусов; для концентрации хлорофилла «а» – от 8 до 21 мкг/л. При выходе за границы этих пределов следует проверять точность моделей и при необходимости проводить коррекцию региональных алгоритмов.

Поглощение пигментами зависит от видового состава фитопланктона и подвержено региональным и сезонным изменениям (Bricaud et al., 1981). Также следует учитывать, что на мелководных участках происходит отражение от дна, что сказывается на потоке выходящего из водной толщи излучения, при этом тип донной поверхности тоже имеет значение. Мелководные участки могут характеризоваться завышенными значениями мутности и заниженными концентрацией хлорофилла «а», количества растворенных органических веществ и цветности.

3.4. Рекомендации по выбору спектральных зон для биооптического моделирования внутренних водоемов

Валидация алгоритмов мониторинга характеристик водных масс на примере Иваньковского водохранилища подтвердила допустимость использования данных дистанционного зондирования применительно к внутренним водоемам средней полосы. При этом очень важным является понимание факторов формирования потока излучения, восходящего от водоема. Эффективность биооптических алгоритмов зависит от стабильности корреляций между концентрациями хлорофилла, осадка и желтого вещества. Для биооптического моделирования водных объектов оптимальным будет выбор используемых спектральных зон исходя из местных условий. Для этого следует учесть три основные группы примесей, влияющие на поток излучения в водной толще. В мутных внутренних водах ошибка биооптических моделей намного выше, так как в них присутствует большое количество органических веществ и взвешенных частиц. Поскольку спектры поглощения органических веществ, хлорофилла «а» и взвешенных частиц перекрываются, то очень трудно выделить индивидуальный вклад каждой из этих компонент в общую спектральную отражательную способность воды.

Взвешенные вещества усиливают рассеивание света в воде во всем видимом диапазоне. Для разновременных данных наиболее стабильные результаты отмечаются при использовании моделей с сочетанием нескольких спектральных зон. Выбор модели и теснота статистической связи между данными ДЗЗ и натуральными измерениями обусловлены составом примесей в воде. Например, повышенное содержание растворенных органических веществ в воде усиливает поглощение приходящего излучения, тем самым компенсируя увеличение отраженного излучения за счет мутности вод. Особенно сильно это будет заметно в начале видимого диапазона. В таком случае модели без использования синей спектральной зоны могут оказаться более успешными.

Развитие фитопланктона увеличивает концентрацию содержания хлорофилла и способствует увеличению содержания взвешенных веществ, которые, как следствие, вызывают повышение рассеивания света в видимом диапазоне. При этом хлорофилл имеет две выраженные полосы поглощения. Первая находится в синей области спектра между 0,40 и 0,50 мкм, а вторая – в красной с пиком примерно на 0,67 мкм. Поэтому при интенсивном развитии фитопланктона для оценки взвешенных веществ лучшие результаты могут быть получены при использовании значений только зеленого спектрального канала.

Для оценки концентрации хлорофилла предпочтительнее использование моделей, позволяющих оценивать разнонаправленность изменения количества отраженного излучения в синем и красном участках спектра. Но в зависимости от количества взвесей и растворенных органических веществ могут быть уместны модели на основе одной из этих спектральных зон. При высоких концентрациях растворенных органических веществ хорошие результаты может дать использование красной либо красной и зеленой спектральных полос.

Поглощение растворенными органическими веществами обычно монотонно и экспоненциально увеличивается к концу ультрафиолетового диапазона. При выборе биооптической модели для оценки содержания в воде органических веществ предпочтительнее основываться на моделях, позволяющих оценивать снижение доли отраженного излучения в начале видимого диапазона. Это говорит в пользу моделей, предполагающих использование нескольких спектральных зон. Но в зависимости от состава и количества примесей может быть оправдано моделирование с использованием только лишь синей или зеленой спектральной зоны.

Для внутренних водоемов состав органических примесей сложен и неоднороден в пространстве, в отличие от океанических и морских водных масс, находящихся вдали от побережий, где поглощающие компоненты связаны только с ростом и разложением фитопланктона. Спектральные

свойства внутренних водоемов могут отличаться в зависимости от состава гуминовых веществ поступающих вместе со стоком. Во внутренних водах источники автохтонных органических веществ малы – в сравнении с потоком органических веществ с суши.

В природных водах раствор органических соединений состоит из смеси фульвокислот, гуминовых кислот и *нехарактерной фракции*. Удельный коэффициент поглощения фульвокислот низкий из-за алифатических углеводородов, которые встроены в его структуру. Удельный коэффициент поглощения гуминовых кислот высок из-за сильно поглощающих ароматических кругов, которые встроены в его структуру (Kowalczyk , 1999). Обычно фульвокислоты значительно доминируют. Но гуминовые кислоты имеет более сильное поглощение, и увеличение их доли может сильно изменить поглощение растворенными органическими веществами. Поэтому следует проводить проверку адекватности региональных алгоритмов для притоков водоема (особенно со стоком с заболоченных территорий).

