Известия ТИНРО

2021 **Том 201, вып. 3**

УСЛОВИЯ ОБИТАНИЯ ПРОМЫСЛОВЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 551.464.1:543.319

П.П. Тищенко, В.И. Звалинский, Т.А. Михайлик, П.Я. Тищенко*
Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН,
690041, г. Владивосток, ул. Балтийская, 43

ГИПОКСИЯ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО

Дан обзор исследований гипоксии придонных вод зал. Петра Великого (ЗПВ), которая возникает, как правило, во второй половине лета. Рассмотрены три акватории залива, подверженные гипоксии в летний сезон: Амурский залив, Уссурийский залив и южный район Дальневосточного морского биосферного заповедника (ЮРЗ). Гипоксия формируется во всех акваториях в депрессиях морского дна и является автохтонной по происхождению. Адвекция гипоксийных придонных вод из впадин формирует аллохтонный тип гипоксии вод в северной части Амурского залива, в прол. Босфор-Восточный. Образование гипоксии обусловлено микробиологической деструкцией «избыточного» фитопланктона, который является результатом эвтрофикации вод ЗПВ. Основными источниками биогенных веществ являются эвтрофированные реки Туманная (для ЮРЗ), Раздольная (для Амурского залива) и Кневичанка (для Уссурийского залива). Большой вклад в эвтрофикацию вод Уссурийского и Амурского заливов вносят коммунальные стоки Владивостока и Артема. На основе литературных данных установлен временной тренд уменьшения концентрации кислорода в придонных водах Амурского залива в летний сезон. Сравнение исторических и собственных данных по содержанию кислорода в придонных водах Амурского залива указывает на синхронизацию глобальных и региональных процессов эвтрофикации, деоксигенации, а также ацидификации придонных вод.

Ключевые слова: гипоксия, эвтрофикация, биогенные вещества, растворенный кислород, продукционно/деструкционные процессы, залив Петра Великого.

DOI: 10.26428/1606-9919-2021-201-600-639.

Tishchenko P.P., Zvalinsky V.I., Mikhaylik T.A., Tishchenko P.Ya. Hypoxia in Peter the Great Bay // Izv. TINRO. — 2021. — Vol. 201, Iss. 3. — P. 600–639.

Studies on hypoxia in Peter the Great Bay (Japan Sea) are reviewed. Seasonal hypoxia is observed in warm season at the bottom of three areas: Amur Bay, Ussuri Bay, and the southwestern part of Peter the Great Bay occupied by the Far-Eastern Marine Biosphere

** Тищенко Петр Павлович, кандидат географических наук, старший научный сотрудник, e-mail: eq15@poi.dvo.ru; Звалинский Владимир Иванович, доктор биологических наук, главный научный сотрудник, e-mail: biomar@mail.ru; Михайлик Татьяна Александровна, научный сотрудник, e-mail: tatyana.mikhaylik.00@mail.ru; Тищенко Павел Яковлевич, доктор химических наук, заведующий лабораторией, e-mail: tpavel@poi.dvo.ru.*

Tishchenko Petr P., Ph.D., senior researcher, Pacific Oceanological Institute, Russian Ac. Sci., 43, Baltiyskaya Street, Vladivostok, 690041, Russia, e-mail: eq15@poi.dvo.ru; Zvalinsky Vladimir I., D.Biol., principal researcher, Pacific Oceanological Institute, Russian Ac. Sci., 43, Baltiyskaya Street, Vladivostok, 690041, Russia, e-mail: biomar@mail.ru; Mikhaylik Tatyana A., researcher, Pacific Oceanological Institute, Russian Ac. Sci., 43, Baltiyskaya Street, Vladivostok, 690041, Russia, e-mail: tatyana.mikhaylik.00@mail.ru; Tishchenko Pavel Ya., D.Chem., head of laboratory, Pacific Oceanological Institute, Russian Ac. Sci., 43, Baltiyskaya Street, Vladivostok, 690041, Russia, e-mail: tpavel@poi.dvo.ru.

Reserve (FEMBR). Processes of the hypoxia forming are similar in all these areas. The main reason is the dissolved oxygen consumption by microbial degradation of organic matter within topographic depressions in conditions of limited ventilation because of strong summer stratification. The bottom depressions prevent horizontal water exchange and provide accumulation of organic and inorganic suspension, that is another factor important for development of hypoxia. The Amur Bay is the most subjected to hypoxia, being a semiclosed estuarine basin eutrophed by nutrients input from the Razdolnaya River and waste waters of Vladivostok city. The Ussuri Bay has better water exchange and less eutrophication, therefore there are scarce data about hypoxia in this area. FEMBR area has good water exchange and is only episodically influenced by nutrients discharge from the Tumen River, so hypoxia is observed there occasionally. Another consequence of microbial degradation of organic matter in these areas is acidification: pH decreased in 0.5 unit in the bottom water of the Amur Bay in eight decades from 1932 to 2013. Synchronism between regional and global processes of eutrophication, deoxygenation, and acidification of bottom waters is discussed.

Key words: hypoxia, eutrophication, nutrients, dissolved oxygen, production/destruction, Peter the Great Bay.

Введение

Зал. Петра Великого (ЗПВ) располагается на шельфе северо-западной части Японского моря, граница со стороны моря соответствует линии, соединяющей устье р. Туманной с мысом Поворотным. Географическое и океанологическое описания залива можно найти, например, в Лоции… [1996]* и в работе В.А. Лучина с соавторами [2007].

Для всех аэробных морских организмов концентрация кислорода в среде является ключевым параметром. Гипоксия (пониженное содержание кислорода в среде) оказывает негативное влияние на жизнедеятельность организмов, что проявляется в снижении подвижности, воспроизводства и устойчивости к заболеваниям, а в конечном итоге приводит к их гибели [Riedel et al., 2008]. Очевидно, что понижение концентрации кислорода на разные организмы влияет по-разному: например, офиуры и полихеты достаточно устойчивы к низкому содержанию кислорода [Riedel et al., 2008], а для нормального развития трески требуется высокая концентрация кислорода [Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008]. Как правило, под гипоксией понимают состояние экосистемы с таким низким содержанием кислорода в воде, при котором происходят ее количественные и качественные изменения [Diaz, 2001]. В литературе приведены разные пороговые значения концентрации кислорода, которые можно принять в качестве определения гипоксии [Gray et al., 2002]. Чаще всего они находятся в диапазоне от 63 [Diaz, 2001] до 89 мкмоль/кг [Diaz, Rosenberg, 2008]. В нашей работе в качестве определения гипоксии используется средняя их величина 76 мкмоль/кг, которая близка к значению 72 мкмоль/кг, рекомендованному US EPA**.

В настоящее время опубликовано много фактического материала, доказывающего, что в Мировом океане происходят глобальные изменения [Riedel et al., 2016]. К таким изменениям относятся уменьшение концентрации кислорода (деоксигенация) и уменьшение pH (ацидификация). Эти глобальные изменения затрагивают как прибрежные воды [Doney, 2010; Cai et al., 2011], так и открытую часть Мирового океана [Schmodtko et al., 2017; Breitburg et al., 2018]. Большинство исследователей связывают эти изменения с глобальным потеплением, изменениями в химическом составе атмосферы и эвтрофикацией (обогащение биогенными веществами) прибрежных вод.

---

* Лоция северо-западного берега Японского моря. От реки Туманная до мыса Белкина. СПб.: ГУНИО МО, 1996. 360 с.

** U.S. Environmental Protection Agency. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen (Saltwater): Cape Cod to Cape Hatteras. EPA Publication 822-R-00–012. EPA, Washington, DC, 2000.

В ходе гидрохимических исследований, проводимых лабораторией гидрохимии Тихоокеанского океанологического института (ТОИ), были обнаружены области придонных вод, подверженные гипоксии в разных акваториях ЗПВ. Комбинированное распределение концентрации кислорода в придонных водах залива, полученное с использованием данных из разных экспедиций, показано на рис. 1. Видно, что сезонная гипоксия возникает не только в придонных водах ЗПВ, но даже во внутренней части эстуариев рек Раздольной и Туманной [Семкин, 2018]. В настоящей статье мы не будем обсуждать специфические случаи формирования гипоксии в эстуариях и в бухте Золотой Рог, а рассмотрим результаты наблюдений гипоксии в акваториях Амурского залива, Уссурийского залива, района о. Фуругельма и причины формирования и разрушения гипоксии. Разные научные коллективы в наибольшей степени изучали Амурский залив, поэтому историю исследования гипоксии лучше всего рассматривать на примере этого залива.

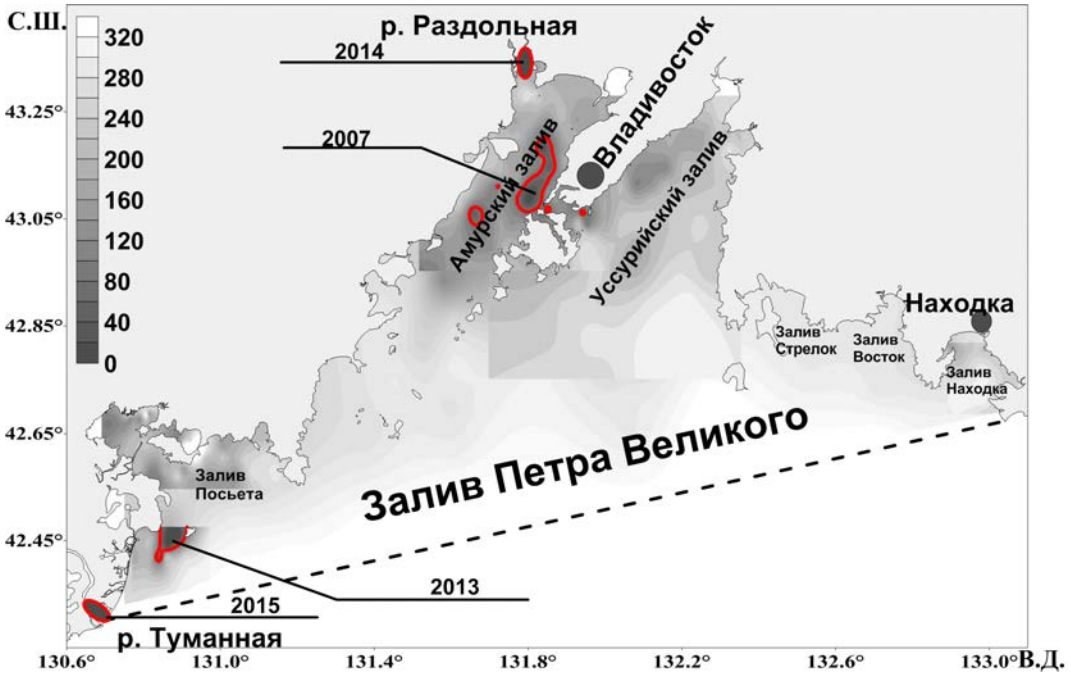

Рис. 1. Комбинированное распределение концентрации кислорода (мкмоль/кг) в придонных водах ЗПВ в летний сезон. Для всей акватории залива результаты получены в период с 26 августа по 3 сентября 2014 г.; для Амурского залива — 14–25 августа 2007 г.; для акватории зал. Посьета — 13–15 июля 2013 г.; для акватории о. Фуругельма — 16 августа 2013 г.; для эстуария р. Раздольной — 24, 26 сентября 2014 г.; для эстуария р. Туманной — 18 мая 2015 г. *Красной изолинией* отмечено пороговое значение гипоксии (76 мкмоль/кг)

Fig. 1. Combined map of dissolved oxygen content (μM/kg) at the bottom of Peter the Great Bay in summer (on the data obtained on August 26 — September 3, 2014 for the entire area; August 14–25, 2007 for the Amur Bay; July 13–15, 2013 for the Posyet Bay; September 24–26, 2014 for the Razdolnaya estuary; May 18, 2015 for the Tumen estuary). Hypoxia threshold (76 μM/kg) is shown by *red isoline*

История изучения гипоксии зал. Петра Великого

Государственный контроль состояния экосистемы ЗПВ выполняется совместно ДВНИГМИ и Приморским управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (УГМС) на сети гидрологических станций Общегосударственной службы наблюдений (ОГСН) — в бухте Золотой Рог, включая прол. Босфор Восточный, в Амурском, Уссурийском заливах и зал. Находка (включая бухту Находка) [Лишавская и др., 2010]. Благодаря этому контролю установлена сезонная

гипоксия бухты Золотой Рог [Родионов, 1984; Tkalin et al., 1993; Севастьянов и др., 2012]. Основными причинами низкого содержания кислорода в придонном слое вод бухты в летний сезон исследователи считали слабую вентиляцию вод и сильное загрязнение бухты органическими веществами, такими как нефтеуглеводороды и канализационные сбросы. Помимо результатов многолетних наблюдений на станциях ОГСН, сотрудниками различных научных учреждений г. Владивосток (ДВНИГМИ, ТИНРО, ДВГУ, институт Биологии моря) в разные годы проводились гидрохимические исследования Амурского залива [Воронков, 1941; Ластовецкий, Вещева, 1964; Родионов, 1984; Подорванова и др., 1989; Редковская, 1989; Севастьянов и др., 2012; Григорьева, 2017]. Н.Ф. Подорванова с соавторами [1989] отмечали в летний сезон минимальное содержание кислорода в придонном слое вод Амурского залива, достигающее 27 % от насыщения, т.е. гипоксию. Минимальные концентрации кислорода в августе, представленные в работе Е.И. Ластовецкого, В.М. Вещевой [1964], составляли 90 мкмоль/кг, или 40 % насыщения. Авторы объясняли это прогрессирующим развитием формирования застойных зон. Ими также отмечено уменьшение концентраций кислорода в период от мая к июню, которые составляли около 44 мкмоль/кг в северной части Амурского залива и 48 мкмоль/кг в центральной части [Ластовецкий, Вещева, 1964]. Н.П. Родионов [1984] также считал, что вследствие высокого уровня химического загрязнения наблюдаются значительные нарушения режима кислорода и его ухудшение. Минимальные концентрации кислорода придонной воды, полученные в летний сезон для вод Амурского залива, характеризуются временным трендом, от 68,0 % от насыщения в 1932 г. [Воронков, 1941] до 0,1 % в 2013 г. [Tishchenko et al., 2016] (рис. 2).

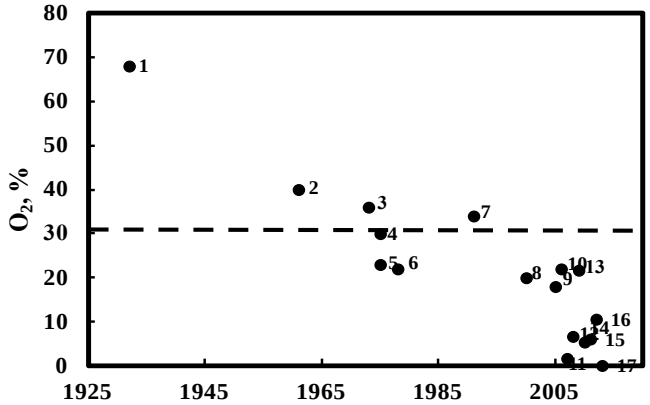

Рис. 2. Изменение минимальной степени насыщения кислородом придонных вод Амурского залива за период 1934–2013 гг.: *1* — данные П.П. Воронкова [1941]; *2* — Е.И. Ластовецкого, В.М. Вещевой [1964]; *3*, *5* — З.П. Редковской [1989]; *4* — Н.П. Родионова [1984]; *6* — Н.Ф. Подорвановой с соавторами [1989]; *7*, *8*, *10* — А.В. Севастьянова с соавторами [2012]; *9*, *11–17* — данные лаборатории гидрохимии ТОИ. *Пунктирная линия* соответствует уровню гипоксии (76 мкмоль/кг)

Fig. 2. Minimal values of oxygen saturation at the bottom of the Amur Bay in summer, by years of observation: *1* — [Voronkov, 1941]; *2* — [Lastovetsky and Veshcheva, 1964]; *3*, *5* — [Redkovskaya, 1980]; *4* — [Rodionov, 1984]; *6* — [Podorvanova et al., 1989]; *7–17* — authors' data. Hypoxia threshold (76 μM/kg) is shown by *dotted line*

В ранних гидрохимических работах по изучению зал. Петра Великого в других акваториях залива, помимо центральной части Амурского залива и бухты Золотой Рог, гипоксия не была установлена.

Гипоксия Амурского залива

Распределение кислорода и гидрохимических аномалий в придонном слое залива в летний сезон

В летний сезон 2005, 2007, 2008 гг. лаборатория гидрохимии ТОИ выполнила комплексные исследования акватории Амурского залива, в которых наряду с CTD-

зондированием в поверхностном и придонном горизонтах измеряли концентрации кислорода, биогенных веществ (нитраты, нитриты, аммоний, фосфаты, силикаты), хлорофилла-*a*, гуминовых веществ, pH, щелочность (TA). Используя данные CTD, концентрацию гуминовых веществ, pH и TA рассчитывали парциальное давление углекислого газа (pCO_2) и концентрацию растворенного неорганического углерода, DIC (DIC — Dissolved Inorganic Carbon) [Тищенко и др., 2011а]. Некоторые результаты, полученные в августе этих лет, были опубликованы [Звалинский и др., 2008; Тищенко и др., 2008, 2011б; Tishchenko et al., 2013]. Распределение кислорода в придонном слое вод в августе в разные годы имеет как общие черты, так и различия (рис. 3, а). Одной из важных особенностей в распределении кислорода в придонном слое вод Амурского залива является наличие гипоксии у дна в центральной впадине залива, минимальные концентрации кислорода составляли 49,5 мкмоль/кг в 2005 г.; 5,0 мкмоль/кг в 2007 г.; 16,9 мкмоль/кг в 2008 г. Из этого был сделан вывод, что в придонном слое центральной впадины залива происходит интенсивное потребление кислорода на окисление органического вещества. Различие в формах распределения кислорода для разных экспедиций обусловлено главным образом интенсивностью течений на момент экспедиционных исследований, которые в свою очередь обусловлены скоростью и направлением ветра и расходом воды в р. Раздольной. На рис. 3 (б, г, е) приведен суточный расход воды в р. Раздольной. Следует отметить, что в 2005 г. Амурский залив изучался в период паводка р. Раздольной. Речные воды распространялись как минимум до п-ова Ломоносова (южнее у нас не было станций). Для этого периода форма распределения гипоксии придонных вод залива сильно отличалась от форм распределений, полученных в 2007 и 2008 гг. Отметим, что гипоксия наблюдалась после экстремальных расходов р. Раздольной.

