

УДК 502+911.52+528.7

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДАННЫХ LANDSAT ДЛЯ КАРТОГРАФИРОВАНИЯ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО МОРСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

© 2018 г. В. В. Жариков¹, К. Ю. Базаров^{1,2}, Е. Г. Егидарев^{1,3}, А. М. Лебедев¹

¹Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, Россия
e-mail: zhar@tig.dvo.ru, kbazarov@mail.ru, egidarev@yandex.ru, lebedev@tig.dvo.ru

²Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Россия

³Всемирный фонд дикой природы (WWF), Амурский филиал, Владивосток, Россия

Поступила в редакцию 31.05.2016 г., после доработки 15.03.2017 г.

В результате использования двух методов радиометрической коррекции данных Landsat и их дальнейшей классификации получены карты распределения зарослей морских трав на Восточном участке Дальневосточного Государственного Морского заповедника (ДВМЗ). Оценка точности картографирования с использованием полевых материалов показала, что применение донного отражательного индекса обеспечивает создание более точных карт по сравнению с глубинно-инвариантным. Рассчитаны площади зарослей по данным 2001, 2013 и 2014 гг. Показана пригодность методов обработки дистанционных данных для мониторинга растительности прибрежных акваторий.

DOI: 10.7868/S0030157418030164

Морские травы – экологическая группа высшей водной растительности, широко распространенная в Мировом океане и включающая 12 родов. Луга морских трав играют важную функциональную роль в экосистемах подводных береговых склонов, стабилизируя осадки и повышая прозрачность воды [54]. Они, производя органический углерод при фотосинтезе и обеспечивая подходящий субстрат для эпифитов, во многом определяют первичную продуктивность прибрежных акваторий [46]. Кроме того, что для многих экосистем морские травы являются основой пищевых сетей, они предоставляют постоянные и временные местообитания широкого спектра видов от беспозвоночных до птиц и млекопитающих [27, 28]. Морские травы, поддерживая высокое биоразнообразие и экологическое равновесие, определяют набор экосистемных услуг, производят средства к существованию миллионов людей в прибрежных районах [26, 31, 49].

В настоящее время во многих районах береговой зоны Мирового океана сообщества морских трав находятся под антропогенным воздействием, часто приводящем к деградации растительности и связанных с ней местообитаний [51, 55]. Риск исчезновения морских трав и ассоциированных видов подчеркивает необходимость проведения оценки их современного распределения и динамики его изменений [37], идентификации случаев деградации и объяснения ее причин [30, 40], разработки

программ мониторинга, сохранения и восстановления водной растительности [33, 52].

В прибрежной зоне российского побережья Японского моря наиболее значительные площади зарослей формируются морскими травами семейства Взморниковые (*Zosteraceae*) [19, 20, 21]. У берегов Приморья наиболее обычны два вида рода *Zostera* – *Z. marina* и *Z. asiatica* [4, 9, 13, 18].

Методы дистанционного зондирования, обеспечивающие исследованиям оперативность и широкий охват районов распространения, становятся сейчас все более необходимым дополнением к традиционным методам изучения экосистем морских трав [14]. Сообщества zostеры могут рассматриваться как индикатор состояния прибрежных экосистем, потому исследование их распределения и динамики в Дальневосточном морском заповеднике, комбинирующее полевые наблюдения с использованием данных дистанционного зондирования (ДДЗ) и геоинформационных технологий закладывает основу для спутникового мониторинга площадей, занятых морскими травами в районе с минимальным антропогенным воздействием.

Потенциал ДДЗ в области геоботанического картографирования связан с применением геоинформационных технологий, компьютеризирующих анализ снимков, и с развитием методов обработки спутниковых изображений, повышающих точность создаваемых карт. Реализация этого потенциала требует решения серии методических задач,

связанных со спецификой картографирования водной растительности.

В настоящей работе рассматриваются критерии подбора снимков, способы радиометрической коррекции и алгоритмы компьютерной обработки данных для выявления распределения зарослей морских трав; представлены результаты тематического картографирования с использованием ДДЗ и проведена оценка точности полученных карт распределения морских трав.

Сохранение видового, экосистемного и ландшафтного разнообразия береговой зоны западной части Японского моря – главное назначение Дальневосточного государственного морского заповедника [25]. В этой связи отметим, что картографирование морских мелководий особо охраняемой акватории с применением дистанционных данных – перспективный подход к оценкам состояния и долговременного мониторинга биоразнообразия ее экосистем.

Район исследования. Достоверная наземная (и подводная) информация в процессе внедрения новых методов обработки ДДЗ обеспечивается полевыми работами на специализированных тестовых полигонах, проводимых в целях решения методических вопросов, связанных с коррекцией и интерпретацией данных ДДЗ. Под ключевым (эталонным) участком понимается достаточно представительная по числу эталонов компактная акватория, комплексное изучение которой проводится с применением дистанционных данных и традиционных полевых методов исследований для последующей экстраполяции результатов идентификации объектов на всю площадь тестового полигона.

Тестовый полигон нашего исследования включает акватории, прилегающие к материковой части Восточного участка (ВУ) Морского заповедника (рис. 1а и 1в), репрезентативные для южного Приморья по физико-географическим условиям и типичные по набору подводных природных комплексов. В качестве ключевого участка исследования выбрана относительно мелководная (с глубинами до 17 м) и достаточно характерная по совокупности морфолитогенных, гидроклиматических и биотических характеристик для юго-западного побережья залива Петра Великого бухта Средняя (рис. 1б).

Прозрачность воды, по диску Секки, в этой части залива Петра Великого (Японское море) довольно высока для прибрежных вод умеренных широт. В течение года она меняется в зависимости от сезонной динамики берегового стока и периодов цветения планктона, достигая максимума (до 10–15 м) осенью и зимой [23].