3.5. Перспективные направления развития технологии ДЗЗ для исследований внутренних водоемов

Существенным недостатком спутниковой съемки является достаточно редкий интервал проведения повторной съемки. Для серии спутников Landsat он составляет 16 дней. Для многих регионов это достаточно редко, учитывая, что высока вероятность получения снимков, покрытых облаками. Это затрудняет формирование серий снимков для изучения динамики природных процессов. Для многих территорий это снижает целесообразность внедрения ДЗЗ в систему мониторинга внутренних водоемов.

Значительный импульс для внедрения биооптических алгоритмов в систему мониторинга внутренних водоемов может дать использование беспилотных летательных аппаратов (БПЛА), производящих съемку на малой высоте. Для повышения их производительности полезным окажется программное указание маршрута съемки. При этом задача оператора будет

заключаться лишь в доставке БПЛА в район съемки и подготовке к полету. Использование данных ДЗЗ, получаемых с БПЛА, позволит снизить влияние атмосферы, особенно сильно улучшится информативность синей части спектра. Это повысит качество оценки поглощения органическими веществами. Также применение БПЛА позволит увеличить разрешение получаемых изображений.

Еще одним импульсом для внедрения применения ДЗЗ при исследовании внутренних водоемов может выступить увеличение количества спектральных полос производимой сенсором съемки. Это позволит повысить точность моделей и использовать участки спектра, наиболее подходящие для решаемых задач. Кроме того, расширит количество получаемых параметров. Например, можно будет определять состав растворенных органических веществ (возможна оценка содержания гуминовых и фульвокислот). Также перспективными направлениями использования данных ДЗЗ для исследования внутренних водоемов при увеличении разрешения микроволновых и инфракрасных снимков могут стать оценка уровня грунтовых вод и испарения в водосборном бассейне, изучение ледового режима.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате решения задач, поставленных в диссертационной работе, были получены следующие основные результаты:

1. Установлены спектральные особенности водных объектов и водной растительности позволившие разработать алгоритм для выделения береговой линии водоема и границ зон распространённости воздушно-водной растительности по данным ДЗЗ в оптическом диапазоне, необходимые для повышения уровня геоэкологического мониторинга мелководных водоемов с обширными областями зарастания.

2. Выявлены комбинации спектральных каналов сенсора OLI спутника Landsat-8 имеющие существенные статистические связи с данными проведенных подспутниковых экспериментов, которые позволили разработать региональные алгоритмы для определения показателей мутности, цветности, концентрации хлорофилла «а» для акватории Иваньковского водохранилища по данным ДЗЗ в оптическом диапазоне. Полученные региональные алгоритмы могут использоваться как для ведения геоэкологического мониторинга, так и для ретроспективного анализа состояния водных масс Иваньковского водохранилища и других водоемов с близкими характеристиками.

3. Построенные картосхемы распределения температуры водной поверхности Иваньковского водохранилища позволили оценить потоки теплового загрязнения в месте сброса подогретых вод Конаковской ГРЭС.

4. Проведено пространственное моделирование характеристик водных масс в Иваньковском водохранилище. Получены картосхемы изменения пространственного распределения мутности, цветности, концентрации хлорофилла «а», температуры поверхности воды с недоступной ранее детализацией.

5. Исследованы гидрологические (актуализированы границы водоема), гидрофизические (температура поверхностных вод, мутность), гидрохимические (цветность), гидробиологические (концентрация хлорофилла «а», биомасса фитопланктона, продуктивность, площади зарастания воздушно-водной растительности) параметры Иваньковского водохранилища. Исследованы средние значения и пределы изменения рассматриваемых параметров для разных частей водоема. Подтверждено тепловое загрязнение Иваньковского водохранилища в районе места сброса вод с Конаковской ГРЭС с превышением температуры воды в Мошковском заливе на 3–4°C. Наиболее сильной эвтрофикации подвержен Шошинский плес (средняя глубина 1,9 м), который имеет превышение средних значений концентрации хлорофилла «а» по сравнению с другими акваториям на

$4,7 \pm 1,4$ мкг/л, биомассы – на $1,6 \pm 0,2$ г/м³, первичной продукции – на $38,9 \pm 9,6$ г·С/м² в год и мутности – на $2,8 \pm 0,9$ мг/л.

6. Определен трофический статус Иваньковского водохранилища. По результатам проведенных исследований, согласно большинству используемых классификаций, водоем имеет преимущественно эвтрофное состояние. Некоторые участки Волжского плеса и участки Иваньковского плеса в местах впадения притоков характеризуются мезотрофным состоянием. Трофическое состояние водоема говорит о высокой биологической продуктивности водохранилища и о накоплении в нем органических и биогенных веществ. В данной ситуации, чтобы избежать перехода в состояние гипертрофии, следует рекомендовать осуществление регулярного мониторинга состояния водоема и контроль хозяйственной деятельности в водосборном бассейне, том числе с применением данных ДЗЗ оптического диапазона.

