

РАЦИОНАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ И ВОСПРОИЗВОДСТВО ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ

УДК 502:171

ОПТИЧЕСКИЕ СИСТЕМЫ ПРИНЯТИЯ РЕШЕНИЙ О КАЧЕСТВЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

Д-р физ.-мат. наук, проф. **В.Ф. Крапивин**,
д-р физ.-мат. наук, проф. **Ф.А. Мкртчян**
(Фрязинский филиал Института радиотехники и электроники
им. В.А. Котельникова РАН, г. Фрязино, Российская Федерация)

OPTICAL SYSTEMS FOR DECISION MAKING ABOUT QUALITY OF THE WATER RESOURCES

V.F. Krapivin, F.A. Mkrтчyan

Спектральное изображение, водоем, алгоритм, диагностика, качество воды.

Spectral image, water body, algorithm, diagnosis, water quality.

В данной статье предлагаются новые оптические инструменты для диагностики качества воды в режиме реального времени, в отличие традиционных физико-химических анализов проб воды. Оптическая система принятия решений разработана в качестве оперативного инструмента для оценки качества воды естественных водных объектов непосредственно на месте в реальном масштабе времени. Представлены три варианта этой системы с использованием 8- и 35-канальных фотометрических устройств и 128-канального спектроэллипсометрического устройства. Спектральные изображения, полученные этими устройствами, являются основой для диагностики качества воды с использованием алгоритмов распознавания спектральных изображений. Разработаны четыре алгоритма для распознавания оптических спектральных изображений водных объектов. Эффективность оптических инструментов контроля качества воды показана на участках для серии водоемов, функционирующих в разных климатических условиях. Представлены результаты определения различных загрязнителей в поверхностных водах этих водоемов. Данная работа в теоретической части выполнена по программе госзадания № 0030-2019-0008, а в прикладной части по гранту РФФИ №19-07-00443.

This article proposes new optical tools for the water quality diagnosis in the regime of real time what except traditional physics-chemical analyses of water samplings. Optical decision making system is developed to be as an operative tool for the water quality assessment for natural water objects directly in-situ. Three versions of this system are represented using 8- and 35- channels of photometrical devices and 128- channel spectroelipsometric device. Spectral images delivered by these devices are base for the water quality diagnosis using algorithms for the spectral images recognition. Four algorithms are developed to recognize optical spectral images of the water objects. Efficiency of optical tools is shown on the sites of the water quality control for series of the water bodies functioning in different climatic conditions. Results on the determination of different contaminants in surface water of these water bodies are presented.

Введение

Существующие инструменты диагностики качества воды направлены на определение химического статуса водоема на основе имеющихся стандартов качества воды. Пробы воды обычно собираются для использования для анализа в химической лаборатории. Присутствие загрязняющих веществ в водной среде можно обнаружить различными способами, включая анализ отложений и биоты [1,2,13]. Разумеется, знание характеристик функционирования экосистем помогает понять и оценить тенденции в области биоразнообразия, выживаемости и чувствительности к изменениям окружающей среды [5, 20]. Однако знание концентрации загрязняющих веществ в водной среде изначально открывает возможности для использования различных моделей параметризации текущих экологических процессов, оценивающих воздействие антропогенных стрессоров на конкретную водную экосистему.

Процедура тестирования качества воды обычно направлена на поддержание и защиту водных ресурсов окружающей среды, что важно для безопасности человека. Для реализации этой процедуры используется различное оборудование. Существующее оборудование для тестирования качества воды ориентировано на измерение ограниченного набора характеристик воды, таких как мутность, растворенный кислород, проводимость, рН и другие параметры. Концентрация загрязняющих веществ в водной среде оценивается с использованием различных химических веществ, для которых нужны расходные материалы. Несмотря на многочисленное наличие приборов для проверки качества воды, создание новых технологий и подходов к решению возникающих здесь задач является актуальным [16, 6, 15; 9].

В данной статье предлагаются три версии оптической системы принятия решений (ОСПР), основанные на оптических устройствах различного диапазона волн. Эти версии ОСПР являются новыми инструментами для проверки качества воды с использованием оптических эффектов, обеспечивающих возможность контролировать качество воды практически в режиме реального времени и без отбора проб и лабораторного анализа.

Оптические инструменты

Использование оптических приборов для диагностики водных объектов основано на анализе отраженных от поверхности воды или рассеянных и переломленных в водной среде поляризационных свойствах света, как в фотометрии, так и в эллипсометрии. Эллипсометрия обеспечивает относительные изменения амплитуд и фаз компонент вектора электромагнитной волны, расположенных в плоскости его падения и поперек к нему. Параметры распространения света через слой воды, регистрируемые соответствующим фотоприемником, обеспечивают спектр поглощения водоема, что позволяет обнаруживать наличие конкретного загрязнителя и измерять его концентрацию. Принципиальная схема спектрофотометра для регистрации спектра поглощения в диапазоне 380-700 нм представлена на рис. 1. Инструментальная реализация этой схемы показана на рис.2. Система спектрофотометра и средств информационного моделирования, направленных на обработку спектров и больших данных, обеспечивает диагностику пространственно распределенных водоемов. Технология комбинированного использования спектрофотометра и комплекса алгоритмов спектральной идентификации и распознавания позволяет синтезировать эффективную систему мониторинга с функциями принятия решений и прогнозирования при диагностике качества воды практически в реальном масштабе времени.