Входные мысы, северный и южный берега бухты Средней высокие, с характерными клифами и бенчами. Подводные склоны абразионных зон образованы выходами коренных пород и грубообломочным материалом, у их подножья присутствуют гравийно-галечные осадки различной степени заиления [11, 12]. Бенчи часто покрыты мозаичными зарослями макрофитов [10]. Аккумулятивные равнины сложены песками с примесью раковинного детрита и ила. На максимальных глубинах у выхода из бухты преобладает разнородный песок [2]. На пологих песчаных поверхностях дна широко распространена и высшая водная растительность. В прибрежных водных экосистемах Морского заповедника *Z. marina* является одним из доминирующих видов, определяющих продукционные характеристики и структурно-функциональную организацию сообществ.

Представление о ландшафтно-фациальной структуре ключевого участка сформировано на основе экспертного дешифрирования RGB-синтезированного снимка IKONOS-2 от 15 октября 2013, проведенного с использованием результатов полевых исследований и опыта подводных работ в прилегающих районах [6].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Одной из главных методических сложностей применения спутниковых изображений при картографировании зарослей морских трав с целью выявления динамики их распределения, является выбор ДДЗ. С одной стороны, регистрация картографируемых признаков растительности и точность оконтуривания выделов напрямую зависят от пространственного и спектрального разрешения. С другой, снимки высокого и сверхвысокого разрешения, как правило, не являются общедоступными и пока не сформированы в многолетние архивы, необходимые для ретроспективного анализа динамики, мониторинга и выявления трендов изменений. Среди существующих в настоящее время источников данных, обеспечивающих решение таких задач, проект LANDSAT, запущенный в 1972 г., уникален по продолжительности дистанционного зондирования Земли. Его архивы – чрезвычайно ценный ресурс для исследований изменений природных комплексов береговой зоны моря, включая долговременную динамику распределения водной растительности [38, 39, 41].

Формулирование требований к данным на стадии их выбора, позволило провести последующие процедуры их обработки на максимально подходящем для целей исследования материале. Для радиометрической коррекции использовался снимок космического аппарата LANDSAT-8, полученный

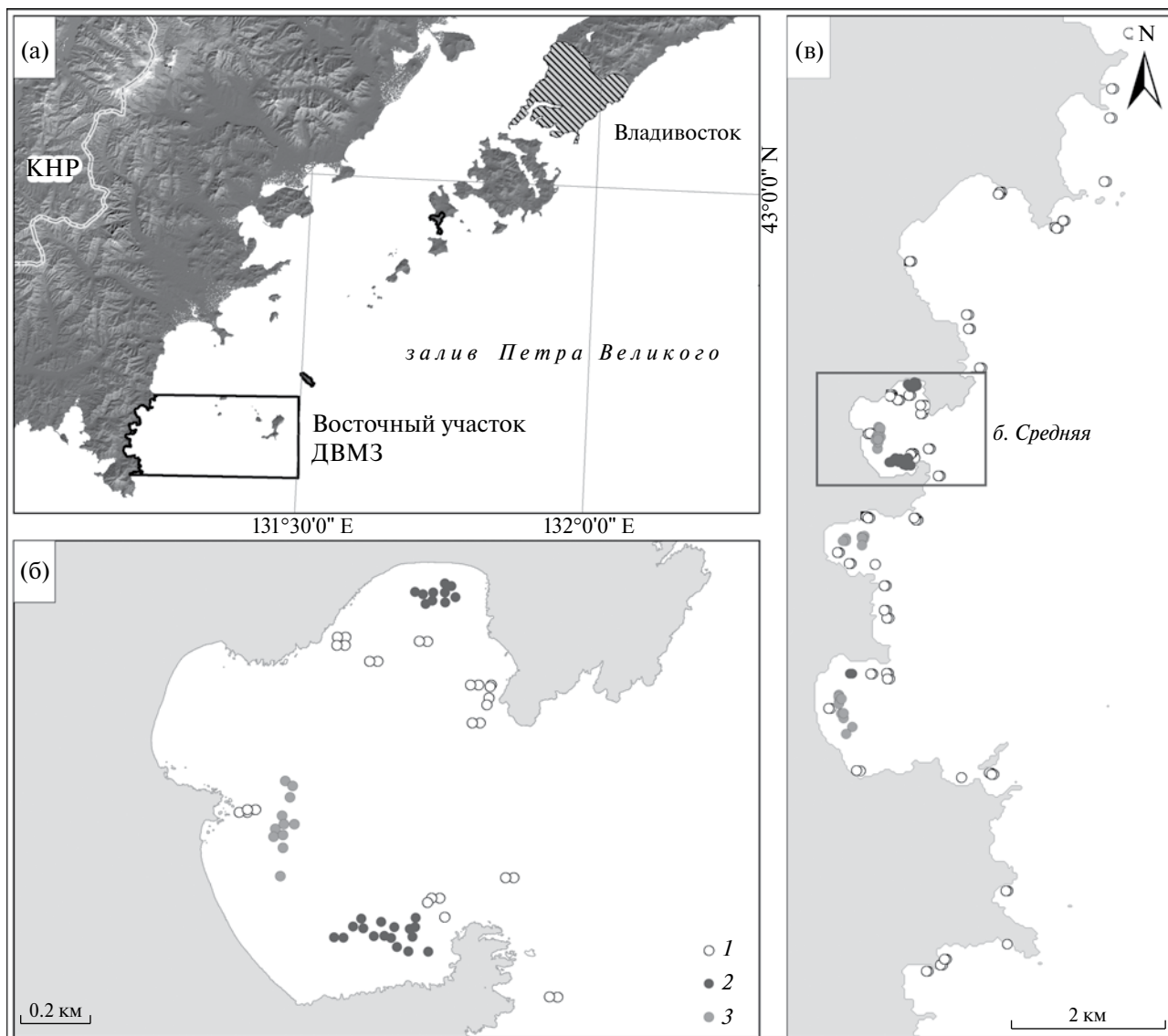


Рис. 1. (а) – район исследований; (б) – ключевой участок (Бухта Средняя) и расположение точек полевых описаний (2014 г.); (в) – расположение точек полевых описаний в пределах тестового полигона (2015 г.). 1 – песчано-гравийные поверхности дна; 2 – плотные заросли zostеры; 3 – разреженные заросли zostеры.

08 ноября 2014 г., в практически идеальных погодных условиях, в период максимальной прозрачности воды.