7. Разработан комплекс методических схем проведения исследований внутренних водоемов на основе данных ДЗЗ в видимом и инфракрасном диапазонах, который предлагается использовать для ведения геоэкологического мониторинга. Предлагаемые схемы проведения исследований на основе современных технологий могут быть использованы для разработки федеральной системы мониторинга внутренних водоемов. При этом использование данных ДЗЗ в видимом и инфракрасном диапазонах может быть выделено в отдельный блок методов, позволяющих расширить возможности системы мониторинга и повышающих экономическую эффективность выполняемых задач.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Адаменко В.Н., Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В., Чехин Л.П. Радиационный режим и оптические свойства озер. Л., 1991. 300 с.
2. Афанасьева Т.В., Василенко В.И., Терешина Т.В., Шеремет Б.В. Почвы СССР. (ред. Добровольский Г.В.). М., 1979. 409 с.
3. Баранова А.Р., Кагукина .С.А., Решин Н.А., Тимофеева Л.А. Оценка прозрачности Ладожского озера по спутниковым снимкам // Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Материалы II Международной конференции. 2019. С. 229-233.
4. Берлянт А.М. Географические информационные системы в науках о Земле // Соросовский образовательный журнал. 1999. №5. С. 66-73
5. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л., 1983. 150 с.
6. Буторин Н.В. Иваньковское водохранилище и его жизнь. Труды Института биологии внутренних вод. Л., 1978. Т. 34. 304 с.
7. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 302 с.
8. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги. Л., 1975. 292 с.
9. ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла – а. Изд-во стандартов. М., 1990. 12 с.
10. ГОСТ 31868-2012 Вода. Методы определения цветности. «Стандартинформ». М., 2014. 8 с.
11. ГОСТ IEC/TR 60825-9-2013. Безопасность лазерной аппаратуры. Часть 9 Компиляция максимально допустимой экспозиции некогерентного оптического излучения. Стандартинформ. М., 2014. 32 с.
12. ГОСТ 7601-78. Физическая оптика. Термины, буквенные обозначения и определения основных величин (с Изменениями N 1, 2, 3). ИПК Издательство стандартов. М., 1999. 17 с.

13. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М., 2007. 252 с.
14. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. СПб., 1995. 215 с.
15. Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. М., 2000. 344 с.
16. Исидоров В.А. Экологическая химия: Учебное пособие для вузов. СПб., 2001. 304 с.
17. Капралов Е.Г., Кошкарев А.В. Геоинформатика : в 2 кн. Кн. 1 : учебник для студ. высш. учеб. заведений / под ред. В. С.Тикунова. — 3-е изд., перераб. и доп. М., 2010. 400 с.
18. Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.
19. Книжников Ю.Ф. Аэрокосмические методы географических исследований. М., 2004. 336 с.
20. Копелевич О.В., Буренков В.И. Разработка и использование региональных алгоритмов для расчета биооптических характеристик морей России по данным спутниковых сканеров цвета //Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2006. В.3. Т.2. С. 99-105.
21. Королёв В.А. Мониторинг геологической среды / Под. Ред. В. Т. Трофимова. М., 1995. 272 с.
22. Коросов А.А. Разработка и применение процедуры комплексного дистанционного зондирования для исследования внутриводных процессов в морях и крупных озерах. дис. ... кандидата физико-математических наук. СПб., 2007. 195 с.
23. Кринов Е.Л. Спектральная отражательная способность природных образований. М., 1947. 138 с.
24. Кронберг П. Дистанционное изучение Земли: Основы и методы дистанционных исследований в геологии. М., 1988. 343 с.

25. Курбатова И.Е. Использование космической информации для мониторинга природно-территориальных комплексов побережья Цимлянского водохранилища // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2013. Т. 10. № 3. С. 217-227.
26. Кутявина Т.И., Рутман В.В., Ашихмина Т.Я. Определение трофического статуса водоёма и пространственного распределения водной растительности по интегральным показателям // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 1 С 42-46.
27. Кутузов А.В. Оперативный спутниковый мониторинг скоплений планктонных водорослей и количественная оценка их плотности // Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, Географический вестник 2016. 3(38). С 160-168.
28. Лаврова О.Ю., Костяной А. Г., Лебедев С. А. и др. Комплексный спутниковый мониторинг морей России. М., 2011. 480 с.
29. Лаврова О.Ю., Соловьев Д.М., Строчков А.Я., Шендрик В.Д. Спутниковый мониторинг интенсивного цветения водорослей в Рыбинском водохранилище // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2014. Т. 11. № 3. С. 54-72.
30. Лаврова О.Ю., Митягина М.И., Костяной А.Г. Спутниковые методы выявления и мониторинга зон экологического риска морских акваторий. М., 2016. 334 с.
31. Лурье И.К., Косиков А.Г. Теория и практика цифровой обработки изображений. М., 2003. 176 с.
32. Лебедев С.А. Основы дистанционного зондирования Земли [Электронный ресурс]: презентация / С.А. Лебедев. Майкоп, 2016. 71 слайд.
33. Маньковский В.И. Основы оптики океана. Методическое пособие. НАН Украины, Морской гидрофизический институт. Севастополь, 1996. 119 с.
34. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М., 2004. 156 с.