В августе 2008 г. в придонном слое отмечены (рис. 4) высокие концентрации аммония, фосфатов, кремния и парциального давления углекислого газа, максимальные величины которых достигают соответственно значений 22,7, 4,7, 124,0 мкмоль/л и 1915 мкатм. Также установлено, что формы распределения гидрохимических аномалий похожи между собой и на форму распределения гипоксии для 2008 г. (см. рис. 3, в). Связь гидрохимических параметров и концентрации растворенного кислорода представлена на рис. 5 (а–д). Из данных рис. 3–5 следует, что концентрация растворенного кислорода в придонной воде Амурского залива уменьшается (рис. 3), а концентрации неорганического углерода (рис. 4, г, 5, в), неорганического азота (рис. 4, а, 5, а), ортофосфатов (рис. 4, б, 5, б) и растворенного кремния (рис. 4, в, 5, д) увеличиваются. Такая связь между гидрохимическими аномалиями была объяснена микробиологическим окислением «избыточной» биомассы фитопланктона на дне залива в отсутствие ФАР (фотосинтетически активная радиация) в условиях низкой динамики вод [Rabalais et al., 2010]. На фоне ограниченного содержания кислорода (гипоксии) на границе раздела вода/осадок микробиологическое окисление органического вещества (ОВ) происходит в отсутствие нитрификации, конечными продуктами этого процесса, помимо CO_2 и фосфатов, являются ионы аммония [An, Gardner, 2002]. Используя стехиометрию Редфилда [Redfield et al., 1963] для ОВ, этот процесс формально можно представить следующей схемой:

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4 + 106 \cdot O_2 + 16H^+ \rightarrow$$
$$106 \cdot CO_2 + 106 \cdot H_2O + 16 \cdot NH_4^+ + H_3PO_4. \quad (1)$$

В тех случаях когда в придонных водах наблюдается полное отсутствие кислорода (аноксия), бактерии используют другие окислители для разложения ОВ. В соответствии с термодинамической моделью разложения ОВ в морских осадках [Emerson, Hedges, 2003; Middelburg and Levin, 2009] последовательность использования бактериями различных окислителей следующая: O_2, NO_3^-, MnO_2, FeOOH, SO_4^{-2}, кислород ОВ — метаногенез. Роль оксидов марганца и железа существенна в микробиологической переработке взвешенного ОВ, оседающего на дно морских бассейнов с глубинами более

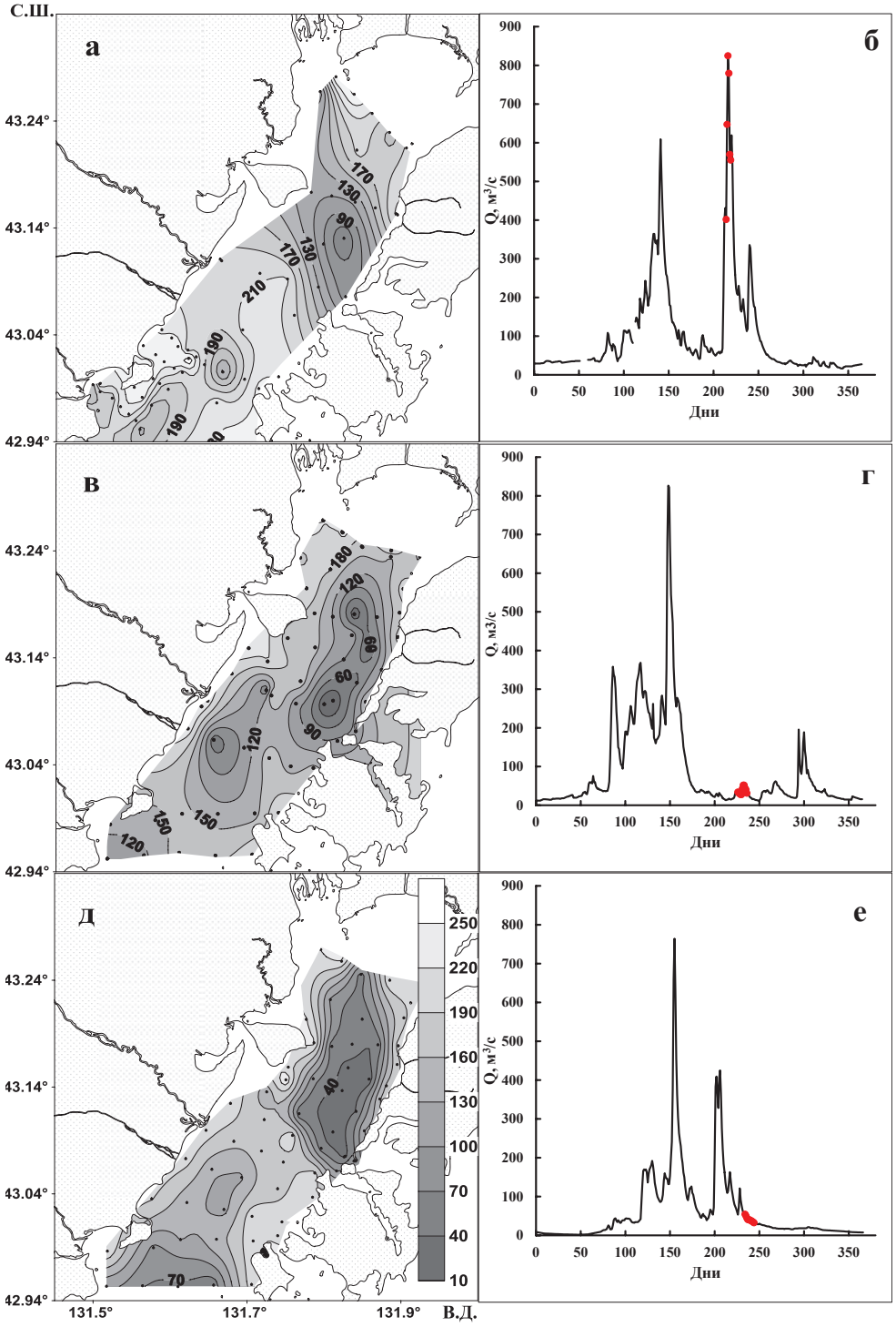

Рис. 3. Пространственное распределение растворенного кислорода (мкмоль/кг) в придонном слое вод Амурского залива (**а**, **в**, **д** — соответственно 2–7 августа 2005 г., 14–25 августа 2007 г., 21–31 августа 2008 г.) и расход воды в р. Раздольной (**б**, **г**, **е** — соответственно 2005, 2007 и 2008 гг.). *Красным* отмечен расход воды р. Раздольной на момент экспедиционных исследований

Fig. 3. Spatial distribution of dissolved oxygen (μM/kg) at the bottom of the Amur Bay (**а** — August 2–7, 2005; **в** — August 14–25, 2007; **д** — August 21–31, 2008) and the Razdolnaya River water discharge in 2005 (**б**), 2007 (**г**) and 2008 (**е**) (periods of the surveys are marked by *red points*)

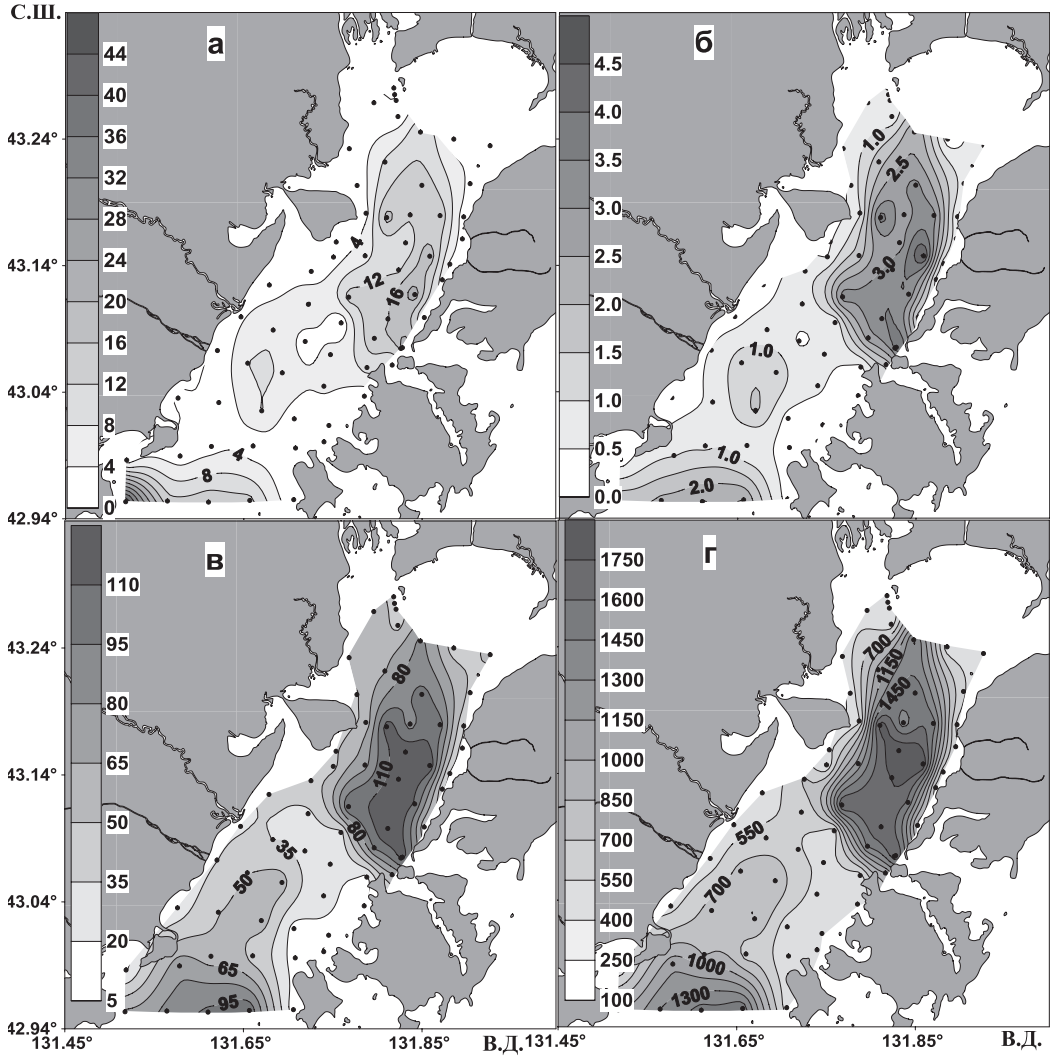

Рис. 4. Пространственное распределение гидрохимических параметров в придонном слое вод Амурского залива в августе 2008 г.: **а** — аммония, мкмоль/л; **б** — фосфатов, мкмоль/л; **в** — силикатов, мкмоль/л; **г** — парциального давления углекислого газа, мкатм

Fig. 4. Spatial distribution of ammonium (**а**, μM/L); phosphorus, (**б**, μM/L); silica (**в**, μM/L); CO_2 partial pressure (**г**, μatm) at the bottom of the Amur Bay in August, 2008

1000 м (около 80–90 %), а для шельфа она снижается до 10 % [Emerson, Hedges, 2003]. В отсутствие кислорода, нитратов, оксидов железа и марганца доминирующее значение приобретает сульфатредукция [Emerson, Hedges, 2003; Middelburg and Levin, 2009]:

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4 + 53SO_4^{2-} \rightarrow$$
$$38H_2S + 16NH_4^+ + H_2PO_4^- + 106HCO_3^- + 15HS^-. \quad (2)$$

Необходимо отметить, что сульфатредукция (реакция (2)) возможна при низких концентрациях кислорода и высоких концентрациях углекислого газа, поскольку в этом случае аэробные бактерии испытывают стресс и вместо кислорода используют другие акцепторы электронов, например сульфаты [Brewer, Peltzer, 2009]. Среда в этом случае может рассматриваться как анаэробная. При сульфатредукции возрастает нормированная щелочность (NTA = TA · 35/S, где S — соленость) придонной воды (рис. 5, г). Наблюдаемый разброс NTA (рис. 5, г) и кремния (рис. 5, д) при высоких концентрациях кислорода обусловлен частичным проникновением речных вод в при-

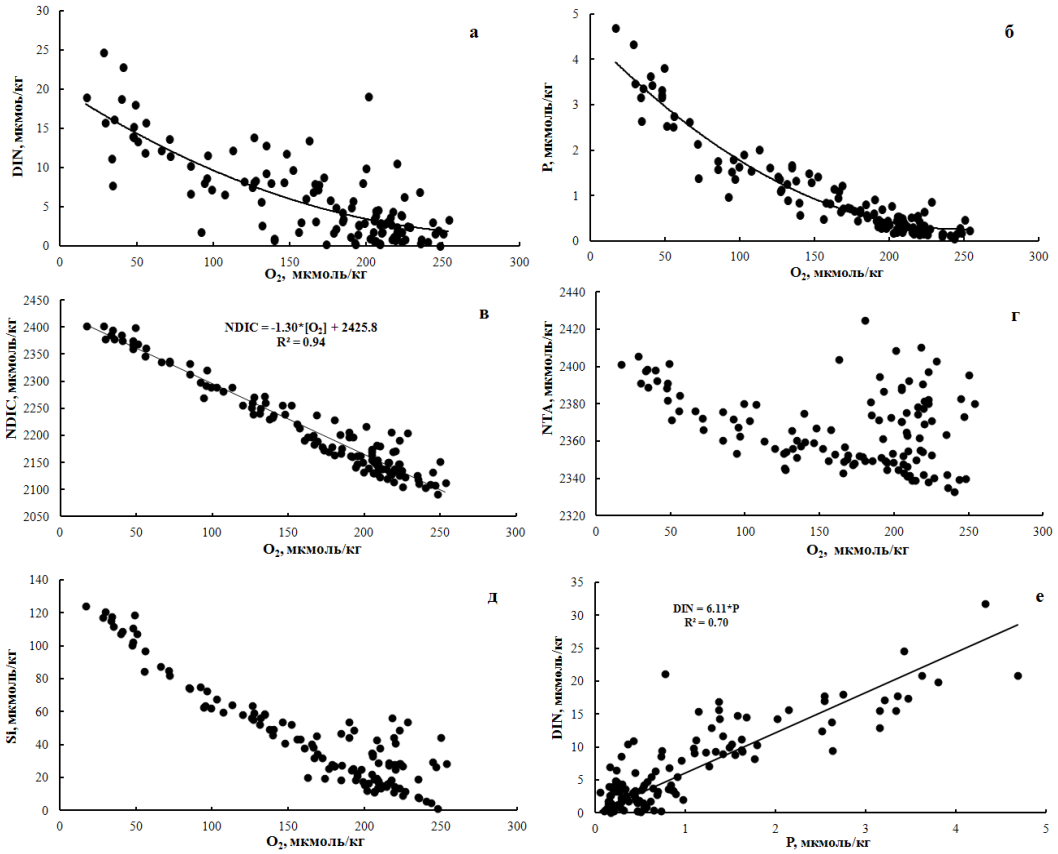

Рис. 5. Зависимости гидрохимических параметров в придонных водах Амурского залива, полученные в августе 2008 г.: **а–д** — соответственно DIN (сумма всех форм неорганического азота), PO_4^{-3}, NDIC (NDIC = DIC · 35/S), NTA = TA · 35/S, Si как функции кислорода; **е** — DIN как функция PO_4. Линии получены методом наименьших квадратов

Fig. 5. Relationships between the nutrients concentration at the bottom of the Amur Bay observed in August 2008: **а** — DIN (NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+) *vs* DO, **б** — PO_4^{-3} *vs* DO, **в** — NDIC (NDIC = DIC · 35/S) *vs* DO, **г** — NTA (NTA = TA · 35/S) *vs* DO, **д** — Si *vs* DO; **е** — DIN *vs* PO_4^{-3}. The regressions are determined by the least squares method

донный слой в северной части залива, так как речные воды обогащены кремнием и имеют высокие значения NTA.

Для придонных вод Амурского залива наблюдались нелинейные зависимости концентраций: DIN (DIN = NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-) и фосфатов от кислорода (рис. 5). Процессом денитрификации в придонной воде и на границе раздела вода-осадок мы объясняем низкие значения N/P (рис. 5, е). Увеличение концентрации кремния с уменьшением содержания кислорода (рис. 5, д) объясняется растворением кремнистых створок диатомей и/или флагеллят [Lisitzin, 1985; Treppke et al., 1996]. Такое объяснение согласуется с тем фактом, что доминирующим видом фитопланктона в зал. Петра Великого являются диатомовые водоросли [Стоник, Орлова, 1998]. Однако результаты гидрохимического анализа не исключают другие источники ОВ. К ним можно отнести ОВ терригенного происхождения (область исследования близка к береговому стоку), антропогенного (в Амурский залив поступают бытовые стоки Владивостока). Однако продуктом микробиологического окисления ОВ сточных вод не может быть кремний, поэтому основным источником ОВ является биомасса «избыточного» фитопланктона, под которым подразумевается та его часть, что, минуя второй трофический уровень (зоопланктон, зообентос), подвергается микробиологической деструкции и при опре-

деленных условиях образует сезонную гипоксию придонных вод ЗПВ. Одним из таких условий является глубина проникновения ФАР.

Глубина фотического слоя в летний сезон

Прозрачность вод препятствует созданию бескислородных условий, поскольку обеспечивает большую глубину фотического слоя. Для Японского моря этот показатель достаточно высок, глубина фотического слоя составляет 50–80 м, а в открытой части ЗПВ — до 40 м. Воды Амурского залива обладают значительно меньшей прозрачностью по сравнению с водами открытой части ЗПВ. Нами проведены оценки глубины фотического слоя из измерения глубины видимости диска Секки [Pilgrim, 1987]:

$$Z_{ph} = 3Z_{DS}, \quad (3)$$

где Z_{ph}, Z_{DS} — соответственно глубина фотического слоя и глубина видимости диска Секки, м. Из распределения глубин фотического слоя следует, что наиболее мутными являются воды северной части Амурского залива (рис. 6), что связано со стоком р. Раздольной. Для августа 2007 г. область гидрохимической аномалии лежит в области дефицита света, где глубина бассейна превышает глубину фотического слоя (рис. 6, а). Для августа 2008 г. глубина фотического слоя в области гипоксии соизмерима с глубиной бассейна (рис. 6, б). Следует отметить, что экспедиции 2007 и 2008 гг. выполнялись примерно при одном расходе воды р. Раздольной. По-видимому, различие в прозрачности вод в Амурском заливе для экспедиций 2007 и 2008 гг. обусловлено разной мутностью верхнего слоя вод (рис. 7).

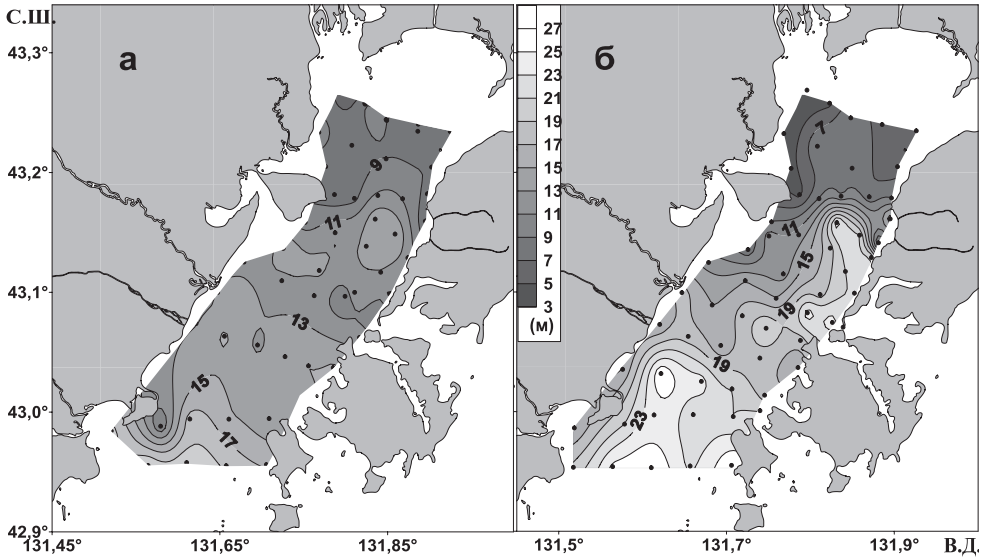

Рис. 6. Пространственное распределение глубины фотического слоя в Амурском заливе в августе 2007 г. (**а**) и 2008 г. (**б**), рассчитанное из измерений глубины видимости диска Секки [Pilgrim, 1987]

Fig. 6. Euphotic layer depth (m) in the Amur Bay calculated using Equation (3): **а** — August, 2007; **б** — August 2008

Разная мутность вод связана с разной долей речных вод в поверхностном слое, которая зависит не только от величины речного стока, но и от проникновения соленых вод в Амурский залив из открытой части зал. Петра Великого через прол. Босфор-Восточный, а также в южную часть залива. Именно такой случай был в 2008 г., несмотря на то что ст. 60 (2008 г.) была севернее ст. 47 (2007 г.), соленость поверхностных вод на ст. 60 была на 1 ‰ выше солености на ст. 47.