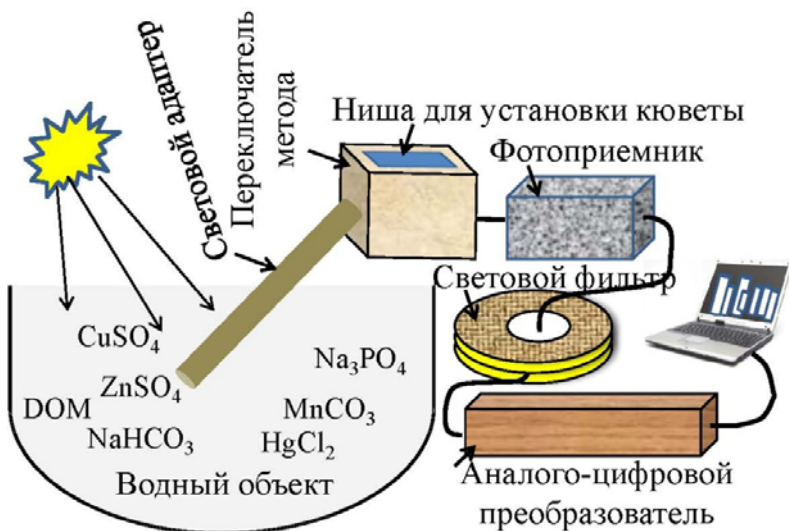


Рис. 1. Принципиальная блок-схема 8-канального спектрофотометра ОСПР -8.

Оптическая система принятия решений (ОСПР) была синтезирована в двух версиях: ОСПР-8 и ОСПР-35, представленных на рисунках 2 и 3. В ОСПР-8 могут использоваться два источника света: солнце или галогенная лампа. При использовании солнечного света регистрация спектра осуществляется после калибровки ОСПР в течение 1-2 секунд. Использование искусственного освещения позволяет регистрировать спектры в режиме реального времени. Световой сигнал преобразуется в аналого-цифровой код, после чего спектральное изображение исследуемого водного объекта формируется в соответствии с делением спектрального диапазона ОСПР. Табл. 1 показывает типичную корреляционную матрицу ОСПР -8.

Длина переходника составляет 1 м. Практически 50% его объема заполнено водой. Входящий свет $E_0(\lambda, t)$ ослабляется в адаптере, а аналого-цифровой преобразователь выдает коэффициент релаксации β , который является показателем качества воды.

Таблица 1

Типичная корреляционная матрица ОСПР-8. Обозначение каналов:
0 - нейтральный канал; 1 - 380-420 нм, 2 - 420-440 нм, 3 - 440-500 нм,
4 - 500-540 нм, 5 - 540-600 нм, 6 - 600-660 нм и 7 - 660-700 нм.

Канал	0	1	2	3	4	5	6	7
0	1.000	0.003	-0.136	-0.122	-0.058	0.157	0.103	0.009
1	0.003	1.000	-0.110	-0.237	0.033	0.289	-0.056	0.016
2	-0.136	-0.110	1.000	-0.006	0.127	0.089	0.101	0.059
3	-0.122	-0.237	-0.006	1.000	0.236	-0.263	-0.029	0.060
4	-0.058	0.033	0.127	0.236	1.000	-0.049	0.086	-0.001
5	0.157	0.289	0.089	-0.263	-0.049	1.000	-0.065	0.040
6	0.103	-0.056	0.101	-0.029	0.086	-0.065	1.000	0.010
7	0.009	0.016	0.059	0.060	-0.001	0.040	0.010	1.000

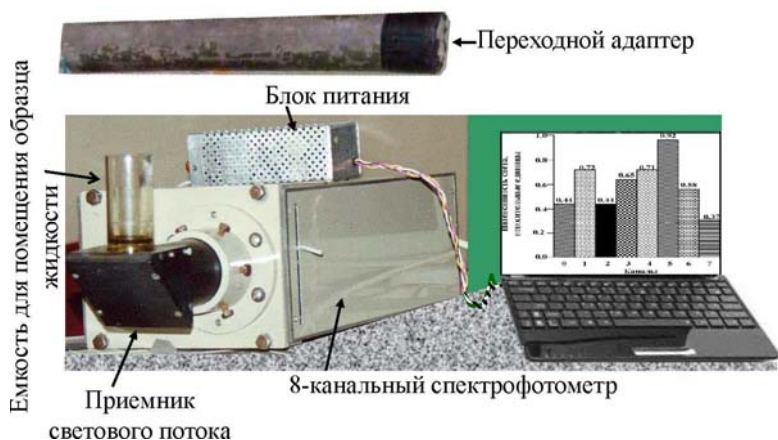


Рис. 2. Общий вид ОСПР-8, предназначенный для оперативных измерений оптических спектров в режиме реального времени с использованием двух режимов использования освещенности.



Рис. 3. Общий вид ОСПР -35.

Версии ОСПР являются автоматизированными системами, имеющими функции оперативного диагноза качества жидких растворов, включая природные водные объекты. Понятно, что версии ОСПР-8 и ОСПР-35 могут предоставлять только один спектр, отражающий ослабление светового потока в слое воды с различными концентрациями загрязняющих веществ. Практическая точность ОСПР, как было показано во многих экспериментах, является удовлетворительной для многих гидрохимических применений [2,14,12,4]. Веские аргументы в пользу повышения точности ОСПР возникают при диагностике сильно загрязненного водоема. В этом случае большая точность обеспечивается с помощью ОСПР-128, использующего спектрополляриметр, который выдает два спектра одновременно.

Спектроэллисометрия как очень чувствительный оптический метод обеспечивает самый широкий спектральный диапазон и самое высокое спектральное разрешение, что позволяет исследовать диэлектрические свойства загрязненных жидких растворов. Спектроэллисометр измеряет эллисометрические углы Δ и Ψ , где Δ - разность фаз до и после отражения (сдвиг фазы); $\tan\Psi$ соответствует соотношению амплитуд при отражении. Функциональное представление $\cos\Delta$ и $\tan\Psi$ определяются из соотношения комплексных коэффициентов Френеля [18]. Общая принципиальная схема спектроэллисометрической системы приведена на рис. 4, а ее техническая реализация ОСПР-128 показана на рис.5. В табл. 2 приведены параметры всех версий ОСПР. Рис. 6 визуализирует диалог с пользователями ОСПР.