35. ПНД Ф 14.1;2;4.213-05 Методика выполнения измерений мутности питьевых, природных и сточных вод турбидиметрическим методом по каолину и по формазину. МММ., 2005. 15 с.
36. Приказ Росводресурсов от 31.05.2019 N 125 «Об утверждении Правил использования водных ресурсов Иваньковского водохранилища на р. Волге».
37. РД 52.24.784-2013. Массовая концентрация хлорофилла "а". Методика измерений спектрофотометрическим методом с экстракцией этанолом. Ростов-на-Дону, 2013. 16 с.
38. Рис У. Г. Основы дистанционного зондирования. Издание: 2-е. М., 2006. 384 с.
39. Рогов А. Фото-съемка под водой. М., 1964. 104 с.
40. Смагин В.Н. Обработка воды методом электродиализа. М., 1986. 172 с.
41. Соколов О.А. Агроэкология. М., 2000. 217 с.
42. Тихомиров О.А. Трансформация структуры аквальных комплексов равнинного водохранилища // Вестник Московского университета. Серия 5. География. М., МГУ, №1, 2010. С.44-49.
43. Тихомиров О.А. Динамика аквальных комплексов равнинных водохранилищ. Докт. дисс. Тверь, 2011. 340 с.
44. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла а в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб.: 1993. С. 158-166.
45. Фрумин Г.Т., Хуан Ж.-Ж. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Методическое пособие. РГГМУ. СПб., 2012. 28 с.
46. Зайдельман Ф.Р. Эколого-мелиоративное почвоведение гумидных ландшафтов. М., 1991. 328 с.
47. Золотарев В.М., Демин А.В. Оптические постоянные воды в широком спектральном диапазоне // Оптика и спектроскопия. 1977. т. 43, № 2. С. 271-279.

48. Цветкова Л.И., Неверова Е. Оценка трофического состояния Невской губы в современных условиях // Тр. ГГН. СПб.: ГГИ, 1988. № 321. С. 115-122.
49. Чандра А.М., Гош С.К. Дистанционное зондирование и географические информационные системы. М., 2008. 312 с.
50. Шарков Е.А. Радиотепловое дистанционное зондирование Земли: физические основы. М., 2014. 544 с.
51. Шовенгердт Р.А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений. М., 2010. 560 с.
52. Шумаков Ф.Т. Космический мониторинг евтрофирования водных ресурсов Украины // Коммунальное хозяйство городов. 79(2007) С. 217-231.
53. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: 1998. 277 с.
54. Эталонный спектр солнечного излучения SAO2010 / Гарвард-Смитсоновский центр астрофизики. [Электронный ресурс]. URL: <https://www.cfa.harvard.edu/atmosphere/links/sao2010.solref.converted>
55. Alparslan E., Aydoner C., Water quality assessment at Omerli Dam using remote sensing techniques // Environmental monitoring and assessment. 2007. № 135(1-3). P. 391-398.
56. Baughman C.A. Reconstructing Turbidity in a Glacially Influenced Lake Using the Landsat TM and ETM+ Surface Reflectance Climate Data Record Archive, Lake Clark, Alaska // Remote Sens. 2015. № 7. P. 13692-13710
57. Berk A., Conforti P. MODTRAN6: a major upgrade of the MODTRAN radiative transfer code. SPIE 9088, 2014. 7 p.
58. Ball G.H., Hall D.J. Isodata: a method of data analysis and pattern classification. Stanford Research Institute. 1965.
59. Brezonik P., Menken K.D., Bauer M. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved

- organic matter (CDOM) // Lake and Reserv. Manage. 2005. №21(4). P. 373-382.
60. Bricaud A., Babin M., Morel A., Claustre H. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization // J. Geophys. Res. 1981. V. 100, No. C7. P. 43-53.
 61. Brivio P.A., Giardino C. Determination of Chlorophyll Concentration Changes in Lake Garda using an Image-Based Radiative Transfer Code for Landsat TM Images // Int. J. Rem. Sens., 2001. Vol. 22(2&3). P 487-502.
 62. Campbell J.B. Introduction to Remote Sensing. Fifth Edition. The Guilford Press. 2011. 662 p.
 63. Chance K., Kurucz R.L. An improved high-resolution solar reference spectrum for Earth's atmosphere measurements in the ultraviolet, visible, and near infrared // Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer. 2010. Vol.111. P. 1289-1295.
 64. Chavez P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data // Remote Sensing of Environment. 1988. Vol. 24. P. 459-479.
 65. Coutant C.C. Compilation of temperature preference data // J. Fish. Res. Board Can. 1977. Vol. 34. P 739-746.
 66. Curtis D., Mobley C. D. Atmospheric Correction for Satellite Ocean Color Radiometry. 2016. 73 p.
 67. Dekker A.G., Vos R.J. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data // International Journal of Remote Sensing. 2002. № 23(1). P. 15-35.
 68. Duan H.T., Zhang Y.Z., Zhan B., Song K.S., Wang Z.M. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data // Environmental monitoring and assessment. 2007. № 129(1-3). P. 295-308.