Натурные наблюдения на тестовом полигоне и ключевом участке проводились в течение двух полевых сезонов 2014 и 2015 гг. с борта НИС “Профессор Насонов”. Сбор материала и подводные работы осуществлялись с надувной моторной лодки. В августе и октябре 2014 г. выполнена серия водолазных профилей и точечных описаний подводных ландшафтов в б. Средней. Схема проведения работ основывалась на методике ландшафтного картографирования с использованием легководолазного снаряжения [24] и включала визуальную оценку площади проективного покрытия дна высшей

водной растительностью. Заросли морских трав с проективным покрытием дна менее 50% считались разреженными, более 50% – плотными.

Данные ландшафтных профилей были дополнены сведениями, полученными в точках погружений компактной кабельной видеокамеры BestWill CR110–7A. Позиционирование разрезов и точек наблюдений с использованием видеокамеры обеспечивалось картплоттером Garmin GPSmap 520s, совмещающим функции навигатора и эхолота. Все морские работы сопровождалась промерами глубин, кроме того, проведено эхолотное профилирование акватории.

Таким образом, в итоге полевых исследований были получены необходимые для обработки

дистанционных данных сведения о локализации однотипных участков дна в пределах ключевого участка. По результатам эхолотных промеров с помощью инструментария ПО Surfer, (Golden Software Inc.), построена цифровая модель рельефа (ЦМР) дна тестового полигона с соответствующим используемому снимку LANDSAT-8 разрешением.

При обработке спутниковых данных использовались два метода радиометрической коррекции, основанные на модели Дэвида Лизенга [43], описывающей зависимость между спектральной яркостью пикселей и отражательной способностью дна. Оба метода сводятся к индексированию снимка для минимизации влияния на изображение эффектов рассеяния и поглощения света в воде и атмосфере. Глубинно-инвариантный индекс (*Depth-Invariant Index*) рассчитывается по данным двух спектральных каналов, обладающих наибольшей степенью проникновения в воду [43, 44]. Математическая простота и удобство практического использования сделали расчет этого индекса широко применимым в обработке дистанционных данных для картографирования коралловых рифов [34] и мелководий с высокой прозрачностью воды (I, II типы водных масс) [5].

Донный отражательный индекс (*Bottom Reflectance Index*) основан на различиях в абсолютной отражательной способности дна для одной части спектра. Здесь для расчета требуется один канал в видимом диапазоне и данные о распределении глубин в виде ЦМР [50].

Маскирование изображений обеспечивалось использованием каналов съемки в инфракрасной зоне спектра и ЦМР дна, что позволило провести четкую границу “суша-вода” и отделить глубоководные части акватории (районы с глубиной более 20 м).

Безразмерные величины масштабирования яркости элементов изображения были конвертированы в показатели излучения на сенсоре [53]. Атмосферная коррекция обеспечивалась “методом вычитания темных пикселей” [29]. При расчете глубинно-инвариантного индекса использованы “синий” и “зеленый” спектральные каналы, обладающие наибольшей степенью проникновения в водную толщу. Значения донного отражательного индекса получены с использованием “зеленого” диапазона и ЦМР, построенной по данным эхолотных промеров.

Рассчитанные для ключевого участка значения индексов использовались для радиометрической коррекции всего тестового полигона. При создании карт распределения полей зостеры, индексированные изображения проходили процедуру кластеризации с помощью алгоритмов классификации с обучением методом максимального правдоподобия.

Для формирования обучающих выборок по трем классам картографируемых объектов (песчано-гравийные поверхности дна, плотные и разреженные заросли зостеры) использованы полевые данные ключевого участка – бухты Средняя. Обучающие выборки не входили в набор полевых данных, использованных для оценки точности тематического картографирования.

Оценка точности результатов картографирования распределения водной растительности Восточного участка заповедника проводилась с использованием полевых данных (157 точек), полученных в начале августа и конце сентября 2015 г. (рис. 1в). Точность классификации оценивалась матрицей ошибок, включающей расчеты точности пользователя и производителя, общей точности и коэффициента Тау [45, 48].

В заключение мы оценили возможность анализа долговременных изменений распределения морских трав в районе исследований с использованием архива данных LANDSAT. Для сравнения отображены снимки 12 ноября 2001 г. и 05 ноября 2013 г., относящиеся к соответствующему сезону и максимально близкие по условиям съемки к данным 2014 г. Такой подход позволил обойтись без дополнительных процедур коррекции, приводящих архивные данные в сопоставимый вид и применяемых обычно при анализе их длинных временных рядов [32, 35, 42].

РЕЗУЛЬТАТЫ

На рис. 2 представлены результаты радиометрической коррекции дистанционных данных на основе расчетов глубинно-инвариантного и донного отражательного индексов. Соответственно, анализ индексированных изображений с использованием классификации с обучением позволил получить два варианта карты распределения морских трав в районе исследований (рис. 3). Сравнение их точности основано на соответствии результатов классификации (проверяемого растра) проверочным данным (точкам полевых наблюдений).

Отношение суммы правильно классифицированных точек проверочных данных для всех трех классов картографируемых объектов к общему числу точек данных полевой заправки определяет общую точность полученной карты. Этот показатель, при использовании глубинно-инвариантного индекса был равен 73%. Более высокая точность тематического картографирования (90%) обеспечивалась применением донного отражательного индекса.