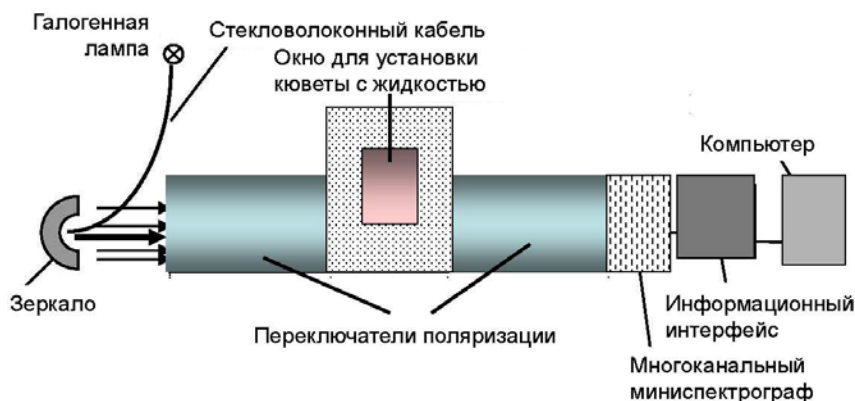


Рис.4. Типичная структура многоканального спектроэллисометра.

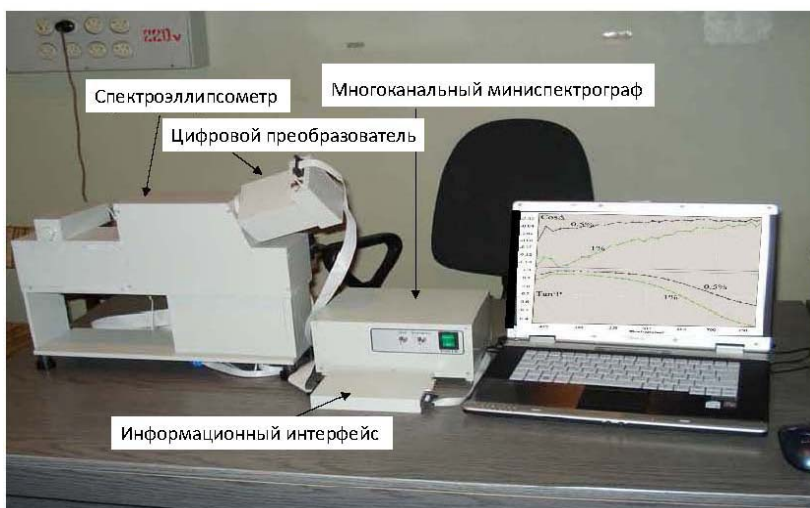


Рис.5. Вид 128-канальной спектроэллисометрической системы ОСПР.

Применение ОСПР в его версиях позволяет оптимизировать мониторинг качества воды с учетом масштабов водоема и его экономической и культурной значимости. Смит и др.[17] оценили особенности различных водных сред обитания, когда распределенные воздействия человека затрудняют оценку качества воды. Ключевой вопрос возникает в отношении реконструкции пространственного изображения водоема на основе информации, получаемой системой мониторинга эпизодически во времени и фрагментарной в пространстве. Крапивин и др.[7, 8] предложили ответ на этот вопрос в форме технологии информационного моделирования, когда модель локального водного баланса синтезируется и используется для реконструкции изображения водоема. Эта технология регулирует пространственное распределение местоположения измерений качества воды, используя одну из версий ОСПР.

Таблица 2

Технические параметры ОСПР-128.

Параметр	Значение			
	ОСПР -8	ОСПР -35	ОСПР -128	
Спектральный диапазон, нм	380-700	300-800	450-800	
Количество спектральных каналов	8	35	128	
Время регистрации светового потока, сек	0.15	0.12	0.12	
Точность регистрации светового потока,%	99.75	99.87	99.97	
Размеры измерительного прибора, мм				
	высота	120	80	110
длина	350	500	250	
Долгосрочная стабильность, степень	0.05	0.01	0.01	
Точность измерения, градус				
	Δ	-	-	0.01
	Ψ	-	-	0.003
Вес измерительного прибора, кг	4	3	4	
Напряжение системы питания, Вольт				
	Автономное	24	220	220
Сетевое	220			
Температура на рабочем месте, °С	10-45	10-45	10-45	
Галогеновая лампа	KGM-9-70	KGM-9-70	KGM-9-70	

Алгоритмы решения обратных задач спектрофотометрии и спектроэллипсометрии

ОСПР – 8 и ОСПР -35 обеспечивают спектр $S(\lambda, \eta)$, а ОСПР -128 - два спектра:

- 1) $S_{\Psi}(\lambda, \eta)$ - спектральное распределение тангенса эллипсометрического угла Ψ ;
 - 2) $S_{\Delta}(\lambda, \eta)$ - спектральное распределение косинусов эллипсометрического угла Δ ;
- где λ - длина волны (нм), а η - идентификатор водного объекта.

Спектральные кривые отражают оптические характеристики диагностируемого водного объекта η . Знание его физико-химических параметров на основе этих спектральных изображений возможно путем решения обратных задач спектрофотометрии и спектроэллипсометрии. Алгоритмические и функциональные возможности ОСПР позволяют обучать распознаванию спектральных изображений.

В этом случае ОСПР формирует базу данных спектральных эталонов, которая будет использоваться для решения обратной задачи. Существуют две ситуации:

I. *Однокомпонентный раствор*: в этом случае концентрация химического элемента рассчитывается с помощью поиска ближайшего спектра в базе данных с помощью алгоритма оценки расстояний между спектрами или с помощью кластерного анализа.

II. *Многокомпонентный раствор*: в этом случае для его диагностики требуется использования более сложных алгоритмов.

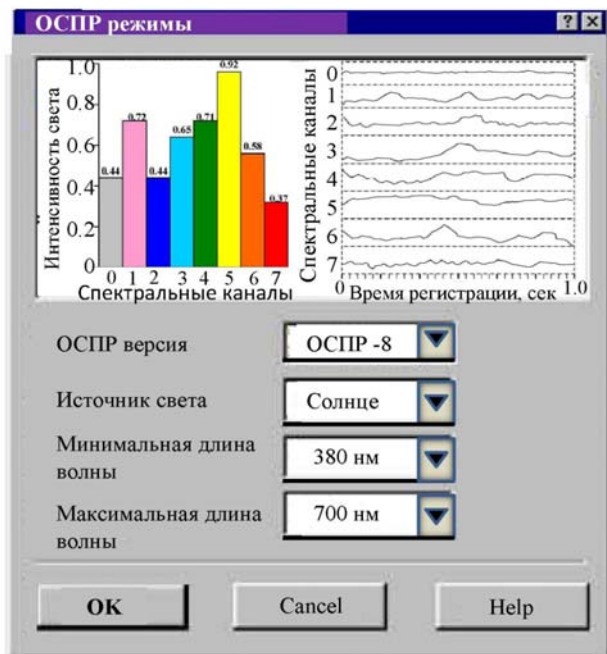


Рис. 6. Пример диалогового окна дисплея во время измерений.