Соотношение (3) обычно применяется для открытых морей и океанов. При расчете глубины фотического слоя в нашем случае возможная ошибка связана с неточным из-

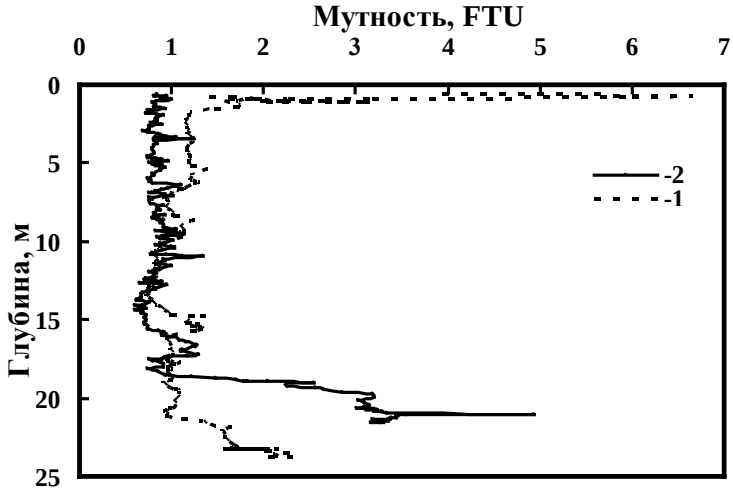

Рис. 7. Вертикальные профили мутности воды в точках гипоксии Амурского залива в августе: *1* — ст. 47 (43,100° с.ш. 131,811° в.д.), 2007 г.; *2* — ст. 60 (43,147° с.ш. 131,859° в.д.), 2008 г.

Fig. 7. Vertical profiles of turbidity in the hypoxic sites in the Amur Bay: *1* — 43.100° N 131.811° E, August 2007; *2* — 43.147° N 131.859° E, August 2008

мерением глубины видимости диска Секки. Для акваторий, находящихся под влиянием речного и берегового стоков, к которым относится Амурский залив, характерно повышенное содержание взвеси в придонных слоях. Однако при измерении Z_{DS} мутность в придонном слое не учитывается. Взмучивание у дна, по-видимому, обусловлено приливно-отливными явлениями и подтоком вод в нижележащие слои при циркуляции даунвеллингового типа [Tishchenko et al., 2016]. По результатам измерений Z_{DS} фотический слой в средней части залива достигает дна (см. рис. 6, б), однако в указанной области в период исследований отмечена гипоксия придонных вод [Тищенко и др., 2011б] (см. рис. 3, д), а значит, фотосинтез у дна невозможен. Мутность воды резко возрастает на глубине 19–21 м (см. рис. 7), что связано с ресуспензией верхнего слоя осадков, обусловленной динамикой вод.

Даунвеллинг/апвеллинг в Амурском заливе в период формирования/разрушения гипоксии

Формирование и разрушение гипоксии является следствием двух разнонаправленных процессов — биохимическим потреблением кислорода (БПК), с одной стороны, и поставкой кислорода в придонный слой залива путем водообмена (вентиляция вод) — с другой. Одним из условий формирования гипоксии является стагнация вод. В летний сезон благодаря муссонному климату [Гайко, 2005] возрастает речной сток, который совместно с прогревом верхнего слоя вод создает устойчивую стратификацию вертикального столба жидкости. Преобладание в летний сезон над акваторией залива ветров южных румбов приводит к «запиранию» вод в центральной части залива, вызывая некоторую их стагнацию [Тищенко, 2013]. Совокупность этих факторов ограничивает поступление кислорода в придонный слой воды. Подобная точка зрения была известна ранее [Nakayama et al., 2010], однако полученные с помощью мониторинговой станции WQM (Water Quality Monitor) результаты привели к пересмотру этой концепции.

10 мая 2011 г. в зоне наблюдаемой гипоксии (координаты 43,180° с.ш. 131,831° в.д.) в метре от дна на глубине 19 м была установлена мониторинговая гидрологическая станция WQM фирмы Wet Labs, оснащенная датчиками давления, температуры, электропроводности, кислорода, мутности, флюоресценции хлорофилла. Более трех месяцев каждые четыре часа производилась запись показаний датчиков с интервалом в одну секунду в течение 5 мин в подводный логгер DH4 той же фирмы (рис. 8).

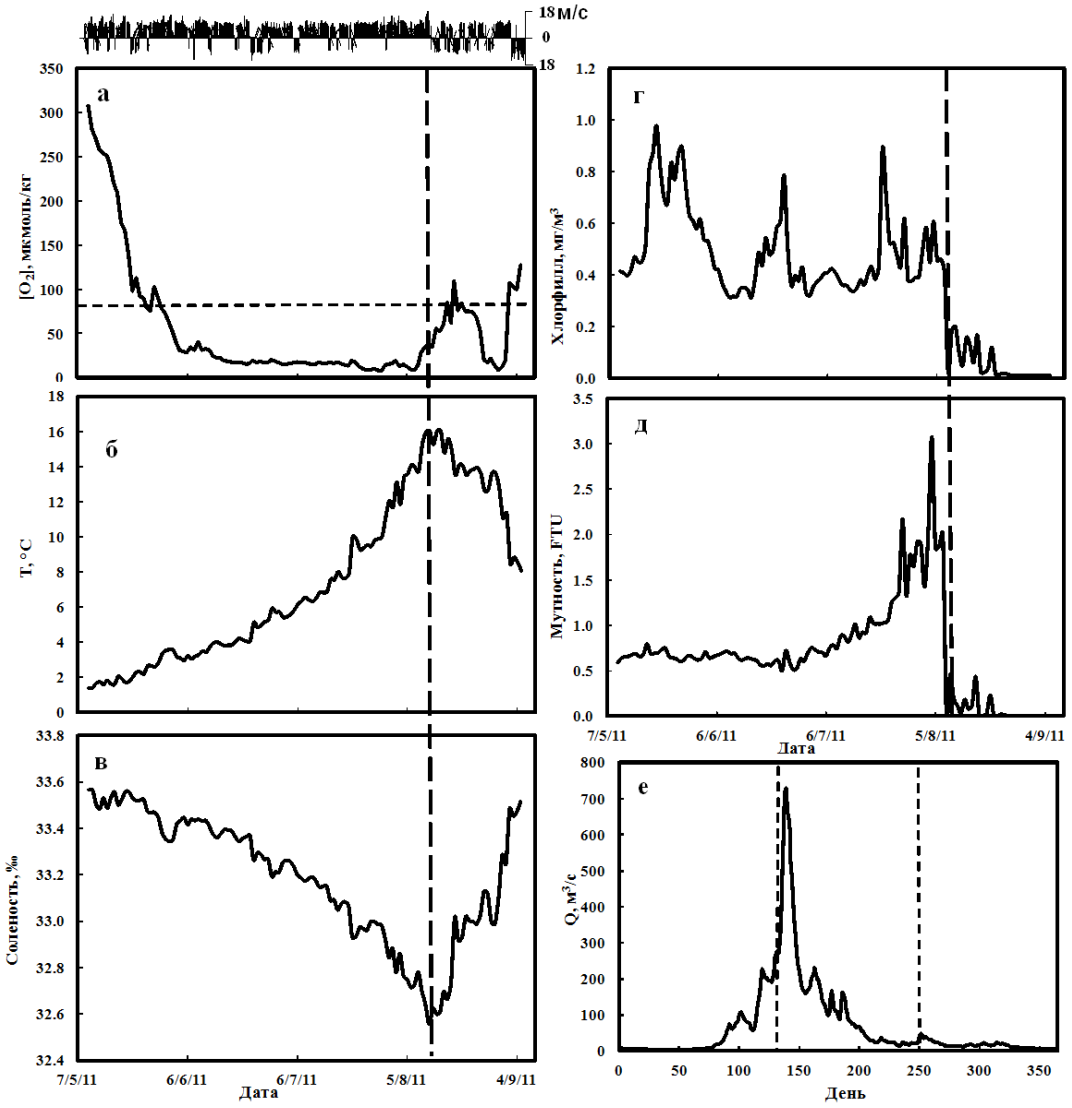

Рис. 8. Временная изменчивость гидрологических параметров: **а** — кислород, мкмоль/кг; *пунктирная линия* указывает уровень гипоксии (76 мкмоль/кг); **б** — температура, °С; **в** — соленость, ‰; **г** — хлорофилл-*а*, мг/м^3; **д** — мутность, FTU; *вертикальные пунктирные линии* (**а–д**) показывают смену даунвеллинговой циркуляции на апвеллинговую. Май-сентябрь 2011 г. 1 м над дном в Амурском заливе. Данные получены с помощью станции WQM. Установлено, что период гипоксии длился 93 дня; **е** — расход р. Раздольной, м^3/с; *вертикальные пунктирные линии* показывают временной диапазон работы станции WQM. Направление ветра (**а**) взято из данных метеостанции г. Владивосток

Fig. 8. Variation of DO (**а**, μM/kg), temperature (**б**, °C), salinity (**в**, psu), Chl *a* (**г**, mg/m^3), turbidity (**д**, FTU) at the bottom in the hypoxic area of the Amur Bay in May-September, 2011, Razdolnaya River water discharge (**е**, m^3/s), and wind direction at meteostation Vladivostok (upper panel, up is North). *Horizontal dotted line* (**а**) is the hypoxia threshold (76 μM/kg); *vertical dotted lines* (**а–д**) show the wind transition from southern to northern direction; *vertical dotted lines* (**е**) show the monitored period

На рис. 8 видно, что в период с 10 мая по 6 июня концентрация растворенного кислорода в месте расположения станции понижалась с 300 до 50 мкмоль/кг по закону, близкому к экспоненциальному. В это же время наблюдалось незначительное увеличение температуры и понижение солености. В период с 6 июня по 10 августа

отмечено квазистационарное состояние низкого содержания кислорода (15,4 мкмоль/кг), которое сопровождалось ростом температуры и уменьшением солености. После 10 августа (вертикальная пунктирная линия на рис. 8, а–д) отмечался резкий рост солености и понижение температуры воды, уменьшение концентрации хлорофилла-*а*, мутности, чему за неделю до этого предшествовал рост мутности и за сутки рост концентрации O_2. Такая изменчивость гидрологических параметров связана с изменением направления ветра.

Результаты измерений WQM показали, что продолжительность условий гипоксии в 2011 г. составила 93 дня (рис. 8, а). Модельные расчеты скорости БПК и вентиляции придонных вод выявили, что в мае происходит интенсивное извлечение кислорода из водной толщи (до 40 мкмоль/(кг · сут)), что частично компенсируется его поставкой за счет вентиляции вод. В июле-августе вследствие уменьшения концентрации кислорода скорость его изъятия из водной среды уменьшается (1,9 мкмоль/(кг · сут)). Наступает стационарное состояние: скорость биохимического изъятия O_2 становится равной скорости его поставки. Необычность полученных результатов с помощью станции WQM состоит в том, что при квазистационарной концентрации кислорода в придонном слое наблюдается рост температуры и уменьшение солености. Эти результаты мы объясняем даунвеллинговой циркуляцией вод в Амурском заливе [Тищенко и др., 2014, 2015; Tishchenko et al., 2016], которая обеспечивает поставку кислорода в придонный слой воды, повышение температуры и понижение солености. Ветры южных направлений имеют «нагонный» характер и совместно с речным стоком повышают уровень моря в северной части залива. Избыточное гидростатическое давление в этой области залива обеспечивает подток вод, образовавшихся в результате смешения, в нижележащий слой и дальнейшую их адвекцию по склону в южном направлении, что рассматривается как даунвеллинг [Healy, 2005]. Энергетической основой даунвеллинга являются «нагонный» южный ветер (рис. 8) и сток р. Раздольной, который максимален в летний сезон. По всей видимости, даунвеллинг менее плотных вод происходит преимущественно южнее бара эстуария р. Раздольной. Эти воды двигаются с севера на юг над верхним слоем донных отложений, обогащенных органическим углеродом (до 3 % углерода от общей массы осадков) [Тищенко и др., 2018]. На границе раздела вода/осадок происходит микробиологическое окисление органического вещества, в результате чего придонные воды теряют кислород. Уже на траверзе мыса Песчаного концентрация кислорода в придонном слое соответствует гипоксии. Важным обстоятельством является то, что скорость БПК пропорциональна концентрации кислорода (реакция первого порядка) [Тищенко и др., 2014]. Особенность этой реакции состоит в ее демпфирующем характере, т.е. любые флюктуации в содержании кислорода, обусловленные колебаниями в адвекции придонных вод, будут сглаживаться на временной шкале 2–3 сут. По этой причине концентрация кислорода на временном участке от 6 июня до 10 августа выглядит как квазистационарная. Такой ее характер обеспечивается временным лагом адвекции вод от бара реки в точку наблюдения.

Важным событием наблюдаемой сезонной изменчивости от лета к осени являются резкое увеличение содержания кислорода придонных вод, уменьшение температуры и концентрации хлорофилла-*а*, рост солености и прозрачности вод, что отмечено пунктирной прямой на рис. 8. Это происходит на фоне сезонной смены ветрового режима — начала периода преобладания северных ветров, т.е. зимнего муссона. Адвекция холодных соленых обогащенных кислородом вод из открытой части зал. Петра Великого обусловливает понижение температуры, увеличение солености и содержания кислорода в придонном слое Амурского залива и рассматривается как апвеллинг. Влияние северо-западного муссона на

динамику и структуру вод шельфа Японского моря (зал. Петра Великого) широко обсуждалось ранее [Жабин и др., 1993; Юрасов, Вилянская, 2008; Храпченков и др., 2014]. Таким образом, летний режим даунвеллинга теплых вод пониженной солености способствует формированию гипоксии, а осенний апвеллинг холодных соленых вод с высоким содержанием кислорода приводит к ее разрушению. Однако разрушение гипоксии не происходит мгновенно. В результате адвекции гипоксийные воды обнаруживаются на поверхности в северной части Амурского залива [Севастьянов и др., 2012] или в прол. Босфор-Восточный [Севастьянов и др., 2012; Григорьева, 2017]. Этот тип гипоксии рассматривается как «аллохтонный», так как гипоксия образовалась не в месте ее обнаружения.

Эвтрофикация вод Амурского залива

Главный процесс образования гипоксии — микробиологическое окисление «избыточной» биомассы фитопланктона на дне залива в условиях низкой ФАР и даунвеллинговой циркуляции вод. Возникновение «избыточной» биомассы фитопланктона обусловлено эвтрофикацией залива, под которой здесь подразумевается обогащение воды биогенными элементами, особенно азотом и/или фосфором, и органическим веществом, вызывающее ускоренный рост водорослей и высших растений, который создает неприемлемые отклонения в структуре, функционировании и стабильном существовании водных организмов, а также в качестве воды по отношению к выбранным стандартным условиям [Andersen et al., 2006].

Основными источниками биогенных веществ, которые оказывают влияние на первичную продукцию залива и на его трофический статус, являются промежуточные воды Японского моря, богатые биогенными веществами, атмосферный и береговой сток, канализационно-бытовые стоки Владивостока и речной сток, главным образом обусловленный р. Раздольной. Природная поставка биогенных веществ на шельф Японского моря (зал. Петра Великого) в результате апвеллинга япономорских вод с глубин 250–300 м [Тищенко и др., 2011б], по-видимому, не может рассматриваться как эвтрофикация залива, так как это явление, согласно определению Андерсена [Andersen et al., 2006], не ухудшает состояние экосистемы и качество вод. При апвеллинге на шельф (в Амурский залив) поступают прозрачные воды, не содержащие хлорофилл-*а* (см. рис. 8, г, д), но богатые кислородом (около 250,0 мкмоль/кг), нитратами (18,0 мкмоль/л), фосфатами (1,4 мкмоль/л) и растворенным кремнием (24,0 мкмоль/л) [Тищенко и др., 2011б; Tishchenko et al., 2013]. Необходимо подчеркнуть, что в результате апвеллинга происходит обогащение вод Амурского залива растворенным кремнием, нитратами и фосфатами, а не только фосфатами, как это утверждалось ранее [Шулькин и др., 2013]. Сезонный апвеллинг происходит осенью и, как правило, сопровождается повышенной продукцией, но это событие не ухудшает экосистему залива из-за высокой прозрачности и динамики вод. Главная причина эвтрофикации Амурского залива — это потоки биогенных веществ и органического вещества, обусловленные канализационно-бытовыми стоками Владивостока и речным стоком р. Раздольной. Эти потоки ранее были оценены в работе В.И. Звалинского с соавторами [2012] (табл. 1).

Из данных табл. 1 видно, что поток биогенных веществ, обусловленный стоком р. Раздольной, примерно в два раза выше в сравнении с канализационными стоками г. Владивосток. Другое различие этих двух источников биогенных веществ состоит в том, что интенсивность канализационных потоков в течение года примерно одинаковая и география стоков точно локализована, поэтому они называются локальными источниками. Положение этих источников наилучшим образом проявляется по гидрохимическим аномалиям поверхностных вод в зимний сезон [Тищенко и др., 2011б; Tishchenko et al., 2013]. Эти локальные источники загрязнения Амурского

Таблица 1

Годовой поток биогенных элементов (DIN — сумма всех форм неорганического азота; TN — общий азот; DIP — растворенный неорганический фосфор; TP — общий фосфор; DISi — растворенный неорганический кремнезем), взвешенного вещества (BB), органического вещества (биологического потребления кислорода, BOD_5) в Амурский залив со сточными водами г. Владивосток и водами р. Раздольной, т

Table 1

Annual flux of nutrients (DIN — dissolved inorganic nitrogen; TN — total nitrogen; DIP — dissolved inorganic phosphorus; TP — total phosphorus; DISi — dissolved inorganic silica), suspended substances (BB) and organic matter (biological oxygen demand, BOD_5) into the Amur Bay with waste waters from Vladivostok and the Razdolnaya River discharge, T

Источник поступления (источник данных)	DIN	TN	DIP	TP	DISi	BB	BOD_5
Сточные воды Доля, %	700 **26**	1500 **26**	100 **31**	200 **31**	–	10000 **9**	10000 **25**
Р. Раздольная Доля, %	2000 **74**	4200 **74**	220 **69**	450 **69**	17000	100000 **91**	30000 **75**
Всего*	2700	5700	320	650	17000	110000	40000
А.А. Огородникова [2001**]	2800	3250	–	1292	–	20000	27000
Л.В. Нигматулина [2005**]	2100	2300	–	800	–	13700*	15000

* Данные измерений [Звалинский и др., 2012].

** Оценено по нормативам (суммарные выносы в Амурский залив веществ со сточными водами антропогенного происхождения — г. Владивосток и р. Раздольная).

залива известны [Огородникова, 2001; Нигматулина, 2005; Петухов и др., 2019] и обычно характеризуются достаточно высокой стабильностью потока биогенных веществ, что позволяет подстроиться всем звеньям пищевой цепи экосистемы для утилизации органических и неорганических форм биогенных веществ.