69. Fadel A., Faour G., Slim K. Assessment of the trophic state and chlorophyll –a concentrations using Landsat OLI in Karaoun reservoir, Lebanon // Lebanese Science Journal. 2016. 17(2). P. 130-145.
70. Global Visualization Viewer (Glovis): [сайт] URL: <https://glovis.usgs.gov>
71. Green E.P., Mumby P.J. Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. UNESCO. France, Paris. 2000. 316 p.
72. Harma P., Vepsalainen J. Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland // Sci Total Environ., 2001. Vol. 268. P 107-121.
73. Hochberg E.J., Atkinson M.J. Capabilities of remote sensors to classify coral, algae, and sand as pure and mixed spectra // Remote Sens Environ. 2003. № 85 P. 174-189.
74. Jerlov N.G. Optical classification of ocean water. In: Physical Aspects of Light in the Sea // Univ. Hawaii Press. Honolulu, Hawaii, 1964. P.45-49.
75. Chen J., Wei-Ning Z. Estimation of Colored Dissolved Organic Matter From Landsat-8 Imagery for Complex Inland Water: Case Study of Lake Huron // IEEE transactions on geoscience and remote sensing. 2017. Vol. 55, № 4. P. 2201-2212.
76. Kowalczyk P. Seasonal variability of yellow substance absorption in the surface layer of the Baltic Sea // Journal of geophysical research. 1999. Vol. 104, NO. C12, P. 30,047-30,058.
77. Kriegler F.J., Malila W.A., Nalepka R.F. and Richardson W., Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition // Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment, University of Michigan, Ann Arbor, MI. 1969. P. 97-131.
78. Kulkarni A. Water Quality Retrieval from Landsat TM Imagery // Procedia Computer Science. 2011. № 6. P. 475-480.
79. Lathrop R.G., Lillesand T.M. Use of thematic mapper data to assess water quality in Green Bay and Central Lake Michigan // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 1986. 52(5). P. 671-680.

80. Markogianni V., Dimitriou E., Tzortziou M. Monitoring of chlorophyll-a and turbidity in Evros River (Greece) using Landsat imagery // Proc. SPIE 8795, First International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment (5 August 2013). 2013. P. 87950R
81. Matthews M.W., Remote Sensing of Water Quality Parameters in Zeekoevlei, A Hypertrophic, Cyano-Bacteria-Dominated Lake. Master of Science Thesis. Cape Town, 2009. 155 p.
82. Mayo M., Gitelson J. Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data // Int. J. Rem. Sens. 1995. Vol. 16, № 1 P. 175-182.
83. Meijerink A.M.J. Remote sensing applications to groundwater. UNESCO. 2007. 312 p.
84. Mobley C.D. Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters. Academic Press. 1994. 608 p.
85. Mobley C.D., Boss E., Roesler C. Ocean Optics Web Book. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.oceanopticsbook.info> (accessed August 14, 2019).
86. Morel A, Gentili B. Diffuse reflectance of oceanic waters. II Bidirectional aspects // Applied Optics. 1993. № 32(33). P. 6864-6879.
87. Morel A., Maritorena S. Bio-optical properties of oceanic waters: A reappraisal // J. Geophys. Res. 2001. № 106(C4), P. 7163-7180.
88. Nas B., Ekercin S., Karabörk H., Berktaş A., Mulla D. J. An application of landsat-5TM image data for water quality mapping in Lake Beyşehir, Turkey // Water, Air, and Soil Pollution. (2010). № 212(1-4). P. 183-197.
89. Ocean Optics: [сайт] URL: <http://www.oceanopticsbook.info>
90. Olmanson L.G. Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments // Water resources research. 2011. Vol. 47. W09515.
91. Onderka M., Pekarova P. Retrieval of suspended particulate matter concentrations in the Danube River from Landsat ETM data // Science of the Total Environment. 2008. № 397(1-3). P. 238-243. Östlund C., Flink P.

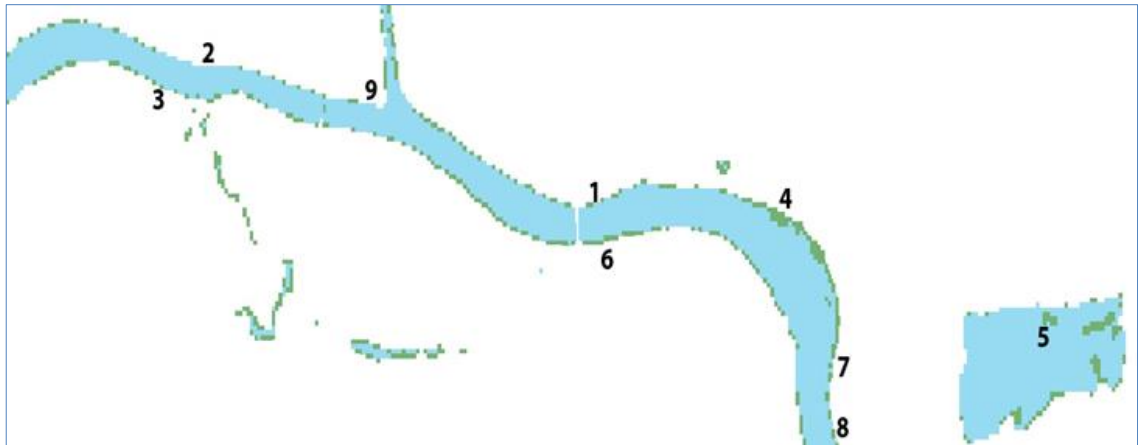
- Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from imaging spectrometry and Landsat Thematic Mapper // *The Science of the total environment*. 2001. № 268(1-3). P. 139-154.
92. Rodríguez Y.C. Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain // *Environ Monit Assess* 2014. № 186. P. 3511-3522.
 93. Svab E., Tyler A. N. Characterizing the spectral reflectance of algae in lake waters with high suspended sediment concentrations // *International Journal of Remote Sensing*. 2005. 26(5) P. 919-928.
 94. Tyler A. N., Svab E. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment // *International Journal of Remote Sensing*. 2006. № 27(8). P. 1521-1537.
 95. USGS. Landsat 8 (L8) Data Users Handbook Version 2.0.: [Электронный ресурс]. URL: <http://landsat.usgs.gov/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf> (accessed Apr. 4, 2016).
 96. Wang F., Han, L. Applications of Landsat-5 TM imagery in assessing and mapping water quality in Reelfoot Lake, Tennessee // *International journal of remote sensing*. 2006. № 27(23-24). P. 5269-5283.
 97. Wang X. J. Ma T. Application of remote sensing techniques in monitoring and assessing the water quality of Taihu Lake // *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 2001. № 67(6). P. 863-870.
 98. Wang Y. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT TM data // *Science of the Total Environment*. 2004. № 328. P. 195-206.
 99. Xiaolei Y., Xulin G. Land Surface Temperature Retrieval from Landsat 8 TIRS—Comparison between Radiative Transfer Equation-Based Method, Split Window Algorithm and Single Channel Method // *Remote Sens*. 2014. № 6, P. 9829-9852.
 100. Yacobi Y.Z., Gitelson A. Mayo M. Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using highspectral-resolution radiometer and Landsat TM: spectral