Рассмотрим четыре алгоритма, применимых для этих ситуаций.

1) Кластерный анализ (КА). Набор водных объектов группируется с более похожими спектральными изображениями. Полученные кластеры используются для распознавания спектральных изображений водоемов с неизвестными характеристиками.

2) Линейная интерполяция (ЛИ). Процедура распознавания спектральных изображений при неизвестном качестве воды реализуется путем поиска в базе данных двух похожих спектральных изображений и линейной интерполяции между ними.

3) Формирование векторного пространства (ФВП). Спектры $S(\lambda, \eta)$, $S_{\psi}(\lambda, \eta)$ и $S_{\Delta}(\lambda, \eta)$ преобразуются в векторы, отражающие геометрические и структурные параметры спектров в соответствии с правилом табл. 3. В принципе, это правило может быть расширено с помощью дополнительных параметров спектра, что может улучшить аппроксимацию спектра в векторном пространстве.

4) Сигма-решение (СР). Этот алгоритм решает задачу диагностики для многокомпонентных водных растворов, когда их оптические характеристики функционально описаны для дискретных значений длин волн.

Кластерный анализ и алгоритм линейной интерполяции нуждаются в синтезе баз данных спектральных изображений для оценки качества воды. Алгоритм ФВП, когда используются ОСПР-8 и ОСПР-35, формирует один вектор $\Xi(\eta) = \{A_{1\eta}, \dots, A_{10\eta}\}$. ОСПР-128 сформирует два вектора $\Xi_{\Delta}(\eta) = \{A_{1\eta}^{\Delta}, \dots, A_{12\mu}^{\Delta}\}$ и $\Xi_{\Psi}(\eta) = \{A_{1\eta}^{\Psi}, \dots, A_{12\mu}^{\Psi}\}$. В этом случае процедура идентификации качества воды объекта x реализуется как поиск в векторной базе вектора, имеющего минимальное расстояние до векторного образа контролируемого водного объекта:

Таблица 3

Правило линейного преобразования спектрального пространства в векторное пространство.

Параметр спектральной аппроксимации	Идентификатор
Площадь под спектральной кривой на всей длине волны	$A_{1\eta}$
Минимальная ордината спектральной кривой	$A_{2\eta}$
Максимальная ордината спектральной кривой	$A_{3\eta}$
Максимальное расстояние между минимальной и максимальной ординатами	$A_{4\eta}$
Максимальная первая производная спектральной кривой	$A_{5\eta}$
Максимальная вторая производная спектральной кривой	$A_{6\eta}$
Количество максимумов спектральной кривой	A_{17}
Значение ординаты спектральной кривой на длине волны λ^*	$A_{8\eta}$
Значение ординаты спектральной кривой на длине волны $\lambda^{**} > \lambda^*$	$A_{9\eta}$
Площадь под спектральной кривой между ординатами λ^* и λ^{**}	$A_{10\eta}$
Нижняя граница диапазона длин волн	$A_{11\eta}$
Верхняя граница диапазона длин волн	$A_{12\eta}$

$$\delta = \min_s \left\{ \left| \Xi_{\Delta}(\eta_s) - \Xi_{\Delta}(x) \right| + \left| \Xi_{\Psi}(\eta_s) - \Xi_{\Psi}(x) \right| \right\} =$$

$$= \frac{1}{40} \min_{\eta} \left[\sum_{j=1}^{12} \left| X_{jx}^{\Delta} - A_{j\eta}^{\Delta} \right| + \sqrt{\sum_{j=1}^{12} \left(X_{jx}^{\Delta} - A_{j\eta}^{\Delta} \right)^2} + \sum_{j=1}^{12} \left| X_{jx}^{\Psi} - A_{j\eta}^{\Psi} \right| + \sqrt{\sum_{j=1}^{12} \left(X_{jx}^{\Psi} - A_{j\eta}^{\Psi} \right)^2} \right] \quad (1)$$

где $\Xi_{\Delta}(x) = \{X_{1x}^{\Delta}, \dots, X_{12x}^{\Delta}\}$ и $\Xi_{\Psi}(x) = \{X_{1x}^{\Psi}, \dots, X_{12x}^{\Psi}\}$.

Алгоритм СР основан на предположении о линейной зависимости значения спектральной кривой от концентрации химических компонент в водном растворе. ОСПР каждой версии регистрируют значение $Z_{j\eta}$ спектральной кривой на длине волны λ_j , так что $Z_{\eta}(\lambda_j) = Y_{j\eta} + \xi_j$, где $Y_{j\eta}$ - реальный световой сигнал, а ξ_j - шум, вызванный техническими причинами и причинами окружающей среды. Имеем $Y_{j\eta} = f(c_{1\eta}, \dots, c_{m\eta})$, где c_i - концентрация i -го химического элемента в водной среде; m - количество химических веществ. В предположении, что формирование опти-

ческого спектра происходит линейно в зависимости от концентрации химических веществ, решение обратной задачи требует решения следующей системы алгебраических уравнений:

$$\begin{cases} a_{11}c_{1\eta} + \dots + a_{1m}c_{m\eta} = Z_{1\eta} \\ \dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots \\ a_{k1}c_{1\eta} + \dots + a_{km}c_{m\eta} = Z_{k\eta} \end{cases} \quad (2)$$

где коэффициенты a_{ij} определены во время обучения ОСПР. Решение системы (2) реализуется путем минимизации полной разницы между левой и правой частями при отсутствии шума или минимизирует дисперсию искомого решения. В первом случае решение системы (2) минимизирует следующее выражение:

$$\min_{\{c_{1\eta}, \dots, c_{m\eta}\}} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^m (a_{ij}c_j - Y_i) = \rho, \text{ где значение } \rho \text{ характеризует точность решения } c^*.$$