Точность производителя определяется отношением количества правильно классифицированных точек к общему числу точек заправки, отнесенных

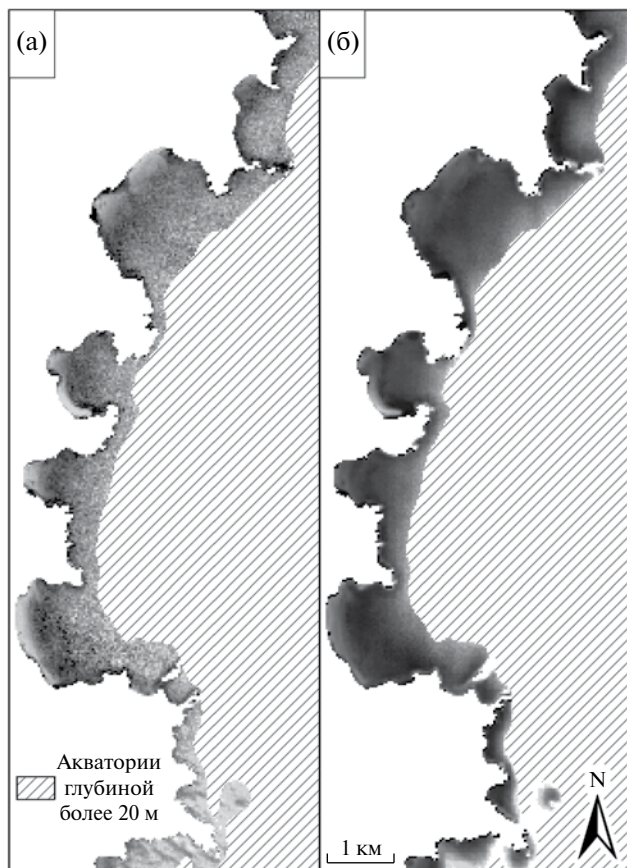


Рис. 2. Результаты радиометрической коррекции ДДЗ: (а) – коррекция с использованием глубинно-инвариантного; (б) – донного отражательного индексов.

алгоритмом к каждому из классов картографируемых объектов. Для песчано-гравийных поверхностей дна этот показатель составил 89 и 99%, плотных зарослей zostеры 58 и 93.5%, разреженных зарослей – 44 и 67%. Полученные оценки точности производителя означают, что при создании карты распределения морских трав с использованием глубинно-инвариантного индекса, вероятность безошибочной классификации во всех классах картографируемых объектов ниже, чем при коррекции с расчетом донного отражательного индекса.

Пользовательскую точность тематической карты определяет отношение числа верно классифицированных заверочных точек к общему количеству точек, используемых для проверки в этом классе. Этот показатель представляет оценку вероятности совпадения результатов классификации с полевыми данными. Сравнивая два рассмотренных способа коррекции следует отметить, что использование донного отражательного индекса, обеспечило более высокую точность пользователя во всех классах картографируемых объектов (песчано-гравийные поверхности дна 84 и 87%,

плотные заросли zostеры 38 и 100%, разреженные заросли 69 и 89%).

Смысл различий между точностью производителя и пользователя поясним на следующем примере. При оценке точности карты, построенной с применением донного отражательного индекса все точки полевой заверки, отнесенные алгоритмом классификации к плотным зарослям zostеры ($n = 29$), были классифицированы верно и, таким образом, точность производителя оказалась равна 100%. Всего проверочные данные в категории плотные заросли zostеры включали 32 точки, следовательно, точность пользователя составляет 93.5%.

Еще одной мерой точности классификации является коэффициент Тау, значения которого были рассчитаны при обработке матриц ошибок.

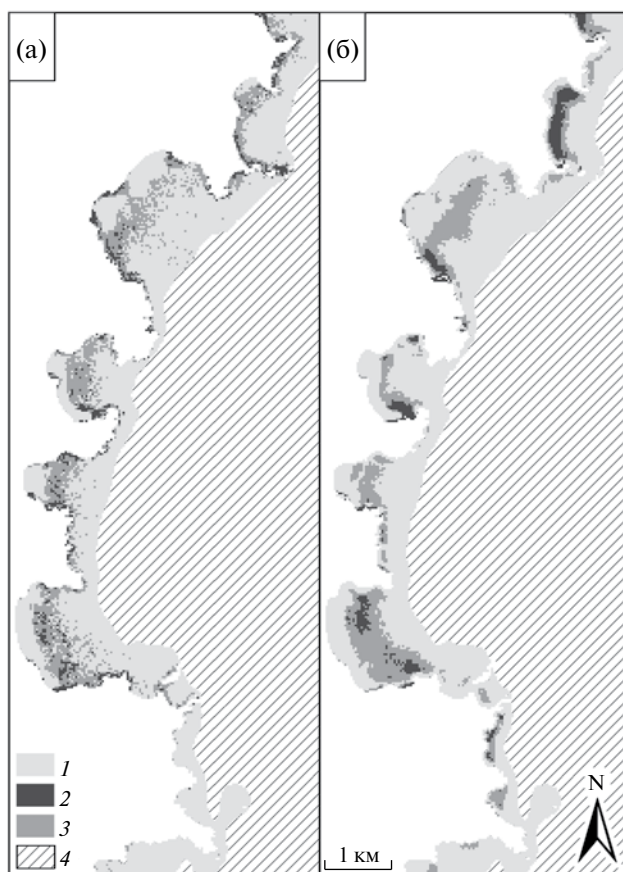


Рис. 3. Карты распределения высшей водной растительности, полученные в результате классификации индексированных изображений: (а) – коррекция с использованием глубинно-инвариантного; (б) – донного отражательного индексов. 1 – песчано-гравийные поверхности дна; 2 – плотные заросли; 3 – разреженные заросли; 4 – акватории с глубиной более 20 м.

(а и б) – Соответствующие карты распределения высшей водной растительности.

Таблица. Площади полей zostеры в районе исследований, определенные при коррекции ДДЗ с использованием донного отражательного индекса

Заросли zostеры	Площадь (га)		
	2001	2013	2014
Плотные	29.16 ± 1.89	82.35 ± 5.35	58.68 ± 3.77
Разреженные	108.81 ± 36.34	219.96 ± 73.45	230.85 ± 77.10
Всего	137.97 ± 29.52	302.31 ± 64.69	289.53 ± 61.95

В случае использования глубинно-инвариантного индекса значение коэффициента (0.57) позволяет оценить соответствие результатов классификации полевым данным как удовлетворительное, а для карты, полученной с применением донного отражательного индекса (0.83) как очень хорошее [45]. Интерпретация коэффициента проста: его величины, указывают, что количество правильно классифицированных пикселей было на 57 и 83% больше чем это можно было ожидать при случайном совпадении точек полевой заверки с результатами классификации обработанных изображений.