В период межени р. Раздольной ее можно также рассматривать как локальный источник биогенных веществ, поскольку география стока биогенных веществ при малом расходе реки не распространяется южнее о. Речного. Этот период обычно составляет восемь месяцев в году (сентябрь-апрель) и может считаться «золотым» для функционирования экосистемы залива, поскольку все звенья пищевой цепи «работают» в полную нагрузку. Обнаружено, что во все сезоны в верхнем слое вод Амурского залива концентрации биогенных веществ (DIN, DIP, DISi) достаточно высокие для большей части акватории залива (0,1–0,2, 2,0–3,0 и 2,0–6,0 мкМ соответственно для фосфатов, суммы неорганического азота и силикатов). Существование в верхнем слое достаточно высоких концентраций биогенных веществ указывает на высокую интенсивность внутренних потоков экосистемы залива. В таких условиях достаточно небольших внешних изменений, чтобы вывести систему из стационарного состояния. Таким внешним воздействием для экосистемы залива является паводок р. Раздольной.

Паводок р. Раздольной обеспечивает залповый выброс биогенных веществ в залив. Основной сток биогенных веществ реки в летний сезон 2007 г. произошел в период паводка [Михайлик и др., 2011] (рис. 9). В 2008 г. за четыре месяца, с мая по август, в Амурский залив поступило 80, 90, 87 и 92 % от годового стока соответственно азота, фосфора, кремния и взвешенного вещества. В период паводков концентрация биогенных элементов в речной воде не только не уменьшается, но даже возрастает [Михайлик и др., 2011]. В этот сезон основными источниками биогенных веществ в речной воде являются диффузные, т.е. атмосферные осадки и поверхностные воды с сельскохозяйственных полей, а сами биогенные вещества распространяются практически по всей акватории Амурского залива. Также

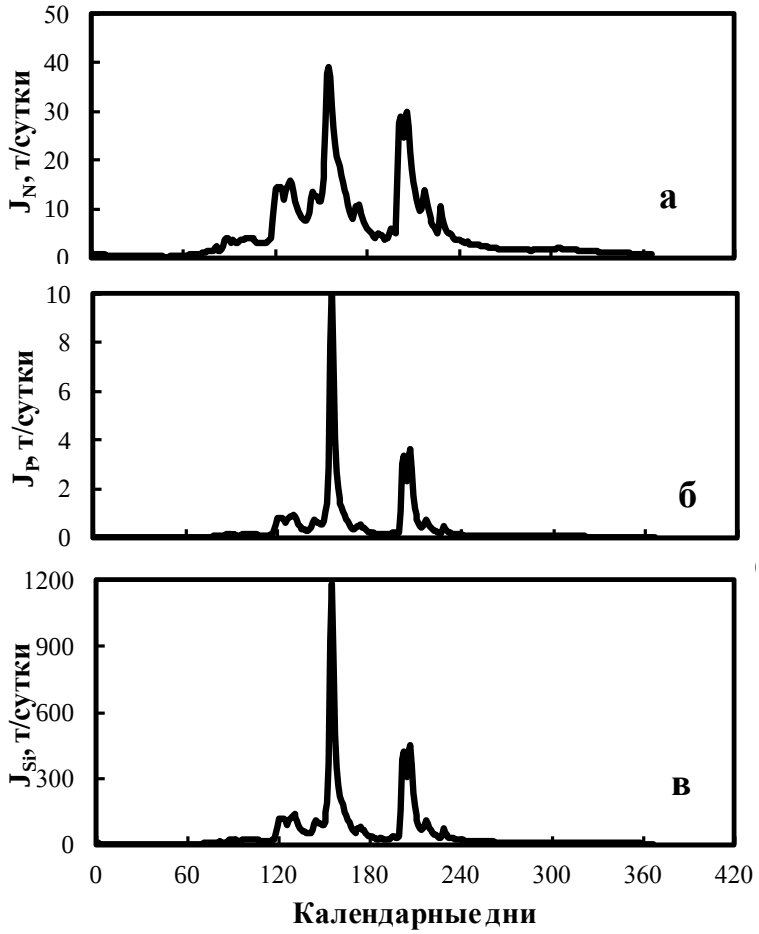

Рис. 9. Потоки биогенных элементов, поставляемые р. Раздольной в Амурский залив, как функция времени, 2007 г. [Михайлик и др., 2011]: **а** — DIN; **б** — DIP; **в** — DISi

Fig. 9. Dynamics of nutrients flux (**а** — DIN; **б** — DIP; **в** — DISi) supplied by the Razdolnaya River into the Amur Bay in 2007 [Mikhailik et al., 2011]

установлено, что потоки биогенных веществ, сбрасываемые р. Раздольной, в период с 2003 по 2017 г. имели тенденцию к увеличению от года к году [Михайлик и др., 2020].

В период паводка экосистема залива выходит из стационарного состояния. Быстрая седиментация взвешенного вещества подавляет активность зообентоса. После оседания взвеси и увеличения прозрачности верхнего слоя воды возникают благоприятные условия для фотосинтеза — устойчивая стратификация, высокие концентрации биогенных веществ и достаточно высокая освещенность. Главное проявление нестационарности экосистемы — вспышка «цветения» фитопланктона, которая протекает весьма быстро — в течение 7–10 дней. Вторичное трофическое звено (фитофаги) за столь короткий промежуток времени не успевает развиться до количества, соответствующего высокой биомассе фитопланктона, и поэтому тот не может быть утилизирован фитофагами полностью. В результате фитопланктон отмирает и оседает на дно, поскольку основным его видом являются диатомеи [Коновалова, 1972]. Отмерший фитопланктон подвергается микробиологической деструкции, при этом происходит интенсивное потребление кислорода. В области депрессии, где глубина залива превышает глубину фотического слоя, возникает гипоксия.

Залповый выброс биогенных веществ снижает ассимиляционную емкость залива. Иначе говоря, диффузный источник биогенных веществ оказывает бóльшее негативное влияние на экосистему залива в сравнении с локальными источниками. Важная роль импульсного характера потока биогенных веществ в формировании гипоксии уже отмечалась другими исследователями [Pennock et al., 1994; Anderson and Taylor, 2001]. На рис. 3 видно, что гипоксия обнаруживается после паводка р. Раздольной, т.е. после импульсной эвтрофикации залива. Исключением являются два случая: а) формирование гипоксии от локального источника в зимний сезон в зал. Угловом в отсутствие ветрового перемешивания [Петухов и др., 2019]; б) высокая скорость потока продуктов разложения органического вещества из донных осадков, обусловленная биотурбацией в местах зарослей зостеры морской [Барабанщиков и др., 2021].

Гипоксия Уссурийского залива

Распределение кислорода и гидрохимических аномалий в придонном слое Уссурийского залива в летний сезон

Гидрохимические исследования Уссурийского залива были начаты в 30-е гг. прошлого века одновременно с изучением Амурского залива [Воронков, 1941]. Однако для Уссурийского залива работы были выполнены только осенью 1934 г., минимальное содержание кислорода наблюдалось у дна и составляло 80–85 % от насыщения. Н.Ф. Подорванова с коллегами [1989] во время летней экспедиции 1977 г. обнаружили самые низкие концентрации кислорода в придонном слое воды напротив мыса Красного (ст. 1347 — 2,22 мл/л (97,7 мкмоль/кг) и ст. 1257 — 2,87 мл/л (126,3 мкмоль/кг)). Низким концентрациям кислорода в придонной воде соответствовали высокие концентрации фосфатов и силикатов. В летний сезон 2004 г. минимальные концентрации кислорода в придонном слое воды в вершине Уссурийского залива (бухта Муравьиная) составляли 3 мл/л (132 мкмоль/кг) [Рачков, 2006].

В конце августа 2008 г. были обнаружены гипоксийные условия в придонном слое воды в котловине (48 м) с координатами 43,08° с.ш. 132,15° в.д. Концентрация кислорода была 71 мкмоль/кг, или 26 % от насыщения по отношению к атмосферному кислороду, при этом наблюдались аномально низкие значения pH, высокие значения pCO_2, фосфатов, аммония и силикатов [Семкин и др., 2012]. Масштабные гидрохимические работы (75 гидрохимических станций) были выполнены в 2011 г. в период с 7 по 12 августа [Semkin et al., 2011]. Концентрация кислорода в придонном слое залива в этот период изменялась в широком диапазоне — от 90 до 290 мкмоль/кг (рис. 10, а), т.е. состояние придонных вод в некоторых районах залива было близким к гипоксийному. По распределению других химических параметров (силикаты, парциальное давление углекислого газа, фосфаты), представленных на рис. 10, видно, что их аномалии локализованы в одних и тех же районах залива.

Все гидрохимические аномалии в придонном горизонте обусловлены одним и тем же процессом — микробиологической деструкцией фитопланктона в отсутствие ФАР. На всех станциях летом 2011 г. измеряли глубину видимости диска Секки. По соотношению (3) была рассчитана глубина фотического слоя. Установлено, что за исключением самой северной части залива и прибрежных станций глубина фотического слоя была меньше глубины бассейна. Помимо световых условий формирования гипоксии, требуется «избыточная» биомасса фитопланктона. В свою очередь, для формирования первичной продукции необходимо наличие в среде биогенных веществ, источником которых могут быть коммунально-бытовые выносы и речной сток.

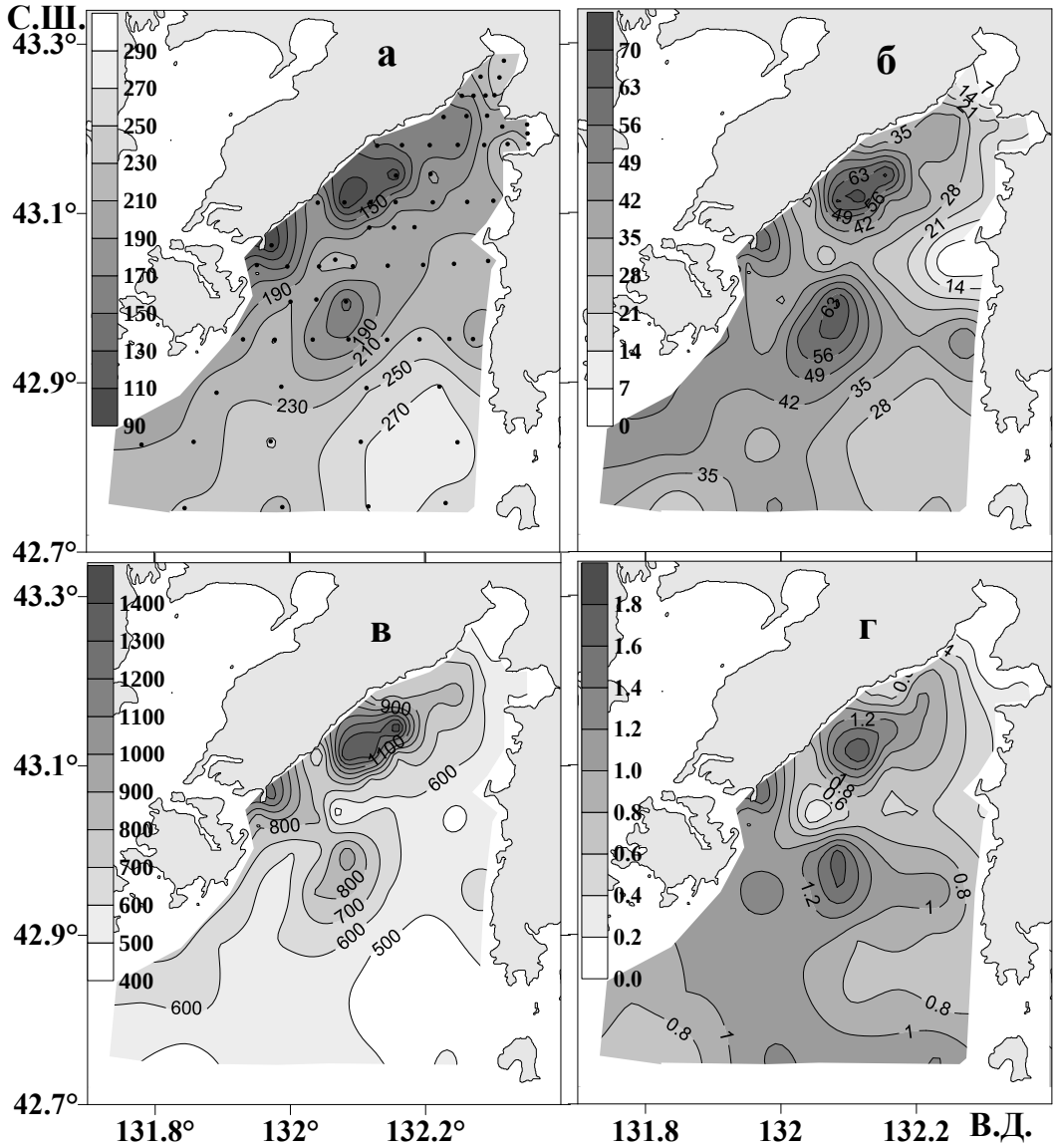

Рис. 10. Распределение гидрохимических параметров в придонном слое вод Уссурийского залива в период с 7 по 12 августа 2011 г. [Semkin et al., 2011]: **а** — концентрация растворенного кислорода, мкмоль/кг; **б** — концентрация силикатов, мкмоль/л; **в** — парциальное давление CO_2, мкатм; **г** — фосфаты, мкмоль/л

Fig. 10. Spatial distribution of DO (**а**, μM/kg), DISi (**б**, μM/L), CO_2 partial pressure (**в**, μatm), and DIP (**г**, μM/L) at the bottom of the Ussuri Bay on August 7–12, 2011 [Semkin et al., 2011]

Эвтрофикация вод Уссурийского залива

Оценка эвтрофикации Уссурийского залива дана в работе В.И. Звалинского с соавторами [2013]. На западном берегу залива расположен г. Владивосток, сточные воды примерно 45 % населения города сбрасываются в Уссурийский залив. Кроме этого, на берегах залива располагается ряд менее крупных городов и поселений. Наиболее крупный из них г. Артем (население — около 100 тыс. чел.). В общей сложности на берегах залива проживает около 400 тыс. чел. Используя данные о концентрациях биогенных веществ в сточных водах, провели оценку годовых выносов биогенных

элементов в акваторию залива (табл. 2). Предполагается, что воды бухты Золотой Рог выносятся в Уссурийский залив.

Таблица 2

Суммарный годовой вынос биогенных веществ и взвешенного вещества, в Уссурийский залив сточными водами и речным стоком и химическое потребление кислорода (COD_{Cr}), т

Table 2

Annual fluxes of nutrients and suspended substances into the Ussuri Bay by waste waters and river runoff and chemical oxygen demand (COD_{Cr}), T

Источник поступления	DIN	TN	DIP	TP	COD_{Cr}	DISi	BB
Сточные воды	950	1600*	130	185*	10000	Н.д	Н.д
Речной сток	180	670	25	90	7550**	4400	7300**
Всего	1130	2270	155	275	17550	Н.д	Н.д

* Величины, рассчитанные в предположении, что органические формы азота и фосфора составляют соответственно 40 и 30 % от общего их содержания [Хенце и др., 2006].

** Оценка по опубликованным данным [Шулькин, Семыкина, 2005, 2012; Экологические исследования…, 2008; Семкин и др., 2018].

В Уссурийский залив впадает несколько относительно небольших рек — Артемовка, Шкотовка, Петровка, Суходол. Общий среднегодовой сток этих рек составляет около 1,3 км^3. Данные о содержании биогенных веществ в водах рек и их годового расхода [Шулькин, Семыкина, 2005, 2012; Экологические исследования…, 2008; Семкин и др., 2018] позволяют оценить годовые выносы веществ в акваторию залива (табл. 2). Поток биогенных веществ в Уссурийский залив, обусловленный канализационными стоками, выше, чем речной сток, т.е. ситуация противоположная в сравнении с Амурским заливом (см. табл. 1). Из всех рек, впадающих в Уссурийский залив, наиболее эвтрофированной является р. Артемовка, поскольку канализационные стоки г. Артем поступают в правый приток, в р. Кневичанка [Семкин и др., 2015]. Рядом с р. Артемовка расположена ТЭЦ-2, ее атмосферные выбросы и золоотвалы также обогащают биогенными веществами р. Артемовка и бухту Муравьиную. Помимо канализационных и речных вод источниками биогенных веществ являются промежуточные воды Японского моря.

Адвекция морских вод, обогащенных биогенными элементами, в акваторию Уссурийского залива приводит к «цветению» диатомей. В сравнении с Амурским заливом Уссурийский залив является более открытым для обмена вод залива с водами Японского моря [Воронков, 1941; Ластовецкий, Вещева, 1964]. По-видимому, механизм формирования первичной продукции, обусловленный апвеллингом, для данного залива более значим, чем для Амурского. Микробиологическое разложение фитопланктона на границе вода/дно в отсутствие ФАР идет непрерывно в течение года, однако интенсивность его возрастает с ростом температуры. Гипоксия возникает при соблюдении двух дополнительных условий: а) существование устойчивой вертикальной плотностной стратификации, которая возникает в результате летнего прогрева вод и увеличения стока рек и ослабляет вертикальное перемешивание; б) существенное уменьшение горизонтального обмена в придонном слое. Эти два дополнительных условия выполняются в области подводной котловины Уссурийского залива в период с мая по конец августа. Интенсивность и направление ветра могут изменить ситуацию в сторону разрушения или формирования гипоксии. Гидрохимические аномалии, обнаруженные вдали от котловины, по-видимому, обусловлены динамикой вод. Эти аномалии имеют, скорее всего, «аллохтонное», а не «автохтонное» происхождение, но этот вопрос требует дальнейших исследований.

Гипоксия западной части акватории зал. Петра Великого

Распределение кислорода и гидрохимических аномалий в придонном слое в зал. Посьета и в южном районе Дальневосточного морского биосферного заповедника

В западной части ЗПВ, в южном районе Дальневосточного морского биосферного заповедника ДВО РАН (ЮРЗ), сотрудниками Института биологии моря 12 августа 2013 г. была зафиксирована с помощью подводного аппарата «SubFighter» массовая гибель бентосных организмов (звезды, морские черви), что вызвало сильное беспокойство и побудило к срочной организации гидрохимической экспедиции. Главный результат гидрохимических исследований акватории, прилегающей к о. Фуругельма, состоял в обнаружении гипоксии и аноксии в придонном слое воды на нескольких станциях (рис. 11) [Стунжас и др., 2016; Tishchenko et al., 2020]. Такое открытие оказалось неприятной неожиданностью, так как эта акватория охраняется государством и не находится под прямым воздействием человека. В связи с этим в течение 2013–2017 гг. были предприняты значительные усилия по исследованию акватории вокруг о. Фуругельма. Гидрохимическими исследованиями ЮРЗ было установлено, что аномально низкие показатели содержания кислорода приурочены к области депрессии, расположенной между островом и западным побережьем (рис. 11). Форма рельефа (рис. 11, а) способствует накоплению в депрессии влекомых наносов, органической взвеси, а также уменьшению адвективного перемешивания воды. Однако побуждающей причиной формирования аноксии является микробиологическое разложение органического вещества, происходящее без проникновения ФАР. Действительно, аномально низким концентрациям кислорода соответствуют высокие значения pCO_2 (более 1800 мкатм), высокие концентрации ионов аммония (более 30 мкМ), фосфатов (более 6 мкМ), силикатов (более 170 мкМ) (рис. 12). Иначе говоря, обнаруженные гидрохимические аномалии можно рассматривать как продукты одного и того же явления — микробиологического разложения органического вещества, основным компонентом которого являются отмершие и осевшие на дно диатомовые водоросли.