Экспериментальные исследования и результаты

Эффективность ОСПР была оценена при измерении качества воды в сибирских реках Ангара и Енисей, в водных системах Южного Вьетнама, включая реки Сайгон и Донг-Най, лагуна Ньок-Нгот, рыбопродуктивные бассейны в провинции Ба Риа и прибрежные воды Южно-Китайского моря. Тяжелые металлы и нефтяные углеводороды обнаружены в речной системе Ангара / Енисей с учетом их дрейфа с течением. Река Сайгон изучается для оценки нефтяных загрязнителей в порту Сайгон и прогнозирования их эволюции, как в зоне порта, так и ниже по течению. Река Донг-Най анализируется в отношении диагностики качества воды в зоне забора воды для водоснабжения города Хошимина. Водоемы провинции Ба Риа и лагуна Ньок Нгот диагностированы относительно оценки уровня качества среды для разведения и поддержания биомассы креветок. Прибрежная зона Южно-Китайского моря изучается в районе города Вунгтау.

Концентрации тяжелых металлов и нефтяных углеводородов в арктических водах увеличиваются из-за антропогенных процессов в северных широтах многих стран [20]. Основными источниками загрязнения служат реки Сибири, одной из которых является речная система Ангара / Енисей с крупными промышленными центрами, такими как Красноярск, Иркутск и Ангарск. ОСПР использовались для оценки концентраций тяжелых металлов и нефтяных углеводородов на участках, расположенных выше и ниже этих городов. Результаты этих измерений приведены в табл. 4.

Таблица 4

Концентрация тяжелых металлов (ppb) в пробах речной воды, оцененная с помощью ОСПР-35.

Место	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ангара 20 км от Байкала	10.1	0.43	7.8	15.4	16.3	5.3	84.9
30 км вверх по течению от Иркутска	9.4	0.32	6.7	16.8	14.9	5.1	79.8
Ангарск (Ангара)	11.3	0.44	7.5	17.2	18.1	5.7	221.2
Братск (Ангара)	14.8	0.55	8.6	18.5	18.7	5.7	86.7
Казачинское (Енисей)	10.2	0.42	8.8	17.8	16.9	5.8	29.5
Стрелка (Ангара впадает в Енисей)	8.6	0.32	7.9	16.7	16.9	4.9	132.5

Был обнаружен следующий эффект. Практически все тяжелые металлы имеют неравномерное распределение, как в Ангаре, так и в Енисее. Это можно объяснить тем, что реки имеют быстрые течения с высокой турбулентностью и дном, в основном, с камнями. В частности, дно реки Ангара имеет впадины с отложениями, в которых накапливаются тяжелые металлы и эпизодически вымываются. Поэтому для полной оценки качества воды в системе Ангара / Енисей требуется синтез региональной модели водного баланса, которая должна учитывать источники загрязняющих веществ, поступающих в эту систему с притоками и сточными водами [14, 3; 20].

Более подробные и разнообразные исследования качества воды были проведены в различных участках Южного Вьетнама с использованием всех версий ОСПР. Здесь многие водоемы и реки используются для рыболовства и производства другой водной продукции. Качество воды этих объектов должно соответствовать определенным стандартам. Технология ОСПР обеспечивает надежное решение возникающих здесь проблем за счет оперативных измерений непосредственно на конкретном водном объекте [4, 11, 19].

В табл. 5 и на рис. 7 показаны результаты измерений в полевых условиях с использованием ОСПР-8 и ОСПР-35. Солнечный свет используется при измерениях с ОСПР-8, а пробы воды используются для ОСПР-35. Оптические системы принятия решений позволяют диагностировать все водоемы практически в режиме реального времени. Более точные результаты были получены с использованием ОСПР-128. На рис. 8 показаны спектральные изображения водоемов на основе спектро-эллипсометрических измерений. Табл. 6 характеризует точность ОСПР различных версий.

Таблица 5

**Интегральный показатель качества воды для отдельных водоемов
Южного Вьетнама. Зенитный угол Солнца равен 75°.**

Преобладающие загрязняющие вещества местности	Водный объект				
	Река Донг-Най	Река Сайгон	Южно-Китайское море	Водохранилище в провинции Ба Риа	Лагуна Ньок Нгот
Чистая вода	0.046	0.13	0.075	0.039	0.038
Нефтяные углеводороды	0.14	0.41	0.23	0.12	0.12
Растворенное органическое вещество	0.082	0.25	0.14	0.071	0.069
Взвешенное вещество	0.094	0.28	0.15	0.079	0.077
Хлорофилл а	0.051	0.15	0.083	0.043	0.041
Желтое вещество	0.12	0.097	0.11	0.018	0.019
Биогенные соли	0.059	0.18	0.097	0.051	0.049

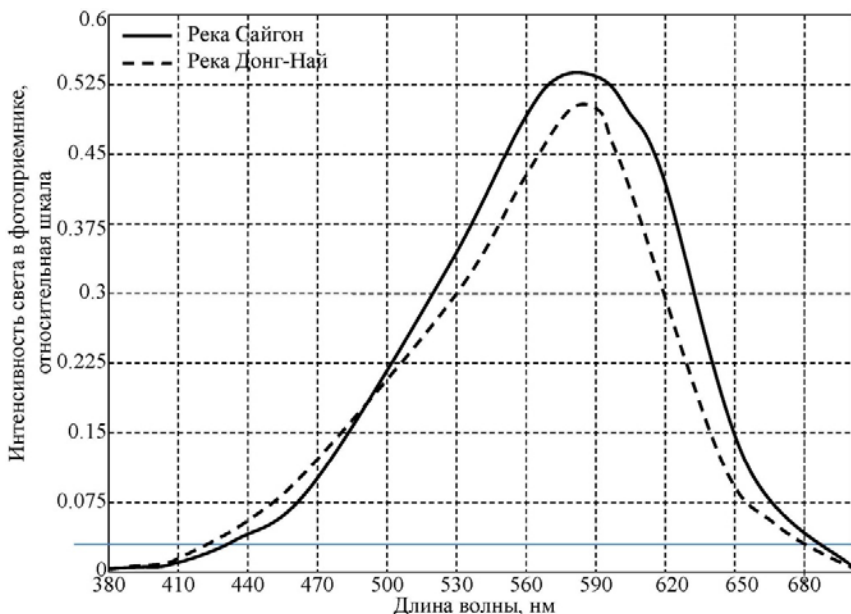


Рис. 7. Спектральные изображения прибрежной зоны Южно-Китайского моря (город Вунгтау), типичного водоема в провинции Ба Риа для выращивания креветок, рек Донг-Най и Сайгон, рассчитанные на основе измерений с ОСПР-8 и ОСПР-35.