По результатам сравнения Тау коэффициентов с использованием Z-теста [48], различия между матрицами оказались статистически достоверны на избранном уровне значимости ($P = 0.05$).

Поскольку радиометрическая коррекция на основе донного отражательного индекса обеспечила более точную карту распределения zostеры на тестовом полигоне, именно этот способ обработки данных из архива LANDSAT был использован для определения площадей, занимаемых высшей водной растительностью в районе исследований 2001, 2013 и 2014 гг. Результаты этих расчетов с ошибками, обусловленными вероятностью правильной классификации картографируемых объектов (точностью производителя), представлены в таблице.

ОБСУЖДЕНИЕ

В ходе исследования удалось продемонстрировать, что применение избранных методов обработки космических изображений позволяет получить достоверные сведения о распределении морских трав и показать правомерность применения экстраполяции индексов радиометрической коррекции с хорошо изученного ключевого участка на весь тестовый полигон. Результаты выполненных работ полностью подтвердили эффективность способа коррекции спутниковых изображений на основе донного отражательного индекса [36, 50]. Достигнутая в этом случае, более высокая, чем при использовании глубинно-инвариантного, точность

картографирования определяет преимущества использования метода для районов с водными массами II и III типов.

Сопоставляя тематические карты, полученные двумя методами коррекции дистанционных данных (рис. 3), необходимо подчеркнуть, что они дают во многом сходную картину распределения морских трав, в целом, соответствующую представлениям об экологических закономерностях их распределения и различающуюся, главным образом на минимальных и максимальных глубинах распределения зарослей. На карте, построенной с использованием донного отражательного индекса (рис. 3б), области распространения высшей растительности более сомкнуты, компактны и отчетливее отделены от гравийно-песчаных поверхностей дна, чем разреженные, “диффузные” ареалы зарослей морских трав, полученные в результате классификации изображения, скорректированного глубинно-отражательным индексом (рис. 3а). Отметим, что компактное, без больших промежутков, распределение полей растительности не только в большей степени согласуется с полевыми данными, использованными для заверки результатов картографирования, но и в полной мере соответствует экспертным представлениям о структуре зарослей морских трав, полученным при подводных работах с применением легководолазного снаряжения и видеокамеры.

Напомним, что при обработке дистанционных данных способом, показавшим лучшую точность тематической карты, в расчетах, использовался растр подводного рельефа, соответствующего пространственного разрешения. Как правило, для его построения недостаточно информации батиметрических, топографических и навигационных карт, поскольку их масштаб обычно не обеспечивает необходимой детальности ЦМР. В тех случаях, когда нет ни фондовых материалов, ни возможности проведения полевых батиметрических работ для создания кондиционной модели рельефа, целесообразно картографирование с применением глубинно-инвариантного индекса. Удовлетворительная точность этого метода делает его использование в такой ситуации вполне обоснованным.

Отметим, что глубина, уклоны дна, гранулометрический состав отложений и режим осадконакопления, в значительной мере определяющие распределение морских трав, прямо и через гидродинамику зависят от геоморфологического строения подводных береговых склонов. Поэтому, модель рельефа дна, построенная нами для коррекции ДДЗ, может рассматриваться как самостоятельный результат проведенного исследования, полезный, например, при планировании дночерпательных съемок и анализе распределения бентосных сообществ [7, 8, 22]. Очевидно и то, что ЦМР дна как обязательный компонент, будет востребована при создании специализированной ГИС [17], направленной на мониторинг и сохранение биологического разнообразия Морского заповедника.

Сравнение площадей, занятых высшей водной растительностью в районе исследований, по данным 2001, 2013 и 2014 гг. (таблица), дает представление о перспективах анализа тенденций долговременной динамики изменений распределения морских трав с использованием архива данных LANDSAT. Разница между площадью, занимаемой сообществом zostеры в 2013 и 2014 гг. (таблица) находится в пределах ошибок, обусловленных точностью избранного метода картографирования. Экспертные оценки на основе сравнения полевых описаний профилей и точек, полученные в эти сезоны также не обнаруживают значительных изменений в распределении морских трав, что может расцениваться как подтверждение результатов картографирования с использованием ДДЗ.

Обработка и классификация снимка 2001 г. показала, что тогда в районе исследований морские травы занимали в два раза меньшую площадь, чем в 2013 и 2014 гг. Поскольку антропогенное воздействие в заповеднике сведено к минимуму, мы склонны предположить, что уменьшение площади зарослей имело естественные причины. В этот период от зарослей были свободны площади, расположенные на наиболее открытых участках подводных береговых склонов побережья заповедника, в максимальной степени подверженных штормовому воздействию. Вполне вероятно, что такое распределение морских трав связано с прохождением циклонов и штормов соответствующих направлений, уничтоживших значительную часть зарослей. Только в августе и сентябре 2000 г. через район исследований прошли четыре мощных тайфуна с ураганными ветрами южного и юго-западного направлений и осадками катастрофической интенсивности. В первой декаде августа 2001 г. на южное Приморье обрушился циклон, пришедший из Желтого моря, сопровождавшийся шквальным ураганом ветром и ливнями [3]. Именно эти экстремальные метеорологические явления могли

привести к резкому уменьшению площади, занятой высшей водной растительностью.

Отметим, что значительные колебания проективного покрытия дна морскими травами и ранее фиксировались на акватории заповедника. Так, уменьшение площадей *Z. marina* в Морском заповеднике, отмечено в начале 1990-х годов при проведении ихтиологических наблюдений на постоянных трансектах [15, 16].

Выше, мы уже упоминали о том, что предварительные сведения о распределении высшей водной растительности на ключевом участке получены визуальным дешифрированием RGB-изображения [6], синтезированного на основе снимка высокого разрешения (IKONOS-2). По этим данным в октябре 2013 г. площадь, занимаемая зарослями *Z. marina* в б. Средней, составила 15.5 га, что сопоставимо с результатами, полученными при картографировании растительности с использованием радиометрической коррекции спутниковых данных (19.4 га). Учитывая значительную разницу в пространственном разрешении использованных данных — 0.8 м/пиксель у IKONOS-2 и 30 м/пиксель у Landsat-8, различия в площадях зарослей нельзя признать существенными.