Возникновение в придонном слое сероводорода [Стунжас и др., 2016] указывает на то, что на границе раздела вода/дно создаются условия, при которых может протекать реакция сульфатредукции [Emerson, Hedges, 2003]. Другим признаком протекания сульфатредукции является увеличение нормированной щелочности в придонных горизонтах на станциях 15, 17, 20–22 [Стунжас и др., 2016]. Таким образом, схемы реакций (1)–(2), отражающие пути бактериального окисления органического вещества, могут объяснить одновременное формирование аномально высоких концентраций ионов аммония, фосфатов, нормированного DIC, нормированной TA и pCO_2 в местах аноксии. Доминирующими видами фитопланктона в акватории ЮРЗ являются диатомеи, как по видовому составу, так и по плотности [Орлова и др., 2000]. Поэтому при разложении биомассы диатомовых или утилизации их представителями вторичного гетеротрофного звена происходит выделение в среду кремния [Sarthou et al., 2005], что и приводит к формированию аномально высоких концентраций силикатов (более 170 мкмоль/л) в местах регистрации аноксии (рис. 12).

Прямым доказательством аноксии придонных вод в ЮРЗ является массовый замор морских звезд и червей, который был зарегистрирован подводной фотосъемкой. Эти организмы обладают высокой толерантностью к низким концентрациям кислорода, но в данном случае они были мертвы.

Важную роль в формировании гипоксии играет прозрачность вод. Глубина видимости диска Секки для фоновых станций, расположенных на востоке и юго-востоке от о. Фуругельма, как правило, была 9–11 м, что соответствует толщине фотического слоя примерно 27–33 м. Однако для области депрессии глубина видимости диска Секки была существенно меньше и находилась в пределах 5,5–7,0 м. Это подверждается

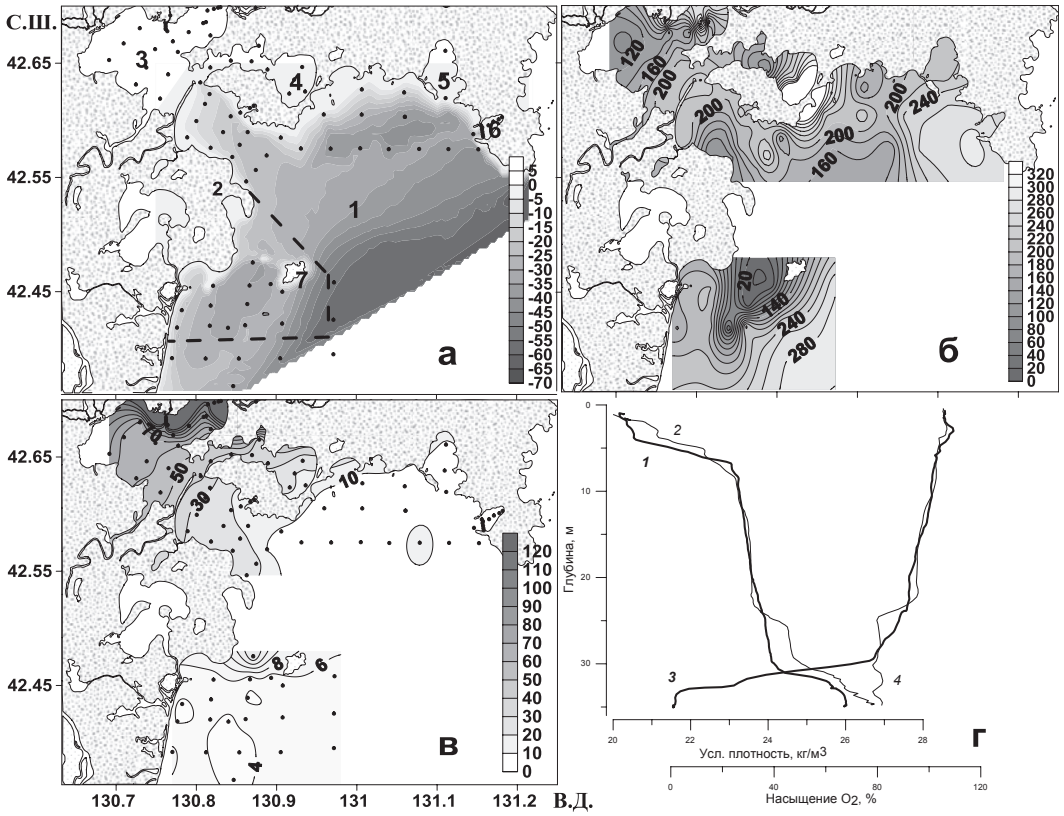

Рис. 11. Распределение гидролого-гидрохимических характеристик зал. Посьета (Японское море): **а** — батиметрическая карта глубин, *1* — открытая часть залива, *2* — бухта Рейд Паллада, *3* — бухта Экспедиции, *4* — бухта Новгородская, *5* — бухта Троицы, *6* — бухта Витязь, *7* — о. Фуругельма, *точками* показано расположение станций, *пунктирной линией* — границы южного района морского заповедника; **б** — распределение концентрации кислорода (мкмоль/кг) в придонном слое воды в заливе (июль 2013 г.) и на юго-западе от о. Фуругельма (август 2013 г.); **в** — распределение концентрации силикатов (мкмоль/кг) там же в поверхностном слое воды; **г** — распределение условной плотности (линии *1*, *2*) и процентного насыщения кислорода (*3*, *4*) на ст. 21 (*жирные линии*) и ст. 18 (*тонкие линии*) 16 августа 2013 г. [Стунжас и др., 2016]

Fig. 11. Some characteristics of the Posyet Bay in July 2013: **a** — bathymetry (*1* — open part of the Posyet Bay, *2* — Reid Pallada bight, *3* — Expeditsii bight, *4* — Novgorodskaya bight, *5* — Troitsa bight, *6* — Vityaz bight, *7* — Furugelm Island, *dots* — samplings, *dotted line* — boundary of marine reserve), **б** — DO at the bottom (μM/kg), **в** — DISi at the sea surface (μM/L); and vertical profiles observed at Furugelm Island on August 16, 2013 (**г**): water density (*1*, *2*) and oxygen saturation (*3*, *4*) [Stunzhas et al., 2016]

результатами работы датчика мутности в ходе вертикального зондирования. Снижение прозрачности для этой акватории обусловлено тремя причинами. Во-первых, близость берега может обусловливать поступление взвешенного терригенного материала. Во-вторых, взвешенный материал поступает из бухты Экспедиции. В-третьих, повышенная продукция вод в районе депрессии снижает прозрачность вод. Из результатов измерения прозрачности по диску Секки следует, что толщина фотического слоя в области депрессии дна составляет 20–25 м, а глубина дна — 30–35 м. Таким образом, разложение органического вещества происходит в условиях отсутствия возможности регенерации кислорода через фотосинтез. Результаты зондирования кислорода указывают на то, что толщина придонного слоя, подверженного гипоксии-аноксии, не превышает 3–5 м (см. рис. 11, г). Общая площадь акватории, находящейся в условиях аноксии, составляет около 15–20 км^2.

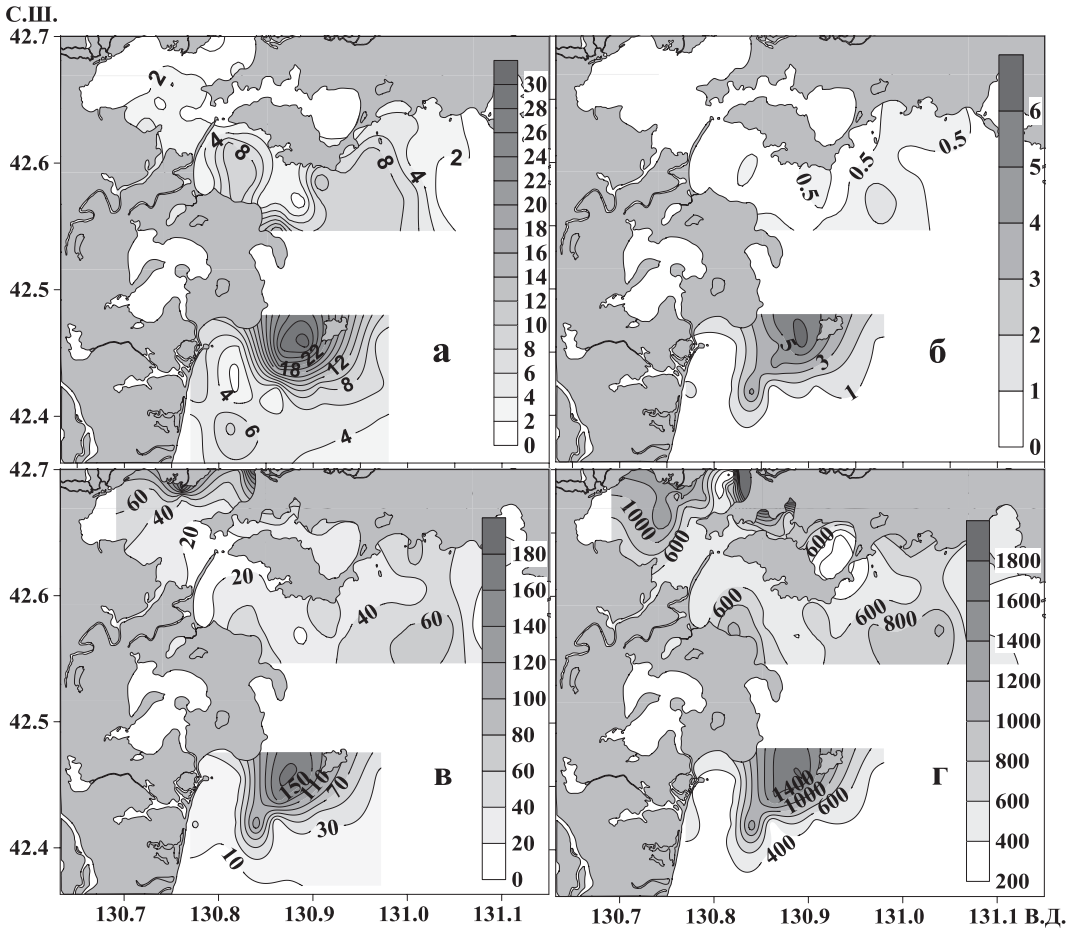

Рис. 12. Распределение гидрохимических параметров в придонном слое вод зал. Посьета (июль 2013 г.) и на юго-западе от о. Фуругельма (август 2013 г.) [Стунжас и др., 2016; Тищенко и др., 2016]: **а** — концентрация иона аммония, мкмоль/кг; **б** — концентрация фосфатов, мкмоль/кг; **в** — концентрация силикатов, мкмоль/кг; **г** — парциальное давление CO_2, мкатм

Fig. 12. Spatial distributions of ammonium concentration (**а**), phosphorus concentration (**б**), silica concentration (**в**), and CO_2 partial pressure (**г**) at the bottom in the southwestern Peter the Great Bay in August 2013 [Stunghas et al., 2016; Tishchenko et al., 2016]

Мониторинговые наблюдения гидрологических характеристик придонной воды в месте обнаружения аноксии в южном районе Дальневосточного морского биосферного заповедника

В зоне аноксии, обнаруженной в августе 2013 г. (координаты 42°28,3′ с.ш. 130°53,046′ в.д.), в метре от дна — на глубине 36 м — в период с 21 июня 2014 г. по 20 мая 2015 г. была установлена мониторинговая гидрологическая станция WQM. На протяжении 11 мес. каждые три часа производилась запись показаний датчиков с интервалом в одну секунду в течение 5 мин в память прибора. Были получены средние значения показаний прибора для каждых суток (рис. 13).

На станции мониторинга у о. Фуругельма гипоксия была зафиксирована с 9 по 30 сентября 2014 г., т.е. придонные воды заповедника находились три недели в состоянии гипоксии (рис. 13). Результаты мониторинга показывают максимальную концентрацию хлорофилла-*а* и, соответственно, продукцию ОВ в весенне-летний период (рис. 13, г). Существенное понижение концентрации кислорода в период с 10 сентября по 1 октября 2014 г. в придонном слое воды привело к условиям гипоксии около о. Фуру-

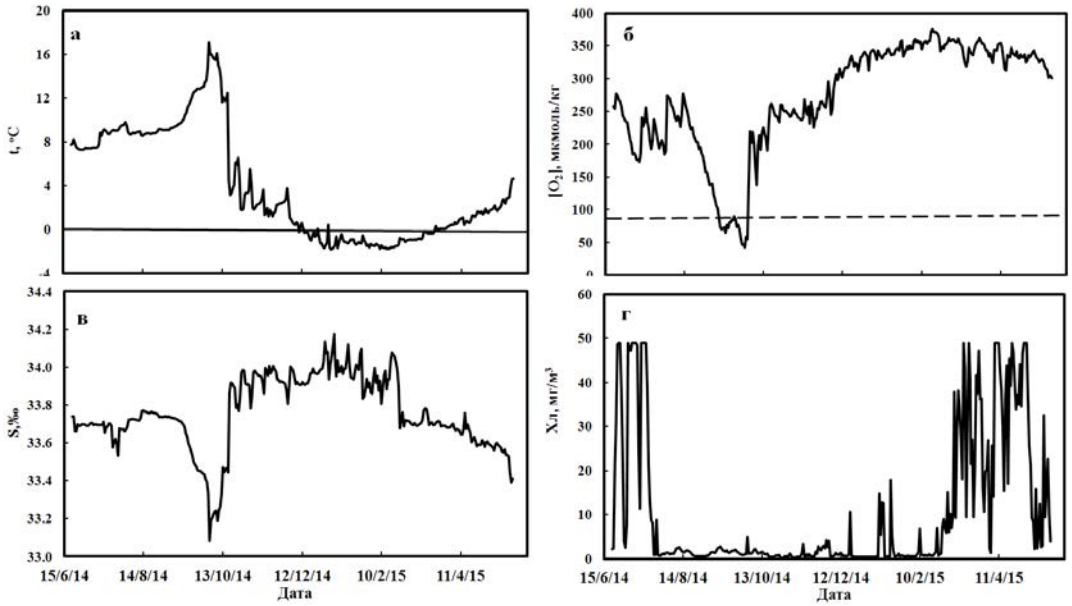

Рис. 13. Временная изменчивость гидрологических параметров: **а** — температура, °C; **б** — кислород, мкмоль/кг; **в** — соленость, ‰; **г** — хлорофилл-*а*, мг/м^3. Июнь 2014 г. — май 2015 г. Данные получены с помощью станции WQM. Период гипоксии длился 23 дня. *Горизонтальная пунктирная линия* соответствует пороговому значению концентрации кислорода 76 мкмоль/кг [Тищенко и др., 2016]

Fig. 13. Temporal variations of temperature (**а**, °C), DO (**б**, μM/kg), salinity (**в**, ‰), and concentration of chlorophyll *a* (**г**, mg/m^3) at the bottom of the hypoxic area near Furugelm Island in June 2014 — May 2015. Hypoxia threshold (76 μM/kg) is shown by *dotted line* [Tischenko et al., 2016]

гельма (рис. 13, б). Временная задержка между максимальной продукцией ОВ и резким понижением концентрации кислорода обусловлена не скоростью седиментации ОВ в толще воды, а другими факторами, главным из которых является уменьшение скорости поставки растворенного кислорода в придонный слой воды.

Существенное понижение концентрации кислорода наблюдалось с 15 августа по 12 сентября 2014 г. и сопровождалось плавным ростом температуры и уменьшением солености в придонном горизонте (рис. 13), что указывает на даунвеллинговый тип циркуляции в этот период. Скорость формирования гипоксии была порядка 6,6 мкмоль/(кг · сут). Приняв условия стационарности и среднюю толщину гипоксийного слоя равной 4 м (рис. 13, г) [Стунжас и др., 2016], получим скорость биохимического потребления кислорода на единицу площади осадка, равную около 5 ммоль/(м^2 · сут). Прямые измерения скорости потребления кислорода осадком, проведенные на шельфе Мексиканского залива, находились в пределах 3,9–25,8 ммоль/(м^2 · сут) [Murrell, Lehrter, 2011]. Наша оценка близка к нижней границе прямых измерений. Разрушение гипоксии в 2014 г. началось 29 сентября. Оно сопровождалось существенным увеличением температуры — с 13 (28 сентября) до 17 °C (3 октября). В этом временном интервале соленость уменьшилась от 33,4 до 33,1 ‰. Вслед за этими событиями последовало резкое снижение температуры и увеличение солености, до 3,3 °C и 33,9 ‰ (20 октября), что, очевидно, связано с сезонным апвеллингом япономорских вод [Жабин и др., 1993], которые содержат высокие концентрации кислорода. Скорость разрушения гипоксии была 40 мкмоль/(кг · сут). Дальнейшее разрушение гипоксии обусловлено зимней конвекцией. В период с середины декабря по начало апреля температура воды была отрицательной. Соленость с середины декабря до конца февраля находилась в пределах 34,0 ± 0,1 ‰. В этот же период наблюдалось максимальное содержание растворенного кислорода (330 ± 20 мкмоль/кг).

Эвтрофикация вод акватории ЮРЗ

Для формирования первичной продукции (образование клеток фитопланктона) необходим «строительный материал» — биогенные вещества. Одним из источников биогенных веществ в акватории ЮРЗ могут быть воды бухты Рейд Паллада. В летний сезон значительно возрастает речной и береговой сток в мелководную бухту Экспедиции (речки Гладкая, Цукановка, Тесная, Карасик). Наши гидрохимические наблюдения в бухте Экспедиции для разных сезонов указывают на ее высокую продукцию: обычная концентрация хлорофилла-*a* в ее водах составляла 5–10 мг/м^3. Общая циркуляция течений в зал. Посьета такова, что опресненные и обогащенные биогенными веществами и органическим углеродом воды бухты Экспедиции в летний сезон могут поступать вдоль западного побережья бухты Рейд Паллада, а затем отклоняться к юго-западу, в район между о. Фуругельма и западным побережьем [Григорьева, 2012]. Данные наблюдений, полученные в июле и августе 2013 г. [Стунжас и др., 2016] (распределение солености поверхностных вод, а также концентраций кремния и хлорофилла), подтверждают такую возможность. Другим источником биогенных веществ может быть сток р. Туманной. Из полученных характеристик эстуария р. Туманной [Семкин, 2018] следует, что «время жизни» речных вод в эстуарии короткое, поэтому основная речная водная масса, содержащая растворенные в ней вещества, проходит эстуарий транзитом в открытую часть Японского моря.

На основе данных о содержании биогенных веществ, полученных в разные сезоны в р. Туманной, а также в реках Гладкой, Тесной и Цукановка [Семкин и др., 2017; Семкин, 2018], оценены годовые потоки биогенных веществ в юго-западную часть зал. Петра Великого. В этих расчетах использованы литературные данные о среднемесячном расходе р. Туманной [Wei et al., 1999] (табл. 3).

Таблица 3

Годовой поток биогенных веществ и растворенного органического углерода (РОУ) р. Туманной в западную акваторию зал. Петра Великого, рек Гладкой, Тесной и Цукановка в бухту Экспедиции, т

Table 3

Annual fluxes of nutrients and dissolved organic carbon supplied by the Tumen River into the southwestern Peter the Great Bay and by the Gladkaya, Tesnaya and Tsukanovka Rivers into the Expeditsii bight, T

Река	DIP	DIN	DISi	РОУ
Туманная	450,0	11601,0	54550,0	34804,0
Гладкая+Цукановка+Тесная	4,7	124,4	2874,7	933,5

Из данных табл. 3 видно, что потоки биогенных веществ и органического углерода, обусловленные р. Туманной, более чем в 100 раз больше, чем суммарные потоки, поставляемые реками Гладкой, Цукановка и Тесной, и в 3–5 раз больше потоков, обусловленных р. Раздольной в Амурский залив (см. табл. 1). Из данных табл. 3 следует, что суточные потоки в приустьевую зону р. Туманной составили 1,2 т, 31,0, 149,0, 95,0 и 2240,0 т соответственно растворенных неорганических форм фосфора, азота, кремния, а также РОУ и взвешенного вещества. Как правило, основной поток речной воды, идущий из устья р. Туманной, имеет юго-западное направление, по-видимому, благодаря силе Кориолиса. Таким образом происходит эвтрофикация прибрежной акватории КНДР [Стунжас и др., 2016]. Во время экспедиционных работ всегда наблюдались более 50 рыболовецких судов со стороны КНДР, тогда как со стороны России — только 1–2 корабля погранслужбы. Тем не менее не исключается возможность эвтрофикации ЮРЗ р. Туманной. Площадь аноксии в морском заповеднике занимала 15–20 км^2, а толщина слоя 3–5 м [Стунжас и др., 2016]. Для того чтобы возникла аноксия, достаточен поток воды р. Туманной слоем 0,5 м в направлении гипоксии в течение недели. В этой оценке учитывается, что по пути движения половина биогенных веществ тратится на

фотосинтез, не достигнув района обнаруженной гипоксии. Иначе говоря, устойчивый западный–юго-западный ветер в течение недели способен вызвать «цветение» фитопланктона в акватории морского заповедника, разложение которого обеспечит гипоксию в придонных горизонтах. Возможность такого сценария формирования гипоксии в акватории ЮРЗ подтверждается космическими снимками по распространению «плюмов» вод р. Туманной в направлении заповедника [Tishchenko et al., 2020].