Точность спектральных изображений оценивается с помощью разницы между измерениями с использованием ОСПР и лабораторного анализа. Табл. 6 характеризует точность алгоритмов решения обратных задач. Очевидно, что кластерный анализ имеет высокую погрешность и требует синтеза большой базы данных спектральных изображений. Этот алгоритм полезен при распознавании типов водных объектов. В этом случае база данных ОСПР может иметь спектральные изображения, характерные для диагностируемых водных объектов. Данные табл. 6 для ЛИ, ФВС и СР были получены при выборе 10 спектральных изображений в диапазоне от 0% концентрации до общей непрозрачности раствора. Алгоритм ФВС может быть улучшен благодаря расширению векторного пространства, как это реализовано в радиофизике при обнаружении неизвестного сигнала [10]. Алгоритм СР полезен во всех ситуациях, когда спектральная кривая линейно зависит от концентрации загрязняющих веществ в водной среде. Рассмотренные в данной работе водные растворы удовлетворяют этим критериям. В противном случае необходимо, чтобы уравнения (2) были переписаны как нелинейные. Большая точность алгоритма СР объясняется наличием двух спектральных изображений для одного водного объекта. Рис. 8 демонстрирует этот эффект.

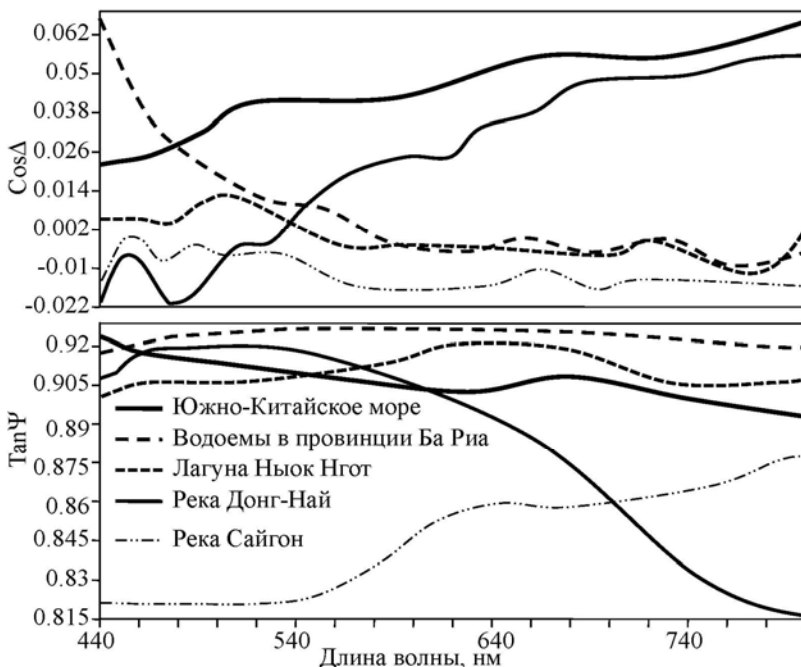


Рис.8. Спектральные изображения водных объектов Южного Вьетнама, полученные с помощью ОСПР-128.

Таблица 6

Сравнительная оценка алгоритмов идентификации при решении обратных задач спектрофотометрии и спектроэллипсометрии.

Водный объект	Алгоритм идентификации и его ошибка, %			
	КА	ЛИ	ФВС	СР
<i>Водный раствор небольшой концентрации:</i>				
CuSO ₄ (5%)	15.1	12.2	11.4	8.3
NaCl (5%)	17.2	11.4	10.5	7.4
NaHCO ₃ (2%)	16.7	10.7	9.3	5.2
NH ₄ OH (10%)	21.0	13.3	11.7	9.5
ZnSO ₄ (2%)	22.1	12.2	10.8	8.7
Сода + Йод (3%)	13.4	10.5	8.6	6.6
Na+Cu+Zn+Mn+глюкоза (1%)	18.3	9.7	9.7	9.2
Фуруциллин (0.01%)	23.0	11.2	8.9	5.3
<i>Образец воды:</i>				
Река Сай Гон (Городской порт Сай Гон)	15.7	12.3	9.1	6.4
Река Донг-Най (возле города Сай Гон)	14.9	11.5	8.8	5.6
Лагуна Ньюк Нгот (площадка № 5)	14.6	11.2	7.9	5.5
Южно- Китайское море (около города Вунгтау)	13.7	10.6	7.5	5.1
Река Ангара (город Иркутск)	14.4	10.8	8.1	4.9
Река Енисей (деревня Стрелка)	16.2	11.7	9.6	6.4

Наконец, рассмотрим лагуну Ньок-Нгот, расположенную в провинции Бинь Динь (Вьетнам), где выращивают креветки и она функционирует в сельскохозяйственной зоне. Необходимое качество воды в лагуне обеспечивается с помощью управления процессом прилива/отлива с помощью регулятора, установленного в проливе между лагуной и Южно-Китайским морем (зона 1 на рис. 9). Диапазон водного обмена между лагуной и Южно-Китайским морем варьирует от -380 до $470 \text{ м}^3/\text{с}$. На рис. 9 показано расположение локальных площадок для измерений ОСПР и проб воды для лабораторного анализа. Основными показателями качества воды в лагуне являются pH, соленость и концентрация тяжелых металлов. Гидрохимический мониторинг лагуны осуществляется путем еженедельного отбора проб воды на 10 участках, показанных на рис.9, и химического анализа в Гидрохимической лаборатории Южного отделения Научного института нефтяных исследований (г. Хошимин). Этот режим мониторинга имеет задержку в два дня между результатами измерений и принятием решения об управлении приливным/отливным режимом. ОСПР позволяет устранить эту задержку. Табл. 7 характеризует взаимосвязь между измерениями, полученными с помощью лабораторного анализа и ОСПР. Эти результаты позволяют синтезировать фазовое изображение лагуны, представленное на рис. 10. Как следует из этих результатов, характеристики жизненного пространства лагуны являются функциями приливных процессов и зависят от эффективности управления благодаря водообмену с морем.