Кроме того, коррекция данных позволила уточнить глубины распространения морских трав в районе исследований. В то время как, при визуальной интерпретации данных заросли определялись на глубинах до 8 м, на карте, полученной классификацией индексированного изображения, высшая растительность обнаруживалась на глубине до 12 м. Следует отметить, что для корректного сравнения площадных характеристик, полученных по результатам визуального дешифрирования и с использованием методов радиометрической коррекции, последние были “обрезаны” по изобате с отметкой 8 м. В диапазоне глубин от 0 до 12 м общая площадь зарослей zostеры в б. Средней по скорректированным данным Landsat составила 25.7 га.

Использование методов обработки ДДЗ для изучения важнейшего компонента прибрежных экосистем, открывает совершенно новые перспективы исследований пространственной динамики и возможности мониторинга структурного состояния сообществ высшей водной растительности. Если два десятилетия назад в обзоре публикаций, посвященных картографированию прибрежных морских районов с использованием ДДЗ [47], отмечалось, что только в 4% исследований применяли алгоритмы анализа, связанные с радиометрической коррекцией, то к настоящему времени такие работы составляют уже более 30% и их доля продолжает увеличиваться [36].

Методы компьютерного анализа и обработки дистанционных данных, активно разрабатываемые сейчас во всем мире, апробированные в этой работе, могут быть использованы в научных исследованиях, ведущихся на особо охраняемых территориях и акваториях с целью изучения природных процессов в экосистемах, где антропогенное воздействие исключено или минимально. В России морские акватории или охранные зоны есть в 16 заповедниках и одном национальном парке, в большинстве из них крайне существенную роль в функционировании прибрежных экосистем играют сообщества морских трав [14]. Наша работа в Дальневосточном морском заповеднике является одной из первых попыток использования ДДЗ в качестве основы картографического мониторинга этих сообществ. Кроме того, технологии дистанционного зондирования обеспечивают мониторинг природных систем в береговых зонах, где реализуются крупные проекты развития прибрежных территорий. Сопряженный анализ тенденций и трендов изменений природных и природно-антропогенных систем предоставляет новые возможности для понимания роли естественных и обусловленных хозяйственной деятельностью факторов динамики морских экосистем береговой зоны.

В подобных работах важнейшую роль играет наличие корректных данных, имеющих пространственную привязку и традиционно получаемых методами полевых исследований. Очевидно, что создать общую картину распределения морской растительности на протяженных участках береговой зоны только проведением водолазных маршрутных профилей, довольно проблематично из-за трудоемкости и дороговизны подводных исследований. В перспективе, сбор полевых данных может осуществляться с помощью беспилотных летательных аппаратов (БЛА), способных получать “привязанные” фотоснимки, что значительно сократит трудозатраты и приведет к удешевлению работ [1].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Пространственное и спектральное разрешение данных LANDSAT-8 оказалось достаточным для выделения массивов подводной растительности и создания картосхем соответствующего масштаба (1:10 000). Комплекс полевых работ обеспечил проведение радиометрической коррекции снимков и заверку результатов классификации необходимыми данными.

С использованием двух методов радиометрической коррекции получены соответствующие варианты карты распределения зарослей морских трав на Восточном участке Морского заповедника в октябре 2014 г. Точность каждого из методов

определена матрицами ошибок картографирования, составленными на основе заверки результатов полевыми данными.

Доказано, что применение донного отражательного индекса обеспечивает более высокую общую точность тематической карты (90%) по сравнению с глубинно-инвариантным (73%). Различие в точности методов, по результатам сравнения Тау коэффициентов, оказались статистически достоверны на избранном уровне значимости.

В то же время удовлетворительная точность результатов классификации подтверждает возможность использования глубинно-инвариантного индекса для получения вполне корректных карт распределения высшей водной растительности, в тех ситуациях, когда отсутствие подробных данных о рельефе дна (ЦМР) делает невозможной коррекцию данных более точным методом.

Использование ДДЗ позволяет, во-первых, значительно сократить объемы полевых работ по сравнению с традиционными методами геоботанического и гидробиологического картографирования и, во-вторых, при наличии значительного архива космических изображений, проводить мониторинг и осуществлять ретроспективный анализ на основе временного ряда дистанционных данных.

Апробированные методы обработки ДДЗ показали пригодность для организации на их основе непрерывного мониторинга состояния прибрежных акваторий не только в пределах Морского заповедника, но и на всей мелководной части залива Петра Великого. Для этого необходимо отработать процедуры, приводящие архивные данные в сопоставимый вид и применяемые при анализе длинных временных рядов с использованием радиометрической коррекции. Процесс картографирования подводной растительности, обеспеченный автоматизированными операциями, позволяет избежать ошибок пользователя при сопоставлении периодических данных и отследить динамику распределения растительности под водой.