features of reflectance and algorithm development // Journal of Plankton Research. 1995. 17(11). P. 2155-2173.

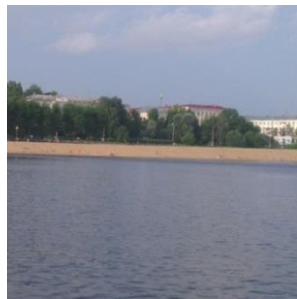
101. Yang Z. Estimating Chlorophyll-A Concentration in a Freshwater Lake Using Landsat 8 Imagery // Journal of Environment and Earth Science. 2016. Vol.6, №.4. P. 2224-3216.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1.

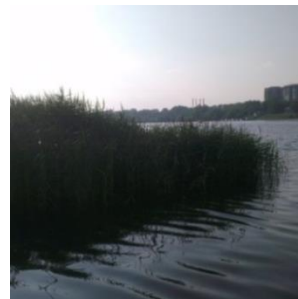
Месторасположения и фотографии пунктов верификации достоверности модели оценки распространения воздушно-водной растительности в акватории Иваньковского водохранилища



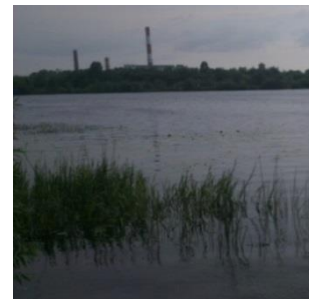
1



2



3



4а



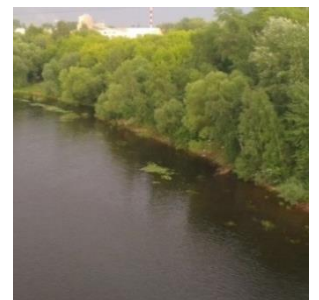
4б



4в



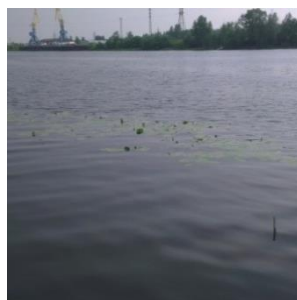
5



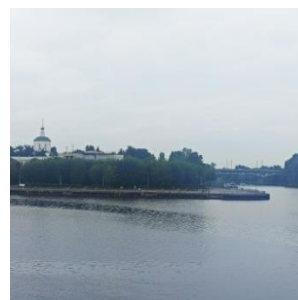
6



7

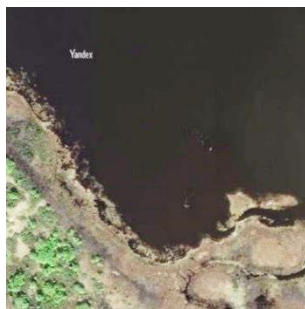
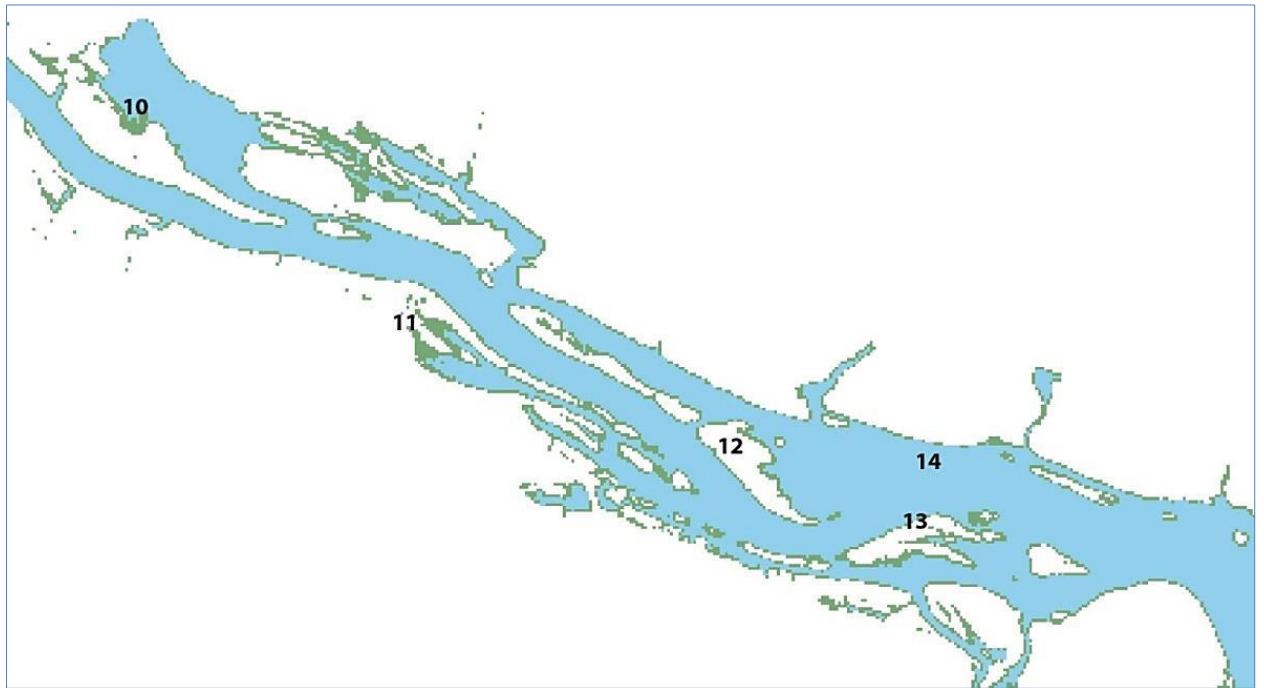


8

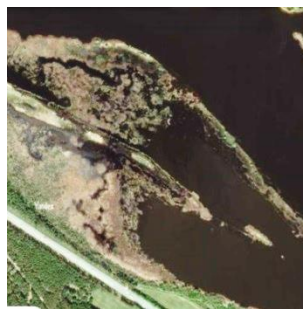


9

Рисунок. П1.1. Области распространения воздушно-водной растительности (г. Тверь)



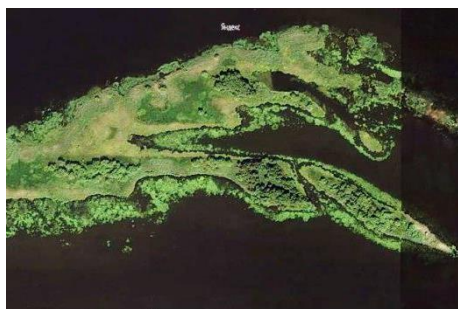
10



11



12



13



14

Рисунок. П1.2. Области распространения воздушно-водной растительности
(пос. Старое-Мелково)