Общие черты и особенности формирования гипоксии в разных районах зал. Петра Великого

Важнейшим биогеохимическим процессом в океане является работа «биологического насоса» по переносу неорганических форм углерода из верхнего слоя моря в глубинные слои. Суть его работы в общих чертах хорошо известна [De La Rocha, 2006] и сводится к образованию органической биомассы (фитопланктона) в фотическом слое, а затем через пищевую цепь и седиментацию детрита — к поступлению останков органического вещества в более глубокие слои моря, его накоплению и захоронению на дне. Для шельфовых вод 80–90 % синтезированного в фотическом слое органического вещества достигает дна и обогащает собой осадки [Emerson, Hedges, 2003]. Когда шельф подвержен эвтрофикации, первичная продукция резко возрастает, а сценарий утилизации биомассы зависит не только от количества биомассы, но и от вида водорослей. Например, эвтрофикация прибрежной части Желтого моря приводит к массовому развитию зеленых водорослей (*Ulva prolifera*), которые называются «зелеными приливами» [Liu et al., 2016]. В этом случае гипоксия не формируется, поскольку этот вид водорослей не тонет и выносится волнами на берег.

Наиболее опасным следствием эвтрофикации являются «красные приливы» [Glibert et al., 2005]. В этом случае «цветение» обусловлено, как правило, динофлагеллятами, которые способны синтезировать опасные токсические вещества. Эти вещества по пищевой цепи могут попасть в организм человека и вызвать смерть [Glibert et al., 2005].

Для всей акватории ЗПВ при цветении фитопланктона основным видом водорослей являются диатомеи. Их цветение сопровождается активным выделением в среду полисахаридов (Extracellular polysaccharides) [Passow, 2002]. Выделившиеся из клеток полисахариды попадают в морскую среду и, взаимодействуя с ионами кальция и магния, образуют коллоидные частицы [Verdugo et al., 2004], которые представляют собой прозрачную слизь и именуются Transparent Exopolymer Particles (TEP). TEP обладают высокой адгезией и играют ключевую роль в агрегации диатомовых водорослей и минеральных частиц, формируя поток «морского снега» [Passow et al., 2001]. В отличие от индивидуальных клеток диатомей, их агрегаты тонут с высокой скоростью, превышая 100 м в день, а образование крупных агрегатов частиц из клеток диатомей может даже прерывать их «цветение» [Burd and Jackson, 2009]. В сравнении с другими формами взвешенного органического вещества диатомеи, по-видимому, обладают большей способностью к агрегации и седиментации, поэтому этот вид фитопланктона играет ключевую роль в формировании гипоксии. На шельфе диатомеи минуют вторичное звено (зоопланктон) и вся их биомасса не переходит по пищевой цепи в биомассу зоопланктона, а оседает на дно, где является пищей для зообентоса и/или микроорганизмов. Во всех района ЗПВ, где обнаружена гипоксия, наблюдается высокое содержание продуктов микробиологического разложения диатомей — DIC, фосфатов, силикатов и ионов аммония. Необходимо отметить, что высокая скорость растворения кремниевого скелета диатомей также обусловлена действием микроорганизмов [Bidle, Azam, 1999; Toullec, Moriceau, 2018].

В рельефе дна ЗПВ имеются депрессии, т.е. углубления, которые есть в Амурском и Уссурийском заливах, а также в акватории возле о. Фуругельма. В географическом отношении низкое содержание кислорода в придонном слое залива приурочено к местам расположения депрессий (см. рис. 1). На наш взгляд, депрессии имеют большое

значение в формировании сезонной гипоксии. Во-первых, в условиях неправильных полусуточных приливно-отливных течений с амплитудой в 15–25 см [Супранович, Якунин, 1976; Tishchenko et al., 2016] они играют роль своеобразных седиментационных ловушек ОВ. Во-вторых, депрессии содержат максимально плотную воду в сравнении с окружающими ее водами, что приводит к уменьшению скоростей придонных течений непосредственно в депрессиях, а значит и в поставке кислорода из окружающих вод в придонный слой депрессий. В-третьих, придонные течения взмучивают придонный слой воды, обычная толщина взмученного слоя составляет 3–5 м (см. рис. 7). В 2008 г. взмученный слой составлял около 5 м. Взмученный слой не позволяет проникать ФАР, действие которой способно регенерировать кислород. Гипоксия, сформированная во впадинах ЗПВ, является автохтонной по происхождению. Общим условием формирования гипоксии в разных акваториях ЗПВ является интенсификация работы биологического насоса, обусловленная эвтрофикацией вод залива. Другим общим условием формирования гипоксии залива является даунвеллинговая циркуляция вод.

Наряду с общими чертами существует ряд особенностей проявления гипоксии для разных акваторий ЗПВ, которые связаны прежде всего с географией и динамикой вод в заливе. Гипоксия в акватории Амурского залива представляет собой наиболее устойчивое и длительное во времени явление, охватывающее площадь 60 км^2 [Тищенко, 2013]. Устойчивость и длительное существование гипоксии Амурского залива обусловлены относительно бóльшей его изолированностью, большой по площади депрессией в северной части залива и прямым влиянием эвтрофированной р. Раздольной. Образованная в депрессии залива автохтонная гипоксия не может быть разрушена одномоментным образом. Под действием апвеллинговой циркуляции водная масса, содержащая низкие концентрации кислорода, может быть обнаружена на шельфе в северной части Амурского залива, например в 2013 г. [Тищенко и др., 2015; Tishchenko et al., 2016]. В 2013 г. гипоксия наблюдалась также в промежуточном слое вод Амурского залива, что можно объяснить только динамикой вод. Именно динамическими процессами можно объяснить гипоксию поверхностных вод в северной части Амурского залива [Севастьянов и др., 2012]. Эта гипоксия аллохтонного происхождения, такой тип гипоксии формируется, например, на орегонском шельфе в результате подъема вод, содержащих низкие концентрации кислорода [Grantham et al., 2004]. Даунвеллинговая циркуляция формирует аллохтонную гипоксию прол. Босфор-Восточный [Григорьева, 2017]. Исключением может быть впадина в западной части пролива. Глубина впадины 50 м обеспечивает необходимые условия формирования в ней гипоксии.

Интенсивная динамика вод Уссурийского залива и сравнительно небольшой речной сток биогенных веществ препятствуют формированию длительной гипоксии придонных вод, в отличие от гипоксии Амурского залива. Особенностью гипоксии ЮРЗ является близость р. Туманной, эвтрофированные воды которой представляют опасность для экосистемы ЮРЗ. В отличие от роли р. Раздольной для экосистемы Амурского залива, влияние р. Туманной на западную акваторию ЗПВ имеет большую неопределенность. В обычной ситуации поток реки направлен на запад вдоль корейского берега. Направление потока может измениться либо под действием ветра, либо в результате мощного паводка на реке. По-видимому, под действием ветра гипоксия проявляется незначительно как по длительности, так и по концентрации кислорода (см. рис. 13, б). Лето 2013 г. было чрезвычайно дождливым, паводок на р. Туманной стал причиной образования аноксии придонных вод в ЮРЗ [Стунжас и др., 2016]. Следует также отметить чрезвычайно высокую концентрацию хлорофилла-*a* в придонном слое вод во впадине у о. Фуругельма (рис. 13, г).

Последствия эвтрофикации зал. Петра Великого

Само по себе увеличение содержания биогенных веществ в морской среде не представляет угрозы морским организмам или человеку. Более того, в 1970-е и начале

1980-х гг. некоторые исследователи считали эвтрофикацию морской среды полезной, поскольку она увеличивает первичную и вторичную продукцию [De Jong, 2006]. Позже обнаружилось, что эвтрофикация морских акваторий, так же как и пресноводных бассейнов, опасна своими последствиями: изменениями соотношения биогенных элементов, уменьшением прозрачности воды, формированием «мертвых зон» с низким содержанием кислорода, уменьшением биоразнообразия [Diaz, 2001; Заика, 2003; De Jong, 2006; Diaz, Rosenberg, 2008; Lavik et al., 2009].

Для ЗПВ можно отметить как положительные, так и отрицательные последствия эвтрофикации. В ряде публикаций было отмечено, что биомасса макрозообентоса в заливе имеет положительную тенденцию к росту [Надточий и др., 2005; Надточий, Безруков, 2008], что соответствует оптимистическому взгляду на процесс эвтрофикации прибрежных акваторий. Основными таксономическими группами в заливе являются двустворчатые моллюски, полихеты, голотурии, усоногие раки и эхиуриды [Надточий и др., 2005], т.е. виды, устойчивые к низкому содержанию кислорода, биомасса которых в сравнении с 1970-ми гг. увеличилась в 4 раза в Амурском заливе и в два раза в других районах ЗПВ. Сомнения в ухудшении состояния бентоса в зал. Петра Великого были высказаны В.П. Шунтовым [2001]. Однако в ряде статей [Коновалова, 1972; Климова, 1988; Мокеева, 1988; Ткалин и др., 1990; Олейник и др., 2004] отмечается, что в зообентосе на смену видам, чувствительным к содержанию кислорода (например, приморский гребешок), пришли сообщества, устойчивые к низкому содержанию кислорода (полихеты). Очевидным негативным проявлением эвтрофикации ЗПВ является возникновение в течение какого-то периода времени «мертвых зон». С помощью подводных аппаратов (ИБМ ДВО РАН) и гидрохимических исследований в таких зонах было установлено отсутствие кислорода и присутствие сероводорода [Стунжас и др., 2016] (см. рис. 11). Такие ситуации могли возникать и ранее. Так, в 2000 г. в районе депрессии между бухтой Сивучьей и о. Фуругельма было найдено обширное поселение полихет-детритофагов, биомасса и плотность которых достигали 3950 г/м^2 и 7540 экз./м^2. Основу биомассы составляли следующие виды: *Maldane sarsi*, *Phyllodoce groenlandica*, *Dipolydora cardalia* и *Scoloplos armiger* [Белан, 2000]. Полихеты толерантны к низкой концентрации кислорода и к присутствию сероводорода, а также предпочетают донные осадки с высоким содержанием органического вещества [Llansó, 1991]. Иначе говоря, высокая плотность полихет является биоиндикатором неблагополучия экологической ситуации, именно к такому выводу пришла Т.А. Белан в 2000 г.

В литературе многократно отмечалась гибель морских организмов в связи с гипоксией [Malakoff, 1998; Weeks et al., 2002; Lavik et al., 2009]. В этом случае рассматриваются две причины. Одна из них — недостаток кислорода для малоподвижных организмов (ракообразные, брюхоногие, моллюски и др.), другая — отравление сероводородом, растворенными сульфидами и токсическими веществами. Действительно, в придонных водах как ЮРЗ, так и Амурского залива было обнаружено наличие сероводорода на уровне 0,05–1,04 мкмоль/л [Тищенко и др., 2011б; Стунжас и др., 2016]. Средняя концентрация лабильных сульфидов в верхнем слое донных отложений составляла 0,4 мг в 1 г сухого осадка. В переходный период между летним и зимним муссоном происходит взмучивание верхнего слоя осадка (см. рис. 8, д), содержащего сульфиды, и отравленные сероводородом придонные воды поднимаются в вышележащие слои. Этот процесс развивается быстро и масштабно, так что рыба не успевает уйти из отравленных вод и погибает. Так, 14 сентября 2008 г. в Амурском заливе была зарегистрирована массовая гибель мелкой рыбы (в основном корюшки). Мы полагаем, что это явление непосредственным образом связано с гипоксией. Концентрация сероводорода, по-видимому, была не столь велика, чтобы привести к гибели крупных особей рыбы, но достаточной для гибели мелких особей.

Следствием эвтрофикации является возникновение не только сезонной гипоксии придонных вод ЗПВ, но также их ацидификация (межгодовое понижение pH). Используя

данные параметров карбонатной системы, рассчитали значения $pH_{T\,in\,situ}$ (подстрочный индекс «T» означает шкалу pH «Total») и степень насыщенности по отношению к кальциту для придонных вод Амурского залива в период гипоксии [Тищенко и др., 2011а] (рис. 14).

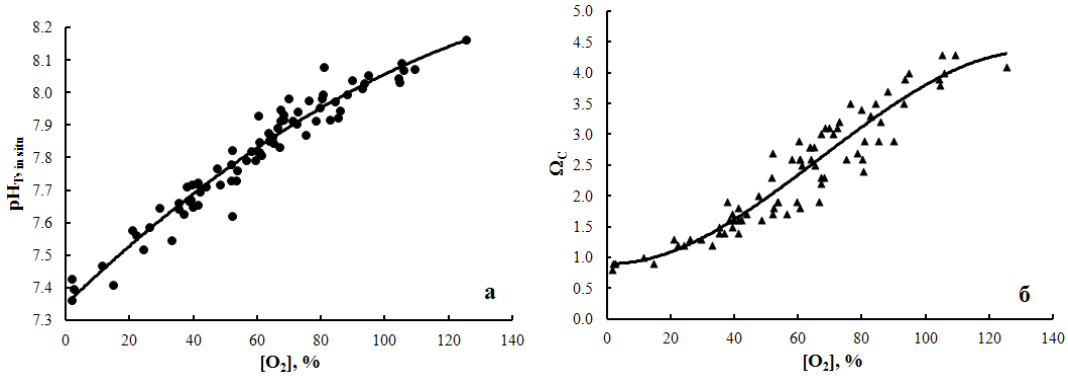

Рис. 14. Зависимость $pH_{T\,in\,situ}$ (**а**) и степень насыщенности вод по отношению к кальциту (**б**) как функции процентного содержания кислорода в придонных водах Амурского залива. Август 2007 г. *Сплошные линии* рассчитаны по эмпирическим уравнениям (4) и (5), полученным по методу наименьших квадратов

Fig. 14. Dependences of $pH_{T\,in\,situ}$ (**а**) and saturation degree of calcite (**б**) on oxygen saturation for the bottom layer in the Amur Bay in August 2007. The regressions (empirical equations (4) and (5)) are determined by the least squares method

Из данных степени насыщенности придонных вод кислородом и значений $pH_{T\,in\,situ}$ и Ω_C (степень насыщенности воды по отношению к кальциту) были получены по методу наименьших квадратов эмпирические соотношения:

$$pH_{T\,in\,situ} = 7{,}349 + 9{,}436 \cdot 10^{-3}[O_2] - 2{,}364 \cdot 10^{-5}[O_2]^2; \quad (4)$$

$$\Omega_C = 0{,}897 - 1{,}523 \cdot 10^{-3}[O_2] + 6{,}065 \cdot 10^{-5}[O_2]^2 - 3{,}01 \cdot 10^{-6}[O_2]^3. \quad (5)$$

Используя эмпирические соотношения (4) и (5) и межгодовую изменчивость степени насыщенности придонных вод Амурского залива кислородом (см. рис. 2), рассчитали межгодовые изменения pH и степени насыщенности вод по отношению к кальциту (рис. 15).

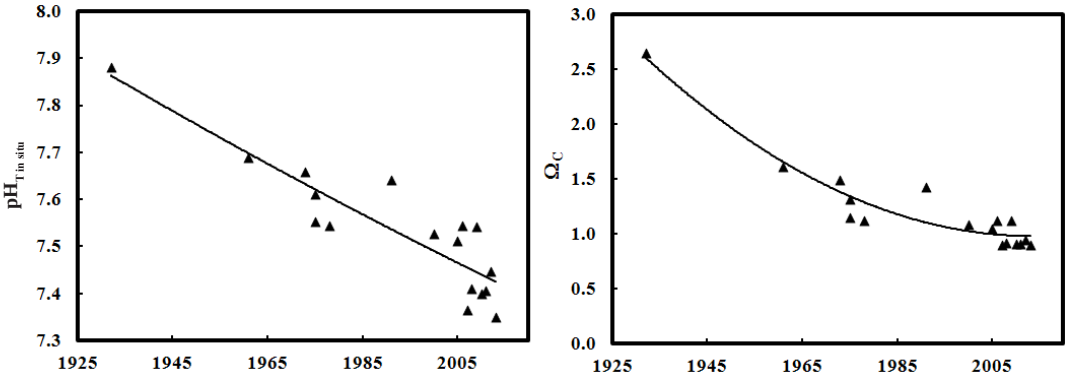

Рис. 15. Межгодовая изменчивость $pH_{T\,in\,situ}$ и Ω_C (степень насыщенности воды по отношению к кальциту) для придонных вод Амурского залива в летний сезон (период гипоксии)

Fig. 15. Interannual variability of $pH_{T\,in\,situ}$ and saturation degree of calcite (Ω_C) in the bottom layer in the Amur Bay in summer (hypoxic season)

За период более 80 лет скорость ацидификации придонных вод залива изменилась от 0,007 ед. pH/год (1932 г.) до 0,004 ед. pH/год (2013 г.). Степень насыщенности вод по отношению к кальциту уменьшилась от величины 2,67 до 1,0. Дальнейшее

понижение pH приведет к проблемам жизни тех видов зообентоса, которые обладают карбонатным скелетом. В расчетах скорости ацидификации и скорости изменения Ω_C учитывается исключительно микробиологическое окисление органического вещества (соотношения (4), (5)). Только за счет разложения органического вещества значения pH уменьшились примерно на 0,5 ед. pH. Действительная скорость уменьшения pH выше, так как за этот период изменилось парциальное давление углекислого газа от 310 мкатм (1932 г.) до 395 мкатм (2013 г.), что приводит к дополнительному уменьшению pH примерно со скоростью 0,0016 ед. pH/год. Поскольку концентрация углекислого газа в атмосфере была меньше, то значение pH было не 7,88, как на графике (см. рис. 14, а), а выше, примерно 8,0. В этих оценках учтено изменение буферной емкости морской воды [Cai et al., 2011].

Глобальные процессы и гипоксия зал. Петра Великого

Многие исследователи наблюдали изменения экосистемы Амурского залива относительно ее состояния в 70-е гг. прошлого века. Такие изменения были отмечены прежде всего в бентосном сообществе [Климова, 1988; Мокеева, 1988; Ткалин и др., 1990; Tkalin et al., 1993; Belan, 2003; Олейник и др., 2004; Moshchenko, Belan, 2008]. Общий диагноз этих исследований — эвтрофикация Амурского залива, — полностью совпадает с результатами комплексных гидрохимических исследований гипоксии Амурского залива [например: Тищенко и др., 2008; Звалинский и др., 2012]. Более того, на рис. 2 видно, что гипоксийные условия придонных вод начали формироваться в 70-е гг. прошлого века.