Использование открытых данных космического аппарата LANDSAT-8, делает возможным сезонный и многолетний мониторинг, что в свою очередь может вывести на прогнозы развития сообществ и экосистем в прибрежной зоне Японского моря, в том числе и в районах, подверженных хозяйственному воздействию. Организация мониторинга на основе спутниковых данных будет способствовать выявлению закономерностей естественной и антропогенной динамики подводных ландшафтов, предоставляя ценную информацию для планирования морского природопользования и управления хозяйственной деятельностью в береговой зоне.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки России (уникальный идентификатор проекта – RFMEFI61316X0060).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алешин Б.С., Суханов В.Л., Шибяев В.М., Шнырёв А.Г.* Состояние дел и перспективы развития комплексов с беспилотными летательными аппаратами в России // Деловая слава России. 2014. № 3 (46). С. 32–37.
2. *Баланов А.А., Епур И.В., Земнухов В.В., Маркевич А.И.* Состав и сезонная динамика видовой обилия ихтиоцено бухты Средняя (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. 2010. Т. 163. С. 158–171.
3. *Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И.* Катастрофические наводнения XXI века: уроки и выводы. М.: ООО “ДЭКС-ПРЕСС”, 2003. 352 с.
4. *Вышкварцев Д.И., Пешеходько В.М.* Картирование доминирующих видов водной растительности и анализ их роли в экосистеме мелководных бухт залива Посыета Японского моря // Подводные гидробиологические исследования. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1982. С. 120–130.
5. *Ерлов Н.Г., Нильс Г.* Оптика моря: Пер. с англ. М.: Гидрометеоздат, 1980. 246 с.
6. *Жариков В.В., Базаров К.Ю., Егидарев Е.Г., и др.* Картографирование подводных ландшафтов дальневосточного морского заповедника (Залив Петра Великого, Японское море) с использованием данных дистанционного зондирования // Материалы XV совещания географов Сибири и Дальнего Востока. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2015. С. 500–503.
7. *Жирков И.А.* Жизнь на дне. Био-география и био-экология бентоса. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2010. 453 с.
8. *Зинченко А.Г.* Экологическая геоморфология Арктического шельфа Евразии // Записки Горного института. 2008. Т. 176. С. 41–45.
9. *Кафанов А.И., Лысенко В.Н.* Биология морской травы *Zostera marina* // Биота и сообщества дальневосточных морей. Лагуны и заливы Камчатки и Сахалина. Владивосток: ДВО АН СССР, 1988. С. 93–113.
10. *Кашенко Н.В.* Распределение водорослей макрофитов: 117 разрезов // Дальневосточный морской биосферный заповедник. Владивосток: Дальнаука, 2004. Т. 2. С. 525–556.
11. *Короткий А.М., Худяков Г.И.* Экзогенные геоморфологические системы морских побережий. М.: Наука, 1990. 216 с.
12. *Короткий А.М., Коробов В.В.* Районирование прибрежной зоны залива Петра Великого // Исследование и конструирование ландшафтов Дальнего Востока и Сибири. Сборник научных работ. Владивосток: Дальнаука, 2005. Вып. 6. С. 128–158.
13. *Кулепанов В.Н., Соколенко Д.А., Седова Л.Г.* Современное состояние зарослей зостеры в прибрежье Приморья // Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промышленное и техническое использование: материалы VI Всероссийской научно-практической конференции (24–26 марта 2015 г.). Петропавловск-Камчатский: КамчатГТУ, 2015. С. 98–100.
14. *Макаров А.В., Спиридонов В.А.* Морские травы: взгляд из космоса // Природа. 2013. № 2. С. 91–94.
15. *Маркевич А.И.* Размножение костистой рыбы *Nemipterus villosus* в заливе Петра Великого Японского моря // Биология моря. 2000. Т. 26. № 4. С. 272–274.
16. *Маркевич А.И.* Распределение рыб в прибрежных биотопах бухты Западной острова Фуругельма: изменения с 1991 по 1996 гг. // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. Владивосток: Дальнаука, 2002. Т. 3. С. 137–148.
17. *Никифоров С.Л., Кошель С.М., Фроль В.В. и др.* О методах построения цифровых моделей рельефа дна (на примере Белого моря) // Океанология. 2015. Т. 55. № 2. С. 1–11.
18. *Паймеева Л.Г.* Биология *Zostera marina* L. и *Zostera asiatica* Miki Приморья: Дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05. Владивосток, 1984. 185 с.
19. *Паймеева Л.Г.* Динамика запасов зостеры в заливе Петра Великого // Рыбохозяйственные исследования умеренных вод Тихого океана. Владивосток: ТИНРО, 1980. С. 127–130.
20. *Паймеева Л.Г.* Продукция зостеры (*Zostera marina* L. и *Zostera asiatica* Miki) залива Петра Великого // Промысловые водоросли и их использование. М.: ВНИРО, 1981. С. 68–73.
21. *Паймеева Л.Г.* Распространение и запасы зостеры в Приморье от м. Поворотного до м. Белкина // Исслед. по биологии рыб и пром. океанографии. Владивосток: ТИНРО, 1979. Вып. 10. С. 149–154.
22. *Петров К.М.* Биономия океана. СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2004. 242 с.
23. *Подорванова Н.Ф., Ивашинникова Т.С., Петренко В.С., Хомичук Л.С.* Основные черты гидрохимии залива Петра Великого (Японское море). Владивосток: ДВО АН СССР, 1989. 201 с.
24. *Преображенский Б.В., Жариков В.В., Дубейковский Л.В.* Основы подводного ландшафтоведения Владивосток: Дальнаука, 2000. 360 с.
25. *Тюрин А.Н.* Дальневосточный государственный морской заповедник – эталон природы залива