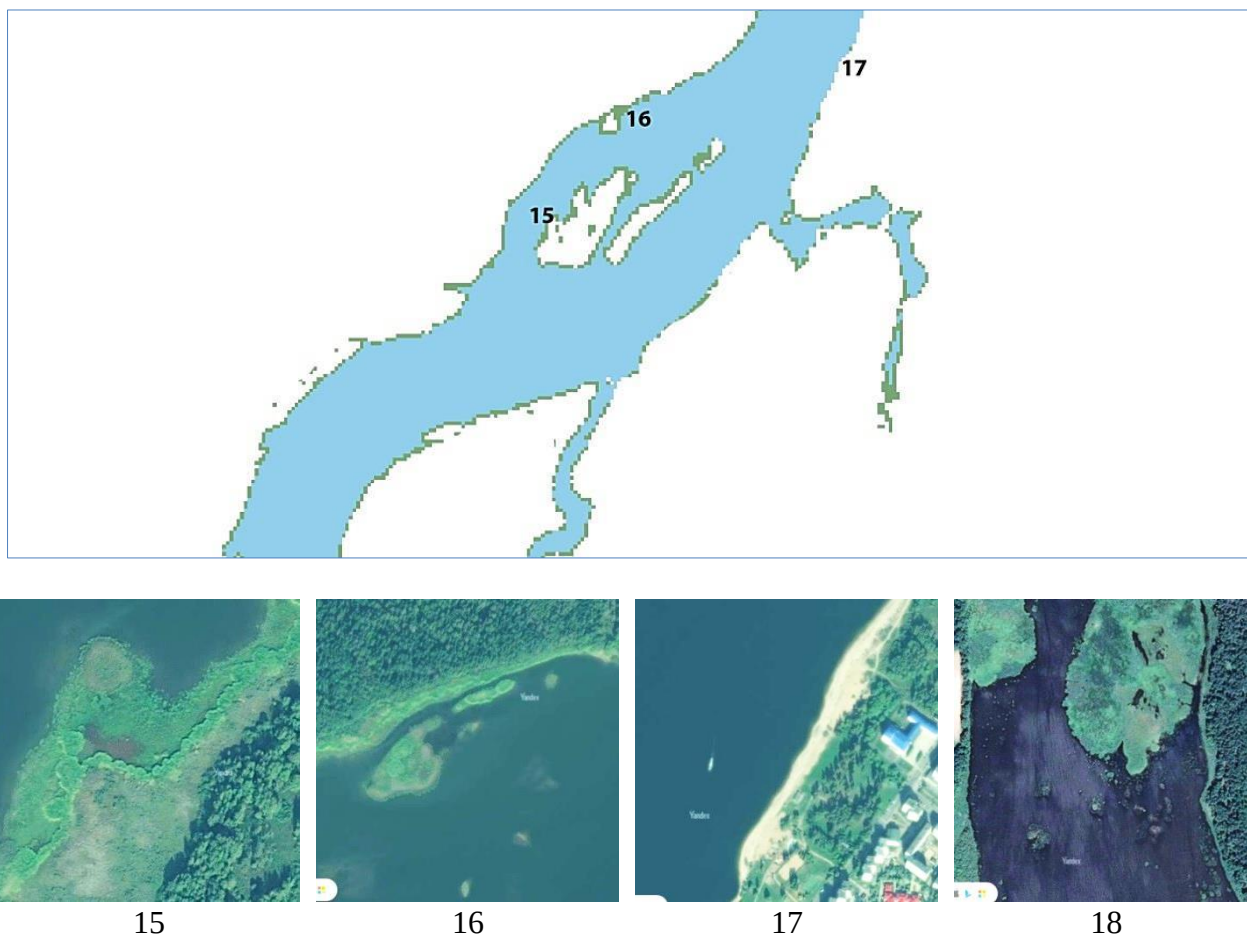
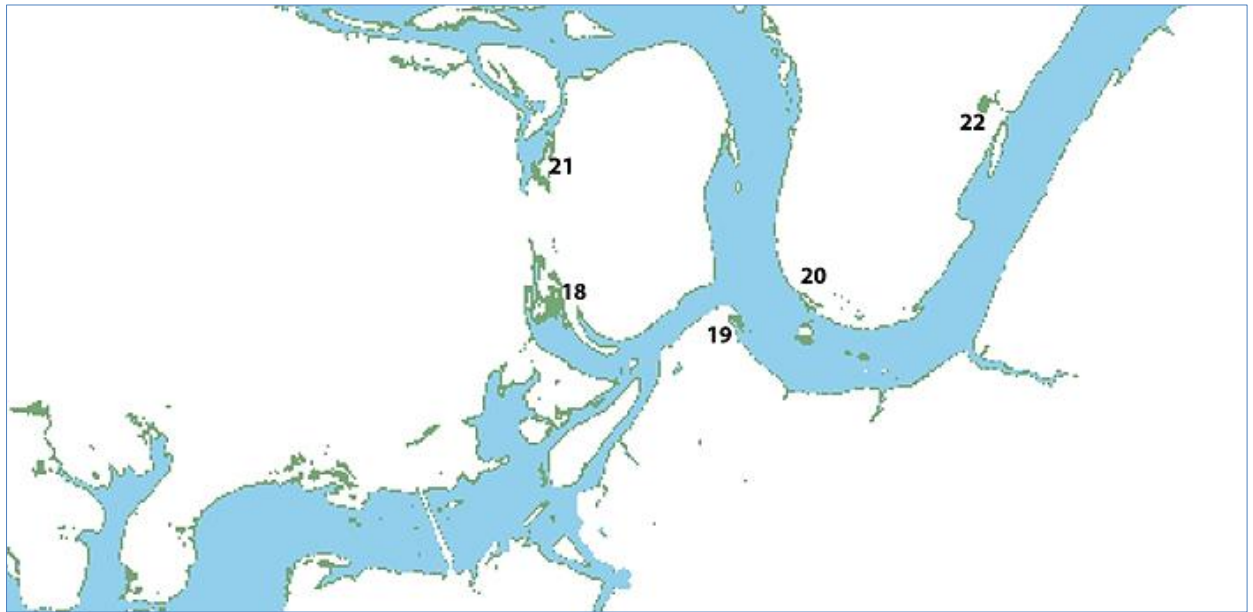
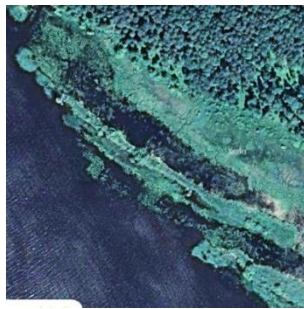


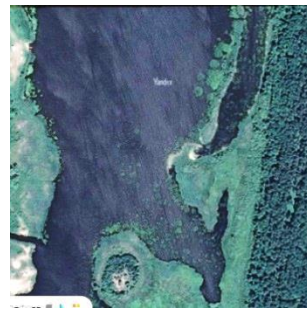
Рисунок. П1.3. Области распространения воздушно-водной растительности
(г. Конаково)



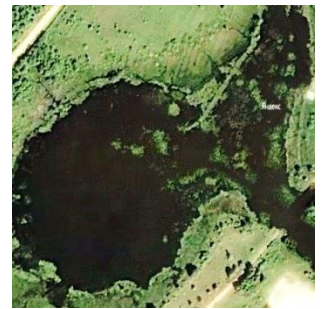
19



20



21



22

Рисунок. П1.4. Области распространения воздушно-водной растительности
(устье р. Шоша)