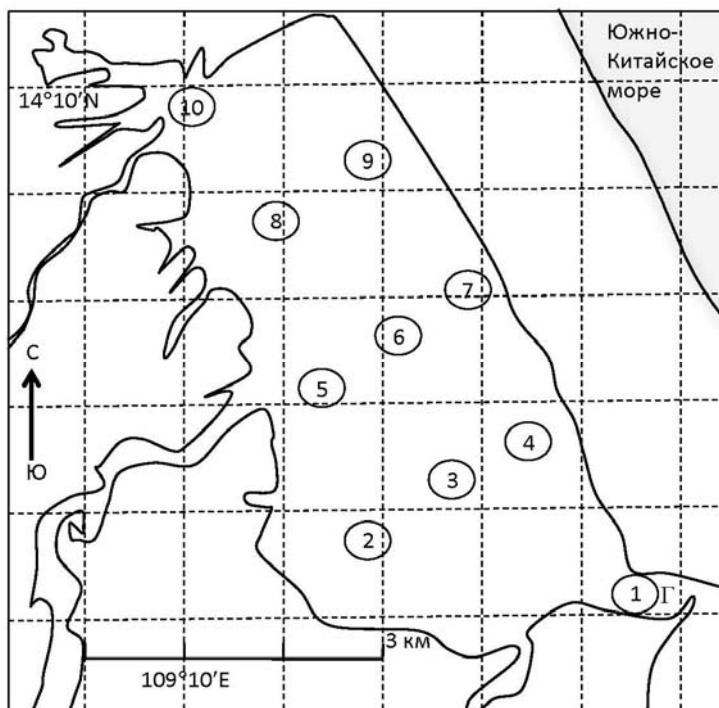


Рис. 9. Пространственное распределение площадок для проб воды лагуны. Площадь лагуны составляет $14,7 \text{ км}^2$.

Сравнительный анализ измерений на месте физико-химических характеристик лагуны Ньюк-Нгот, полученных химическим анализом пробы воды (индикатор E) и ОСПР -128 (индикатор O).

Местность (Fig.9)	Соленость, ‰		Мутность, мг/л		pH		PO ₄ ³⁻ , мг/л		NH ₄ ⁺ , мг/л	
	O	E	O	E	O	E	O	E	O	E
1	30.15	33.5	12.40	10	7.04	7.82	0.033	0.03	0.240	0.27
2	23.14	26.0	24.78	21	7.71	7.79	0.034	0.03	0.226	0.20
3	26.48	29.1	29.70	27	7.66	7.58	0.058	0.05	0.115	0.10
4	27.37	32.2	26.88	24	8.01	7.78	0.023	0.02	0.157	0.18
5	28.53	31.7	45.59	47	7.29	7.84	0.042	0.04	0.258	0.30
6	28.40	26.3	29.97	27	7.22	7.52	0.082	0.10	0.177	0.15
7	27.50	25.7	23.94	21	7.45	7.30	0.067	0.05	0.111	0.10
8	26.16	25.4	34.58	38	7.21	7.75	0.0230.0	0.020.	0.208	0.25
9	26.54	30.5	48.45	51	7.09	7.71	23	02	0.179	0.15
10	20.95	26.5	60.48	63	7.63	7.0	0.039	0.05	0.232	0.20
Средняя ошибка, %	10.7		11.0		6.0		16.3		14.7	

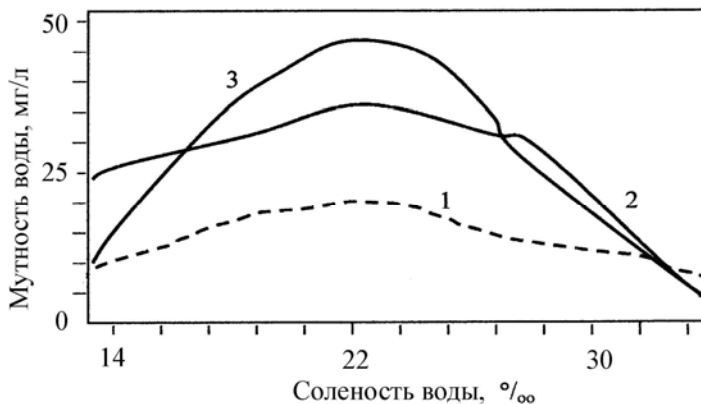


Рис. 10. Фаза солености / мутности сечения лагуны Ньюк-Нгот.
Обозначения: 1 – устье реки Ла-Эйн; 2 – в зоне № 1; 3 – в зоне № 6.

Обсуждение и выводы

Оперативная реализация измерений гидрохимических характеристик природных водных объектов и их оптимизация могут быть выполнены с помощью различных версий ОСПР, выбор которых зависит от условий измерения и требуемой точности. ОСПР -8 и ОСПР -35 выдают одно спектральное изображение, распознавание которого осуществляется с помощью соответствующего алгоритма. ОСПР -128 обеспечивает два спектральных изображения водного объекта, что значительно повышает точность определения качества воды (см. Табл. 6).