Мы полагаем, что изменения экосистемы Амурского залива являются частью глобального изменения экосистемы Мирового океана. Начиная с 60-х годов прошлого века происходит деоксигенация Мирового океана [Andreev, Watanabe, 2002; Keeling et al., 2010; Schmodtko et al., 2017], в том числе и Японского моря [Gamo et al., 1986]. Этот процесс объясняется двумя причинами: 1) глобальное потепление, которое уменьшает растворимость кислорода; б) стагнация вод, т.е. уменьшается скорость подачи кислорода с поверхностных горизонтов в глубинные слои океана. В этот же период происходит деоксигенация прибрежных акваторий Мирового океана [Cai et al., 2011], и процесс идет более интенсивно в сравнении с открытой частью океана [Gilbert et al., 2010]. Основная причина деоксигенации прибрежной акватории Мирового океана — эвтрофикация вод. В свою очередь глобальная эвтрофикация обусловлена производством удобрений, сжиганием топлива, нефтехимическим производством, которые приводят к масштабным выбросам окислов азота в атмосферу [Boesch, 2002; Rabalais et al., 2010; Zhang et al., 2010]. Экспоненциальный рост числа прибрежных водоемов, подверженных гипоксии на планете, исследователи [Diaz, Rosenberg, 2008] также связывают с глобальной эвтрофикацией.

Сравнение рис. 2 и 15 показывает синхронизацию глобальных и региональных процессов. По мнению Battye с соавторами [2017], производство биологически доступного азота с 60-х гг. прошлого века выросло в 5 раз и превышает весь биологический азот в биосфере (на земле и океане). Оценки их работы согласуются с выводами Rabalais с соавторами [2014], что движущей силой деоксигенации прибрежных акваторий океана является их эвтрофикация. Сложность оценки глобальной эвтрофикации состоит в том, что она осуществляется через выбросы окислов азота и фосфора в атмосферу. В отличие от углекислого газа, в атмосфере эти вещества не накапливаются, а легко гидролизуются и выпадают как аэрозоли на землю, в реки и моря. По сути эти вещества представляют собой удобрения, т.е. происходит глобальная эвтрофикация.

На наш взгляд, глобальная эвтрофикация затрагивает не только прибрежные акватории Мирового океана, но и его открытую часть и является главной причиной деоксигенации Мирового океана. Период «взрывного» увеличения производства и использования азотных удобрений приходится на 1960–1980-е гг., что совпадает с пе-

риодом «взрывной» эвтрофикации и гипоксии прибрежных акваторий [Boesch, 2002], а также с началом гипоксийных условий придонных вод Амурского залива в летний сезон (рис. 2).

Заключение

Авторы ранних работ по изучению гидрохимии зал. Петра Великого справедливо уделяли большое внимание распределению концентрации кислорода и его абсолютной величине, поскольку кислород является ключевым экосистемным параметром. Однако обнаруженные низкие концентрации кислорода в придонном слое вод в некоторых районах залива многими учеными рассматривались как результат загрязнения органическими веществами. Данные дальнейших исследований на примере трех акваторий ЗПВ указывают на существование общих закономерностей формирования гипоксии, которое является откликом экосистемы на эвтрофикацию вод залива. При экосистемном взгляде на гипоксию оказываются важными следующие элементы экосистемы ЗПВ, способствующие ее формированию: муссонный климат обеспечивает залповый выброс биогенных веществ водотоками; залповый выброс биогенных веществ интенсифицирует первичную продукцию; вид доминирующего фитопланктона обеспечивает поток органического вещества на дно залива (плотность диатомей больше плотности воды); депрессии в рельефе дна «работают» как ловушки для мертвого фитопланктона; устойчивая стратификация вод сдерживает поступление кислорода в придонный слой; недостаточная глубина проникновения ФАР не позволяет регенерацию кислорода. Наиболее уязвимой для формирования сезонной гипоксии является акватория с глубинами, немного превышающими глубину фотического слоя. Именно на таких глубинах формируется сезонная гипоксия зал. Петра Великого. Несмотря на то что области гипоксии залива могут расширяться вследствие увеличения потока биогенных веществ в среду (дальнейшая эвтрофикация залива) и уменьшения прозрачности вод (увеличение берегового стока взвешенного вещества), такую возможную негативную тенденцию ограничивает сезонный апвеллинг япономорских вод. Японское море представляет собой огромный резервуар прозрачных вод с высоким содержанием кислорода, который сохраняет экосистему зал. Петра Великого от дальнейшей деградации.

Финансирование работы

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 21-55-53015 и госбюджетных тем 121-21500052-9 и 121021700346-7.

Соблюдение этических стандартов

Настоящая статья не содержит каких-либо исследований с использованием животных в качестве объектов.

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

Информация о вкладе авторов

Все авторы участвовали в сборе литературных данных, анализе и интерпретации полученных результатов, подготовке статьи и окончательном утверждение версии для печати.

Список литературы

Барабанщиков Ю.А., Тищенко П.Я., Семкин П.Ю. и др. Особенности временной изменчивости содержания кислорода в зарослях *Zostera marina* Linnaeus, 1753 в бухте Воевода (Амурский залив, Японское море) // Мор. биол. журн. — 2021. — Т. 6, № 1. — С. 3–16. DOI: 10.21072/mbj.2021.06.1.01.

Белан Т.А. Макрозообентос мягких грунтов на акватории от приустьевого участка реки Туманной до острова Фуругельма // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. — Владивосток : Дальнаука, 2000. — Т. 1. — С. 147–167.

Воронков П.П. Гидрохимический режим залива Петр Великий Японского моря // Труды НИУ ГМС СССР. — 1941. — Сер. 5, № 2. — С. 42–102.

Гайко Л.А. Особенности гидрометеорологического режима прибрежной зоны залива Петра Великого (Японское море) : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2005. — 150 с.

Григорьева Н.И. Залив Посьета: физико-географическая характеристика, климат, гидрологический режим // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря. — Владивосток : Издат. дом ДВФУ, 2012. — С. 31–61.

Григорьева Н.И. Исследование содержания растворенного в воде кислорода в проливе Босфор Восточный (залив Петра Великого, Японское море) // Океанол. — 2017. — Т. 57, № 5. — С. 731–737. DOI: 10.7868/S0030157417050070.

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

Заика В.Е. О трофическом статусе пелагических экосистем в разных регионах Черного моря // Мор. экол. журн. — 2003. — Т. 2, № 1. — С. 5–11.

Звалинский В.И., Тищенко П.П., Михайлик Т.А., Тищенко П.Я. Эвтрофикация Амурского залива // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря. — Владивосток : Издат. дом ДВФУ, 2012. — С. 76–113.

Звалинский В.И., Тищенко П.П., Михайлик Т.А., Тищенко П.Я. Эвтрофикация зал. Петра Великого // Океанологические исследования дальневосточных морей и северо-западной части Тихого океана : в 2 кн. / гл. ред. В.А. Акуличев. — Владивосток : Дальнаука, 2013. — Кн. 1. — С. 260–293.

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

Климова В.Л. Оценка последствий сброса грунта по биологическим показателям в районах дампинга в Японском море // Итоги исследований в связи со сбросом отходов в море. — М. ; Л. : Гидрометеоиздат, 1988. — С. 137–141.

Коновалова Г.В. Сезонная характеристика фитопланктона в Амурском заливе Японского моря // Океанол. — 1972. — Т. 12, № 1. — С. 123–128.

Ластовецкий Е.И., Вещева В.М. Гидрометеорологический очерк Амурского и Уссурийского заливов. — Владивосток : Приморское управление гидрометеорологической службы, 1964. — 264 с.

Лишавская Т.С., Севастьянов А.В., Чернова А.С., Чаткина Т.В. Мониторинг загрязнения прибрежных районов залива Петра Великого // Тр. ДВНИГМИ. — 2010. — № 1. — С. 97–112.

Лучин В.А., Кислова С.И., Круц А.А. Тенденции долгопериодных изменений в водах залива Петра Великого // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. — Владивосток : Дальнаука, 2007. — С. 33–50.

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

Михайлик Т.А., Тищенко П.Я., Колтунов А.М. и др. Влияние реки Раздольной на экологическое состояние вод Амурского залива (Японское море) // Вод. ресурсы. — 2011. — Т. 38, № 4. — С. 474–484.

Мокеева Н.П. Отклик морских биоценозов на сброс грунта // Итоги исследований в связи со сбросом отходов в море. — М. ; Л. : Гидрометеоиздат, 1988. — С. 89–104.

Надточий В.А., Безруков Р.Г. Состав и количественные характеристики сообществ макробентоса Амурского залива // Современное состояние водных биоресурсов : мат-лы конф., посвящ. 70-летию С.М. Коновалова. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2008. — С. 181–186.

Надточий В.А., Будникова Л.Л., Безруков Р.Г. Макрозообентос залива Петра Великого (Японское море): состав, распределение, ресурсы // Изв. ТИНРО. — 2005. — Т. 140. — С. 170–195.

Нигматулина Л.В. Воздействие сточных вод контролируемых выпусков на экологическое состояние Амурского залива : дис. … канд. биол. наук. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2005. — 174 с.

Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. — 193 с.

Олейник Е.В., Мощенко А.В., Лишавская Т.С. Влияние загрязнения донных отложений на видовой состав и обилие двустворчатых моллюсков в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря. — 2004. — Т. 30, № 1. — С. 39–45.

Орлова Т.Ю., Селина М.С., Стоник И.В. Фитопланктон устья реки Туманной и сопредельных вод залива Петра Великого // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. — Владивосток : Дальнаука, 2000. — Т. 1. — С. 129–146.

Петухов В.И., Петрова Е.А., Лосев О.В. Загрязнение вод залива Углового тяжелыми металлами и нефтепродуктами в феврале 2010–2016 гг. // Вод. ресурсы. — 2019. — Т. 46, № 1. — С. 102–113. DOI: 10.31857/S0321-0596461102-113.

Подорванова Н.Ф., Ивашинникова Т.С., Петренко В.С., Хомичук Л.С. Основные черты гидрохимии залива Петра Великого : моногр. — Владивосток : ДВО АН СССР, 1989. — 201 с.

Рачков В.И. Гидрохимические условия в вершине Уссурийского залива в период нереста анадары // Изв. ТИНРО. — 2006. — Т. 146. — С. 264–275.

Редковская З.П. О влиянии химического загрязнения на кислородный режим залива Петра Великого // Оценки миграции загрязняющих веществ и их воздействия на природную среду. — Владивосток, 1989. — С. 94–103.

Родионов Н.П. Японское море // Прогноз загрязнения морей СССР. — Л. : ГИМИЗ, 1984. — С. 118–150.

Севастьянов А.В., Лишавская Т.С., Чаткина Т.В. Гипоксия придонных вод прибрежных районов залива Петра Великого // Тр. ДВНИГМИ. — 2012. — Вып. 154. — С. 226–245.

Семкин П.Ю. Гипоксия эстуариев залива Петра Великого : дис. ... канд. геогр. наук. — Владивосток, 2018. — 140 с.

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

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

Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Павлова Г.Ю. и др. Гидрохимические исследования эстуария реки Туманной // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах : Тр. VI Всерос. симпоз. с междунар. участием. — Барнаул, 2017. — С. 224–230.

Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Ходоренко Н.Д. и др. Продукционно-деструкционные процессы в эстуариях рек Артемовка и Шкотовка (Уссурийский залив) в летний сезон // Вод. ресурсы. — 2015. — Т. 42, № 3. — С. 311–321. DOI: 10.7868/S0321059615030177.

Стоник И.В., Орлова Т.Ю. Летне-осенний фитопланктон в Амурском заливе Японского моря // Биол. моря. — 1998. — Т. 24, № 4. — Р. 205–211.

Стунжас П.А., Тищенко П.Я., Ивин В.В. и др. Первый случай аноксии в водах Дальневосточного морского заповедника // ДАН. — 2016. — Т. 467, № 2. — С. 218–221. DOI: 10.7868/S0869565216080211.

Супранович Т.И., Якунин Л.П. Гидрология залива Петра Великого : Тр. ДВНИГМИ. — Л. : Гидрометеоиздат, 1976. — Вып. 22. — 198 с. DOI: 10.26428/1606-9919-2018-192-167-176.

Тищенко П.П. Сезонная гипоксия Амурского залива : дис. ... канд. геогр. наук. — Владивосток : ТОИ ДВО РАН, 2013. — 165 с.

Тищенко П.П., Тищенко П.Я., Звалинский В.И., Семкин П.Ю. Скорость биохимического потребления кислорода при формировании гипоксии в Амурском заливе (Японское море) // ДАН. — 2014. — Т. 459, № 6. — С. 750–754. DOI: 10.7868/S0869565214360237.

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

Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др. Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Изв. ТИНРО. — 2011б. — Т. 165. — С. 136–157.

Тищенко П.П., Тищенко П.Я., Лобанов В.Б. и др. Роль даунвеллинга/апвеллинга в формировании/разрушении гипоксии придонных вод Амурского залива (Японское море) // Изв. ТИНРО. — 2015. — Т. 183. — С. 156–165. DOI: 10.26428/1606-9919-2015-183-156-165.

Тищенко П.Я., Барабанщиков Ю.А., Волкова Т.И. и др. Диагенез органического вещества верхнего слоя донных отложений залива Петра Великого в местах проявления гипоксии // Геохимия. — 2018. — № 2. — С. 185–196. DOI: 10.7868/S0016752518010090.

Тищенко П.Я., Сергеев А.Ф., Лобанов В.Б. и др. Гипоксия придонных вод Амурского залива // Вестн. ДВО РАН. — 2008. — № 6. — С. 115–125.

Тищенко П.Я., Стунжас П.А., Ивин В.В. и др. Сезонная гипоксия вод Дальневосточного морского заповедника // Системы контроля окружающей среды. — 2016. — Вып. 3(23). — С. 124–129.

Ткалин А.В., Климова В.Л., Шаповалов Е.Н. и др. Некоторые региональные последствия антропогенного воздействия на морскую среду : Тр. ДВНИГМИ. — Л. : Гидрометеоиздат, 1990. — Вып. 144. — 107 с.

Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. Очистка сточных вод : пер. с англ. : учеб. пособие. — М. : Мир, 2006. — 480 с.

Храпченков Ф.Ф., Ярощук И.О., Кошелева А.В., Дубина В.А. Ветровой апвеллинг в заливе Петра Великого по спутниковым и морским наблюдениям // Исслед. Земли из космоса. — 2014. — № 3. — С. 33–40. DOI: 10.7868/S0205961414020067.

Шулькин В.М., Орлова Т.Ю., Шевченко О.Г., Стоник И.В. Влияние речного стока и продукции фитопланктона на сезонную изменчивость химического состава прибрежных вод Амурского залива Японского моря // Биол. моря. — 2013. — Т. 39, № 3. — С. 202–212.

Шулькин В.М., Семыкина Г.И. Поступление загрязняющих веществ в залив Петра Великого и оценка их вклада в создание экологических проблем // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря. — Владивосток : Издат. дом ДВФУ, 2012. — С. 252–287.

Шулькин В.М., Семыкина Г.И. Сезонная и многолетняя изменчивость содержания и выноса биогенных соединений р. Раздольной (Приморский край) // Вод. ресурсы. — 2005. — Т. 32, № 5. — С. 575–583.

Шунтов В.П. Биология дальневосточных морей России. Т. 1 : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. — 580 с.

Экологические исследования и состояние экосистемы Амурского залива и эстуарной зоны реки Раздольной (Японское море) : моногр.; ред. К.А. Лутаенко и М.А. Ващенко. — Владивосток : Дальнаука, 2008. — Т. 1. — 302 с.

Юрасов Г.И., Вилянская Е.А. Характерные особенности осенне-зимнего апвеллинга в заливе Петра Великого // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря. — М. : ГЕОС, 2008. — С. 73–82.

An S., Gardner W.S. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) as a nitrogen link, versus denitrification as a sink in a shallow estuary (Laguna Madre/Baffin Bay, Texas) // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 2002. — Vol. 237. — P. 41–50. DOI: 10.3354/meps237041.

Andersen J.H., Schlüter L., Ærtebjerg G. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies // J. Plankton Res. — 2006. — Vol. 28, Iss. 7. — P. 621–628. DOI: 10.1093/plankt/fbl001.

Anderson T.H. and Taylor G.T. Nutrient Pulses, Plankton Blooms, and Seasonal Hypoxia in Western Long Island Sound // Estuaries. — 2001. — Vol. 24, № 2. — P. 228–243.

Andreev A., Watanabe S. Temporal changes in dissolved oxygen of the intermediate water in the subarctic North Pacific // Geophys. Res. Let. — 2002. — Vol. 29, № 14. DOI: 10.1029/2002GL015021.

Battye W., Aneja V.P. and Schlesinger W.H. Is nitrogen the next carbon? // Earth's Future. — 2017. — Vol. 5, Iss. 9. — P. 894–904. DOI: 10.1002/2017EF000592.

Belan T.A. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan) // Mar. Pollut. Bull. — 2003. — Vol. 49, № 9. — P. 1111–1119.

Bidle K.D., Azam F. Accelerated dissolution of diatom silica by marine bacterial assemblages // Nature. — 1999. — Vol. 397, Iss. 6719. — P. 508–512.

Boesch D.F. Challenges and Opportunities for Science in Reducing Nutrient Over-enrichment of Coastal Ecosystems // Estuaries. — 2002. — Vol. 25, № 46. — P. 886–900.

Breitburg D., Levin L.A., Oschlies A. et al. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters // Science. — 2018. — Vol. 359, Iss. 6371. — P. 1–11. DOI: 10.1126/science.aam7240.

Brewer P.G., Peltzer E.T. Limits to marine life // Science. — 2009. — Vol. 324, Iss. 5925. — P. 347–348. DOI: 10.1126/science.1170756.

Burd A.B. and Jackson G.A. Particle aggregation // Annu. Rev. Mar. Sci. — 2009. — Vol. 1. — P. 65–90.

Cai W.-J., Hu X., Huang W.-J. et al. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication // Nature Geoscience. — 2011. — Vol. 4, Iss. 11. — P. 766–770. DOI: 10.1038/NGEO1297.

De Jong F. Marine eutrophication in perspective: On the relevance of ecology for environmental policy. — Berlin, Heidelberg, N.Y. : Springer, 2006. — 335 p. DOI: 10.1007/3-540-33648-6.

De La Rocha C.L. The biological pump // Treatise on Geochemistry. — 2006. — Vol. 6. — P. 83–111. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/06107-7.

Diaz R.J. Overview of hypoxia around the world // J. Environ. Qual. — 2001. — Vol. 30. — P. 275–281. DOI: 10.2134/jeq2001.302275x.

Diaz R.J., Rosenberg R. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems // Science. — 2008. — Vol. 321, Iss. 5891. — P. 926–929. DOI: 10.1126/science.1156401.

Doney S.C. The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry // Science. — 2010. — Vol. 328, Iss. 6985. — P. 1512–1516. DOI: 10.1126/science.1185198.

Emerson S., Hedges J. Sediment Diagenesis and Benthic Flux // Treatise on Geochemistry. — 2003. — Vol. 6. — P. 293–319. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/06112-0.

Gamo T., Nozaki Y., Sakai H. et al. Spatial and temporal variations of water characteristics in the Japan Sea bottom layer // J. Mar. Res. — 1986. — Vol. 44. — P. 781–793. DOI: 10.1357/002224086788401620.

Gilbert D.N., Rabalais N., Díaz R.J., and Zhang J. Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean // Biogeosciences. — 2010. — Vol. 7, Iss. 7. — P. 2283–2296. DOI: 10.5194/bg-7-2283-2010.