- Петра Великого. Исследования // Дальневосточный морской биосферный заповедник. Владивосток: Дальнаука, 2004. Т. 1. С. 23–28.
26. Björk M., Short F.T., McLeod E., Beer S. Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change. Gland: IUCN Resilience Science Group Working Paper. 2008. № 3. 56 p. http://www.rareplanet.org/sites/rareplanet.org/files/Managing_Seagrasses_for_Resilience_to_Climate_Change.pdf.
 27. Blandon A., Philine S.E. zu Ermgassen. Quantitative Estimate of Commercial Fish Enhancement by Seagrass Habitat in Southern Australia // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2014. V. 141: P. 1–8. doi:10.1016/j.ecss.2014.01.009.
 28. Bujang J.S., Zakaria M.H., Arshad A. Distribution and Significance of Seagrass Ecosystems in Malaysia. // Aquatic Ecosystem Health & Management. 2006. V. 9. № 2. P. 203–214. doi:10.1080/14634980600705576.
 29. Chavez P.S., Berlin G.L., Mitchell W.B. Computer enhancement techniques of Landsat MSS digital images for land use/land cover assessment // Remote Sensing of Earth Resources, 6th Annual Conference, proceedings of Technical Papers. 1977. V. 6. P. 259–275.
 30. Collado-Vides L., Caccia V.G., Boyer J.N., Fourqurean J.W. Tropical Seagrass-Associated Macroalgae Distributions and Trends Relative to Water Quality // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2007. V. 73. № 3–4. P. 680–694. doi:10.1016/j.ecss.2007.03.009.
 31. Costanza R., d'Arge R., Groot R., et al. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital // Nature. 1997. V. 387. P. 253–260. doi:10.1038/387253a0.
 32. De Vries C., Danaher T., Denham R., et al. An operational radiometric calibration procedure for the Landsat sensors based on pseudoinvariant target sites // Remote Sensing of Environment. 2007. V. 107. № 3. P. 414–429.
 33. Duarte C.M., Dennison W.C., Orth R.J., Carruthers T.J.B. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance // Estuaries Coasts. 2008. V. 31. № 2. P. 233–238. doi:10.1007/s12237-008-9038-7.
 34. Edwards A.J., Green E.P., Mumby P.J., Clark C.D. Remote sensing handbook for tropical coastal management. In Coastal Management Sourcebooks 3. 2000. Paris: UNESCO. 316 pp.
 35. Hedley J.D. Harborne A.R., Mumby P.J. Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos // International Journal of Remote Sensing. 2005. V. 26. P. 2107–2112.
 36. Hossain M.S., Bujang J.S., Zakaria M.H., Hashim M. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects // International Journal of Remote Sensing. 2015. V. 36. № 1. P. 61–113. doi: 10.1080/01431161.2014.990649.
 37. Kenworthy W.J., Wyllie-Echeverria S., Coles R.G. et al. Seagrass Conservation Biology: An Interdisciplinary Science for Protection of the Seagrass Biome // In Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation / Eds. Larkum A.W.D. et al. The Netherlands: Springer. 2006. P. 595–623.
 38. Klemas V. Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: an overview // J. of Coastal Res. 2011. V. 27. № 1. P. 2–17.
 39. Knudby A., Newman C., Shaghude Y., Muhando C. Simple and effective monitoring of historic changes in nearshore environments using the free archive of Landsat imagery // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 2010. V. 12. P. 116–122.
 40. Lee K., Park S.R., Kim Y.K. Effects of Irradiance, Temperature, and Nutrients on Growth Dynamics of Seagrasses: A Review // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2007. V. 350. № 1–2. P. 144–175. doi:10.1016/j.jembe.2007.06.016.
 41. Lyons M.B., Phinn S.R., Roelfsema C.M. Long term land cover and seagrass mapping using Landsat and object-based image analysis from 1972 to 2010 in the coastal environment of South East Queensland, Australia // ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 2012. V. 71. P. 34–46. doi:10.1016/j.isprsjprs.2012.05.002
 42. Lyons M.B., Roelfsem C.M., Phinn S.R. Towards understanding temporal and spatial dynamics of seagrass landscapes using time-series remote sensing // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2013. V. 120. P. 42–53. doi:10.1016/j.ecss.2013.01.015.
 43. Lyzenga D.R. Passive remote-sensing techniques for mapping water depth and bottom features // Applied Optics. 1978. V. 17. P. 379–383.
 44. Lyzenga D.R. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data // International Journal of Remote Sensing. 1981: V. 10. P. 53–69.
 45. Ma Z.K., Redmond R.L. Tau-Coefficients for Accuracy Assessment of Classification of Remote-Sensing Data // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 1995. V. 61. P. 435–439.
 46. Macreadie P.I., Baird M.E., Trevathan-Tackett S.M. et al. Quantifying and Modelling the Carbon Sequestration Capacity of Seagrass Meadows – A Critical Assessment // Marine Pollution Bulletin. 2014. V. 83. № 2. P. 430–439. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.07.038.
 47. Mumby P.J., Clark C.D., Green E.P., Edwards A.J. Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs // International Journal of Remote Sensing. 1998. V. 19. P. 203–210.
 48. Mumby P.J. Green E. Field survey: Building the link between image and reality // Remote sensing handbook for tropical coastal management / Ed. Edwards A.J. Sourcebooks 3., 2000. Paris: UNESCO. P. 57–66.

49. Ondiviela B., Losada I.J., Lara J.L. et al. The Role of Seagrasses in Coastal Protection in a Changing Climate // *Coastal Engineering*. 2014. V. 87. P. 158–168. doi:10.1016/j.coastaleng.2013.11.005.
50. Sagawa T., Boissier E., Komatsu T. et al. Using Bottom Surface Reflectance to Map Coastal Marine Areas: A New Application Method for Lyzenga's Model // *International Journal of Remote Sensing*. 2010. V. 31. № 12. P. 3051–3064. doi:10.1080/01431160903154341.
51. Short F.T., Polidoro B., Livingstone S.R. et al. Extinction Risk Assessment of the World's Seagrass Species // *Biological Conservation*. 2011. V. 144. № 7. P. 1961–1971. doi:10.1016/j.biocon.2011.04.010.
52. Short F., Carruthers T., Dennison W., Waycott M. Global Seagrass Distribution and Diversity: A Bio-regional Model // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2007. V. 350. № 1–2. P. 3–20. doi:10.1016/j.jembe.2007.06.012.
53. USGS (The United States Geological Survey). Landsat 8 (L8) Data users handbook (LSDS-1574, Version 2.0). 2016. Product. Available online at: http://landsat.usgs.gov/Landsat8_Using_Product.php (accessed 29.03.2016).
54. Van der Heide T., Van Nes E.H., Van Katwijk M.M. et al. Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems – Evidence from Large-Scale Empirical Data // *PLoS ONE*. 2011. 6(1): e16504. doi:10.1371/journal.pone.0016504
55. Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J. B. et al. Accelerating Loss of Seagrasses across the Globe Threatens Coastal Ecosystems // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009. V. 106. № 30. P. 12377–12381. doi:10.1073/pnas.0905620106.

Using Landsat Imagery for the Mapping of Higher Aquatic Vegetation of the Far Eastern Marine Reserve

V. V. Zharikov, K. Yu. Bazarov, E. G. Egidarev, A. M. Lebedev

As a result, the use of two methods of radiometric correction obtained maps of sea grasses in the Eastern part of the Marine Reserve. Estimation of accuracy of mapping has shown that the use of bottom reflective index provides a more accurate map in comparison with the depth-invariant index. Calculate the area of overgrowth on data from 2001, 2013 and 2014. Demonstrated the availability processing methods of remote sensing data for the monitoring of coastal waters vegetation.