Оптические устройства, предлагаемые в этой статье, и их математическое обеспечение являются новейшими инструментами в диагностике воды. Как было показано в ходе многочисленных экспериментальных исследований, ОСПР обеспечивают оперативную диагностику качества воды в естественных водоемах. Оценка концентрации химического элемента в природном водном объекте требует обучения ОСПР путем предварительного формирования базы данных спектральных изображений при использовании ОСПР -8 и ОСПР -35. ОСПР -128 может решить эту задачу с помощью решения уравнений (2). Многие задачи оценки качества воды состоят в бинарном распознавании состояния водного объекта: соответствует качеству воды или нет. Как видно из рисунков 7 и 8, каждый водный объект имеет индивидуальное спектральное изображение, которое обеспечивает однозначное соответствие конкретному водному объекту.

Результаты этой работы предполагают, что для полной оценки качества воды естественного пространственного водного объекта требуется обеспечение ОСПР математическими моделями и алгоритмами обработки больших данных [17]. Рассмотренная здесь лагуна Ньок-Нгот является типичным примером, когда такое расширение функций ОСПР помогает оптимизировать режим мониторинга с учетом антропогенного воздействия на лагуну и синоптических параметров.

В табл. 7 представлены сравнительные результаты оценки качества воды, проведенной ОСПР, и химического анализа проб воды, отобранных на 10 участках лагуны Ньок-Нгот. Эти результаты могут рассматриваться как проверка точности ОСПР

Список литературы (References)

1. Ahuja S. (ed.). *Monitoring water quality*. - Elsevier, 2013. - 400 pp.
2. Hunting E.R., de Jong S., Vijver M.G. *Assessment of monitoring tools and strategies safeguarding aquatic ecosystems within the European water framework directive*. – Leiden: Institute of Environmental Sciences (CML), 2017. - 36 pp.
3. Kondratyev K.Ya., Krapivin V.F., and Phillips G.W. *High latitude environmental pollution problems*. – Sankt-Petersburg: Sankt-Petersburg State University Publ., 2002. - 279 pp.
4. Krapivin V.F., Mkrtychyan F.A., Ivanov M.V. *Expert System for the Operative Environmental Diagnostics. Proceedings of the 26th Asian Conference on Remote Sensing (ACRS2005)*. Hanoi. 7-11 November 2005. Vietnam. Hanoi: Asian Association on Remote Sensing - ACRS 2005, V. 3. P. 1967-1975.
5. Krapivin V.F., Varotsos C.A., Soldatov V.Yu. *New Ecoinformatics Tools in Environmental Science: Applications and Decision-making*. - London, U.K.: Springer, 2015. - 903 pp.
6. Krapivin V.F., Varotsos C.A., Christodoulakis J. *Mission to Mars: Adaptive identifier for the solution of inverse optical metrology tasks*. *An International Journal of Solar System Science: Earth, Moon, and Planets*, 2016, V. 4. P. 1-14.
7. Krapivin V.F., Mkrtychyan F.A., Potapov I.I., Soldatov V.Yu. *Information-modeling technology for the Nuoc Ngot Lagoon diagnostics on the Vietnam coast*. *Journal of Science and Technology, Binh Duong University*, 2016, V. 9, No. 8. P. 38-48.
8. Krapivin V.F., Varotsos C.A., Bui Quoc Nghia. *A modeling system for monitoring water quality in lagoons*. *Water, Air & Soil Pollution*, 2017, V. 228, No. 397. P. 1-12.

9. Liao F., Wang G., Shi Z., Huang X., Fangfei Xu F. Distributions, Sources, and Species of Heavy Metals/Trace Elements in Shallow Groundwater Around the Poyang Lake, East China. *Water Quality, Exposure and Health*, 2018, V. 10, No. 4. P. 211-227.
10. McDonough W. *Detection of signals in noise*. -Washington, USA: Academic Press, 1995. - 495 pp.
11. Mkrtchyan F.A., Krapivin V.F. GIMS – technology in the water quality monitoring. *Proceedings of the International Conference on GeoInformatics for Spatial-Infrastructure Development in Earth & Allied Sciences (GIS-IDEAS 2016)*. 12-15 November, 2016, Hanoi, Vietnam, pp. 191-196.
12. Mkrtchyan F.A., Krapivin V.F., Kovalev V.I., Klimov V.V., Rukovishnikov A.I., and Golovachev S.P. An adaptive spectroellipsometric technology for the ecological monitoring of the aquatic environment. *Proceeding of 25-th ACRS, Chiang-Mai, Thailand*, 2004. P. 13-15.
13. Munnè A., Ginebreda A., Prat N. (Eds) *Experiences from surface water quality monitoring: The EU water framework directive implementation in the Catalan River Basin district*. – London: Springer, 2016. - 325 pp.
14. Phillips G.W., August R.A., Cherepenin V.A., Harper M.J., King S.E., Krapivin V.F., Pautkin A.Yu., Tsang F.Y. Radionuclear pollutants in the Angara and Yenisey rivers of Siberia. *Radioprotection- Colloques*, 1997, V.32, No.C2. P. 299-304.
15. Plana Q., Alferes J., Fuks K., Kraft T., Maruéjols T., Torfs E. and Vanrolleghem P.A.. *Towards a water quality database for raw and validated data with emphasis on structured metadata*. *Water Quality Research Journal*, 2019, V.54, No. 1. P. 1-9.
16. Prasad A.N., Mamun K.A.I., Islam F.R., Hagva H. Smart water quality monitoring system. *Proceedings of the 2nd IEEE Asia Pacific Congress on Computer Science and Engineering*, 2-4 December 2015, Nadi, Fiji, pp. 1-6.
17. Smith S.V., Renwick W.H., Bartley J.D., Buddemeier R.W. Distribution and significance of small, artificial water bodies across the United States landscape. *The Science of the Total Environment*, 2002, V.299. P. 21-36.
18. Tompkins H.G., Irene E.A. *Handbook of ellipsometry*. – Berlin: Springer-Verlag Publisher, 2005. - 860 pp.
19. Varotsos C.A., Krapivin V.F. A new big data approach based on geocological information-modeling system. *Big Earth Data*, 2017, V.1, No. 1-2. P. 47-63.
20. Varotsos C.A., Krapivin V.F. Pollution of Arctic waters has reached a critical point: An innovative approach to this problem. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, V.229, No.11., Paper 343. P.1-14.