Glibert P.A.M., Anderson D.M., Gentien P. et al. The global, complex phenomena of harmful algal blooms // Oceanography. — 2005. — Vol. 18, № 2. — P. 136–147. DOI: 10.5670/oceanog.2005.49.

Grantham B.A., Chan F., Nielsen K.J. et al. Upwelling-driven nearshore hypoxia signals ecosystem and oceanographic changes in the northeast Pacific // Nature. — 2004. — Vol. 429. — P. 749–754.

Gray J.S., Wu R., Or Y.Y. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 2002. — Vol. 238. — P. 249–279. DOI: 10.3354/meps238249.

Healy T.R. Coastal wind effects // Encyclopedia of Coastal Sciences. — Springer, Netherlands, 2005. — P. 312–313. DOI: 10.1007/1-4020-3880-1_91.

Keeling R.E., Körtzinger A., Gruber N. Ocean Deoxygenation in a Warming World // Annu. Rev. Mar. Sci. — 2010. — Vol. 2. — P. 199–229. DOI: 10.1146/annurev.marine.010908.163855.

Lavik G., Stührmann T., Brüchert V. et al. Detoxification of sulphidic African shelf waters by blooming chemolithotrophs // Nature. — 2009. — Vol. 457. — P. 581–584. DOI: 10.1038/nature07588.

Lisitzin A.P. The silica cycle during the last ice age // Palaeogeogr., Palaeoclimat., Palaeoecol. — 1985. — Vol. 50, Iss. 2–3. — P. 241–270. DOI: 10.1016/0031-0182(85)90070-7.

Liu X., Wang Z., Zhang X. A review of the green tides in the Yellow Sea, China // Mar. Environ. Res. — 2016. — Vol. 119. — P. 189–196. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.06.004.

Llansó R. Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster) // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. — 1991. — Vol. 153, Iss. 2. — P. 165–178. DOI: 10.1016/0022-0981(91)90223-J.

Malakoff D. Death by suffocation in the Gulf of Mexico // Science. — 1998. — Vol. 281, Iss. 5374. — P. 190–192. DOI: 10.1126/science.281.5374.190.

Middelburg J.J. and Levin L.A. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry // Biogeosciences. — 2009. — Vol. 6. — P. 1273–1293. DOI: 10.5194/bg-6-1273-2009.

Moshchenko A.V., Belan T.A. Ecological state and long-term changes of macrozoobenthos in the northern part of Amursky Bay (Sea of Japan) // Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan). — Vladivostok : Dalnauka, 2008. — Vol. 1. — P. 61–91.

Murrell M.C., Lehrter J.C. Sediment and lower water column oxygen consumption in the seasonally hypoxic region of the Louisiana Continental Shelf // Estuaries Coasts. — 2011. — Vol. 34, Iss. 5. — P. 912–924. DOI: 10.1007/s12237-010-9351-9.

Nakayama K., Sivapalan M., Sato C. and Furukawa K. Stochastic characterization of the onset of and recovery from hypoxia in Tokyo Bay, Japan: Derived distribution analysis based on «strong wind» events // Water resources research. — 2010. — Vol. 46. — W12532. DOI: 10.1029/2009WR008900.

Passow U. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments // Prog. Oceanogr. — 2002. — Vol. 55, Iss. 3–4. — P. 287–333. DOI: 10.1016/S0079-6611(02)00138-6.

Passow U., Shipe R.F., Murray A. et al. The origin of transparent exopolymer particles (TEP) and their role in sedimentation of particulate matter // Cont. Shelf Res. — 2001. — Vol. 21. — P. 327–346.

Pennock J.R., Sharp J.H., Schroeder W.W. What controls the expression of estuarine eutrophication? Case studies of nutrient enrichment in the Delaware Bay and Mobiel Bay Estuaries, USA // Changes in Fluxes in Estuaries: Implications from Science to Management / eds K.R. Dyer and R.J. Orth. — Fredensborg : Olsen&Olsen, 1994. — P. 139–146.

Pilgrim D.A. Measurement and estimation of the extinction coefficient in turbid estuarine waters // Cont. Shelf Res. — 1987. — Vol. 7, Iss. 11–12. — P. 1425–1428. DOI: 10.1016/0278-4343(87)90049-5.

Rabalais N.N., Cai W.-J., Carstensen J. et al. Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean // Oceanography. — 2014. — Vol. 27, № 1. — P. 172–183. DOI: 10.5670/oceanog.2014.21.

Rabalais N.N., Díaz R.J., Levin L.A. et al. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia // Biogeosciences. — 2010. — Vol. 7. — P. 585–619. DOI: 10.5194/bg-7-585-2010.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. The influence of organisms on the composition of seawater // The composition of seawater: Comparative and descriptive oceanography. The sea: ideas and observations on progress in the study of the seas; ed. M.N. Hill. — N.Y. : Interscience, 1963. — Vol. 2. — P. 26–77.

Riedel B., Diaz R., Rosenberg R., Stachowitsch M. Chapter 10. The ecological consequences of marine hypoxia: from behavioural to ecosystem responses // Stressors in the Marine Environment: Physiological and ecological responses; societal implications / eds M. Solan and N.M. Whiteley. — Oxford : Oxford Univ. Press, 2016. — P. 175–194. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780198718826.003.0010.

Riedel B., Zuschin M., Haselmair A., Stachowitsch M. Oxygen depletion under glass: behavioural responses of benthic macrofauna to induced anoxia in the Northern Adriatic // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. — 2008. — Vol. 367, Iss. 1. — P. 17–27. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.08.007.

Sarthou G., Timmermans K.R., Blain S., Tréguer P. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: a review // J. Sea Res. — 2005. — Vol. 53. — P. 25–42. DOI: 10.1016/j.seares.2004.01.007.

Schmodtko S., Stramma L., Visbeck M. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades // Nature. — 2017. — Vol. 542(7641). — P. 335–339. DOI: 10.1038/nature21399.

Semkin P., Tishchenko P., Lobanov V. et al. Seasonal and spatial variability of hydrochemical parameters in the Ussuriyskiy Bay (Japan Sea) // Report on Annual PICES Meeting. — Khabarovsk, 2011. — P. 234.

Tishchenko P., Tishchenko P., Lobanov V. et al. Summertime in situ monitoring of oxygen depletion in Amursky Bay (Japan/East Sea) // Cont. Shelf Res. — 2016. — Vol. 118. — P. 77–87. DOI: 10.1016/j.csr.2016.02.014.

Tishchenko P.Ya., Lobanov V.B., Zvalinsky V.I. et al. Seasonal Hypoxia of Amursky Bay in the Japan Sea: Formation and Destruction // Terr. Atmos. Ocean. Sci. — 2013. — Vol. 24, № 6. — P. 1033–1050. DOI: 10.3319/TAO.2013.07.12.01(Oc).

Tishchenko P.Ya., Tishchenko P.P., Lobanov V.B. et al. Impact of the transboundary Razdolnaya and Tumannaya Rivers on deoxygenation of the Peter the Great Bay (Sea of Japan) // Estuarine, Coastal and Shelf Science. — 2020. — Vol. 239. — Art. no. 106731. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106731.

Tkalin A.V., Belan T.A., Shapovalov E.N. The state of the marine environment near Vladivostok, Russia // Mar. Pollut. Bull. — 1993. — Vol. 26, № 8. — P. 418–422.

Toullec J., Moriceau B. Transparent Exopolymeric Particles (TEP) Selectively increase biogenic silica dissolution from fossil diatoms as compared to fresh diatoms // Front. Mar. Sci. — 2018. — Vol. 5. — P. 102. DOI: 10.3389/fmars.2018.00102.

Treppke U.F., Lange C.B., Wefer G. Vertical fluxes of diatoms and silicoflagellates in the eastern equatorial Atlantic, and their contribution to the sedimentary record // Mar. Micropaleont. — 1996. — Vol. 28, Iss. 1. — P. 73–96. DOI: 10.1016/0377-8398(95)00046-1.

Vaquer-Sunyer R. and Duarte C.M. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity // Proc. Natl Acad. Sci. USA. — 2008. — Vol. 105(40). — P. 15452–15457. DOI: 10.1073/pnas.0803833105.

Verdugo P., Alldredge A.L., Azam F. et al. The oceanic gel phase: a bridge in the DOM-POM continuum // Mar. Chem. — 2004. — Vol. 92, Iss. 1–2. — P. 67–85. DOI: 10.1016/j.marchem.2004.06.017.

Weeks S.J., Currie B., Bakun A. Massive emissions of toxic gas in the Atlantic // Nature. — 2002. — Vol. 415(6871). — P. 493–494. DOI: 10.1038/415493b. PMID: 11823847.

Wei T., Muging Yu., Guoping W., Chuanxin G. Pollution trend in the Tumen River and its influence or regional development // Chi. Geographical Sci. — 1999. — Vol. 9, № 2. — P. 146–150. DOI: 10.1007/bf02791365.

Zhang J., Gilbert D., Gooday A.J. et al. Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development // Biogeosciences. — 2010. — Vol. 7, Iss. 5. — P. 1443–1467. DOI: 10.5194/bg-7-1443-2010.

References

Barabanshchikov, Yu.A., Tishchenko, P.Ya., Semkin, P.Yu., Zvalinsky, V.I., Mikhailik, T.A., and Tishchenko, P.P., Peculiarities of temporal variability of dissolved oxygen content in eelgrass *Zostera marina* Linnaeus, 1753 meadows in the Voevoda Bay (the Amur Bay, the Sea of Japan), *Marine Biological Journal*, 2021, vol. 6, no. 1, pp. 3–16. doi 10.21072/mbj.2021.06.1.01

Belan, T.A., Macrozoobenthos of soft soils in the water area from the mouth of the Tumannaya River to Furugelm Island, in *Ekologicheskoye sostoyaniye i biota yugo-zapadnoi chasti zaliva Petra Velikogo i ust'ya reki Tumannoi* (Ecological Condition and Biota of the Southwestern Peter the Great Bay and the Tumen River Estuary), Vladivostok: Dal'nauka, 2000, vol. 1, pp. 147–167.

Voronkov, P.P., Hydrochemical regime of the Peter the Great Bay of the Sea of Japan, *Trudy NIU GMS SSSR*, 1941, ser. 5, no. 2, pp. 42–102.

Gaiko, L.A., *Osobennosti gidrometeorologicheskogo rezhima pribrezhnoi zony zaliva Petra Velikogo (Yaponskoe more)* (Peculiarities of Hydrometeorological Regime of the Coastal Zone in the Peter the Great Bay, Sea of Japan), Vladivostok: Dal'nauka, 2005.

Grigoryeva, N.I., The Possyet Bay: physical-geographical characteristic, climate, and hydrological-hydrochemical regime, in *Current Ecological State of Peter the Great Bay, Sea of Japan*, Vladivostok: Izd. Dom DVFU, 2012, pp. 31–61.

Grigoryeva, N.I., Study of dissolved oxygen content in the Eastern Bosporus Strait (Peter the Great Bay, Sea of Japan), *Oceanology*, 2017, vol. 57, no. 5, pp. 661–667. doi 10.1134/S0001437017050071

Zhabin, I.A., Gramm-Osipova, O.L., and Yurasov, G.I., Wind upwelling off the northwest coast of the Sea of Japan, *Meteorology and Hydrology*, 1993, no. 10, pp. 82–86.

Zaika, V.E., Trophic status of pelagic ecosystems in different regions of the Black Sea, *Morsk. Ekol. Zh.*, 2003, vol. 2, no. 1, pp. 5–11.

Zvalinskiy, V.I., Tishchenko, P.P, Mikhailik, T.A., Tishchenko, P.Ya., Eutrophication of the Amur Bay, in *Sovremennoye ekologicheskoye sostoyaniye zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya* (The current ecological state of the Peter the Great Bay of the Sea of Japan), Vladivostok: Izd. Dom DVFU, 2012, pp. 76–113.

Zvalinskii, V.I., Tishchenko, P.P., Mikhailik, T.A., and Tishchenko, P.Ya., Eutrophication of Peter the Great Bay, in *Okeanologicheskie issledovaniya dal'nevostochnykh morei i severo-zapadnoi chasti Tikhogo okeana* (Oceanological Studies of the Far Eastern Seas and the Northwestern Pacific Ocean), 2 vols., Akulichev, V.A., ed., Vladivostok: Dal'nauka, 2013, vol. 1, pp. 260–293.

Zvalinsky, V.I., Tishchenko, P.P., Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Sagalaev, S.G., Shvetsova, M.G., Volkova, T.I., Sergeev, A.F., and Propp, L.N., Results of hydrochemical and production parameters survey in the Amur Bay water area during the Razdolnaya river flood in August 2005, in *Sovremennoe sostoyanie i tendentsii izmeneniya prirodnoi sredy zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya* (Current State and Trends in the Natural Environment of Peter the Great Bay, Sea of Japan), Moscow: GEOS, 2008, pp. 199–229.

Klimova, V.L., Assessment of the impact of soil dumping, based on biological parameters, at the dumping sites of the Sea of Japan, in *Itogi issledovanii v svyazi so sbrosom otkhodov v more* (Results of Investigations in Connection with Waste Dumping into Sea), Moscow: Gidrometeoizdat, 1988, pp. 137–141.

Konovalova, G.V., Seasonal characteristics of phytoplankton in the Amursky Bay of the Sea of Japan, *Okeanol.*, 1972, vol. 12, no. 1, pp. 123–128.

Lastovetskiy, E.I. and Veshcheva, V.M., *Gidrometeorologicheskiy ocherk Amurskogo i Ussuriyskogo zalivov* (Hydrometeorological outline of the Amur and Ussuri bays), Vladivostok: Primorskoe Department of the Hydrometeorological Service, 1964.

Lishavskaya, T.S., Sevastianov, A.V., Chernova, A.S., and Chatkina, T.V., Monitoring of pollution of coastal areas of the Peter the Great Bay, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2010, no. 1, pp. 97–112.

Luchin, V.A., Kislova, S.I., and Kruts, A.A.,Trends of long-term changes in the waters of the Peter the Great Bay, in *Dinamika morskikh ekosistem i sovremennyye problemy sokhraneniya biologicheskogo potentsiala morey Rossii* (Dynamics of marine ecosystems and modern problems of preserving the biological potential of the seas of Russia), Vladivostok: Dal'nauka, 2007, pp. 33–50.

Mikhaylik, T.A., Nedashkovsky, A.P., Khodorenko, N.D., and Tishchenko, P.Ya., Peculiarities of the eutrophication of the Amur Bay (Japan Sea) by Razdolnaya River, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2020, vol. 200, no. 2, pp. 401–411. doi 10.26428/1606-9919-2020-200-401-411

Mikhailik, T.A., Tishchenko, P.Y., Koltunov, A.M., Tishchenko, P.P., and Shvetsova, M.G., The effect of Razdol'naya River on the environmental state of Amur Bay (the Sea of Japan), *Water Resour.*, 2011, vol. 38, no. 4, pp. 512–521.

Mokeeva, N.P., The response of marine biocenoses to ground dumping, in *Itogi issledovanii v svyazi so sbrosom otkhodov v more* (Results of Investigations in Connection with Waste Dumping into Sea), Moscow: Gidrometeoizdat, 1988, pp. 89–104.

Nadtochy, V.A. and Bezrukov, R.G., Composition and quantitative characteristics of macrobenthos communities in the Amur Bay, in *Mater. nauchn. konf., posvyashch. 70-letiyu S.M. Konovalova "Sovremennoe sostoyanie vodnyh bioresursov"* (Proc. Sci. Conf. 70th anniversary of S.M. Konovalova "Current state of aquatic biological resources"), Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2008, pp. 181–186.

Nadtochy, V.A., Budnikova, L.L., and Bezrukov, R.G., Macrozoobenthos of Peter the Great Bay (Japan Sea): composition, distribution, stocks, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2005, vol. 140, pp. 170–195.

Nigmatulina, L.V., The impact of wastewater of controlled releases on the ecological state of the Amur Bay, *Cand. Sci. (Biol.) Dissertation*, Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2005.

Ogorodnikova, A.A., *Ekologo-ekonomicheskaya otsenka vozdeistviya beregovykh istochnikov zagryazneniya na prirodnuyu sredu i bioresursy zaliva Petra Velikogo* (Ecological and Economic Assessment of the Impact of Coastal Pollution Sources on the Natural Environment and Bioresources of Peter the Great Bay), Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2001.

Oleinik, E.V., Lishavskaya, T.S., Moshchenko, A.V., Impact of polluted bottom deposits on the species structure and abundance of bivalves in Peter the Great Bay, Sea of Japan, *Russ. J. Mar. Biol.,* 2004, vol. 30, no. 1, pp. 20–27.

Orlova, T.Yu., Selina, M.S., and Stonik, I.V., Phytoplankton of the Tumannaya River estuary and adjacent waters of the Peter the Great Bay, in *Ekologicheskoye sostoyaniye i biota yugo-zapadnoi chasti zaliva Petra Velikogo i ust'ya reki Tumannoi* (Ecological Condition and Biota of the Southwestern Peter the Great Bay and the Tumen River Estuary), Vladivostok: Dal'nauka, 2000, vol. 1, pp. 129–146.

Petukhov, V.I., Losev, O.V., and Petrova, E.A., Water pollution by heavy metals and oil products in Uglovoi Bay in February 2010–2016, *Water Resources*, 2019, vol. 46, no. 1, pp. 103–111, doi 10.1134/S0097807818050160

Podorvanova, N.F., Ivashinnikova, T.S., Petrenko, V.S., and Khomichuk, L.S., *Osnovnye cherty gidrokhimii zaliva Petra Velikogo* (Main Features of Hydrochemistry of Peter the Great Bay), Vladivostok: Dal'nevost. Otd. Akad. Nauk SSSR, 1989.

Rachkov, V.I., Hydrochemical conditions in the inner part of the Ussuri Bay for the period of anadara mollusk spawning, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2006, vol. 146, pp. 264–275.

Redkovskaya, Z.P., On the influence of chemical pollution on the oxygen regime of the Peter the Great Bay, in *Otsenki migratsii zagryaznyayushchikh veshchestv i ikh vozdeystviya na prirodnuyu sredu* (Estimates of the migration of pollutants and their impact on the natural environment), Vladivostok, 1989, pp. 94–103.

Rodionov, N.P., Sea of Japan, in *Prognoz zagryazneniya morey SSSR* (Forecast of pollution of the seas of the USSR, Leningrad: GIMIZ, 1984, pp. 118–150.

Sevastianov, A.V., Lishavskaya, T.S. and Chatkina, T.V., Hypoxia of near-bottom waters of coastal areas in Peter the Great Bay, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2012, vol. 154, pp. 226–245.

Semkin, P.Yu., Hypoxia of the estuaries of the Peter the Great Gulf, *Cand. Sci. (Geogr.) Dissertation*, Vladivostok, 2018.

Semkin, P.Ju., Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Sergeev, A.F., Tishchenko, P.P., Koltunov, A.M., Sagalaev, S.G., Chichkin, R.V., Shvetsova, M.G., and Pavlova, G.Yu., Features of chemical parameters distribution in the Ussuri Bay (Japan Sea) in summer season, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2012, vol. 168, pp. 152–168.

Semkin, P.Yu., Tishchenko, P.Ya., Mikhailik, T.A., Barabanshchikov, Yu.A., Pavlova, G.Yu., Sagalaev, S.G., Tishchenko, P.P., Shvetsova, M.G., and Shkirnikova, E.M., Hydrochemical studies of the Partizanskaya River estuary (Nakhodka Bay, Japan Sea) in summer season of low water discharge, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2018, vol. 193, pp. 143–152. doi 10.26428/1606-9919-2018-193-143-152

Semkin, P.Yu., Tishchenko, P.Ya., Pavlova, G.Yu., Tishchenko, P.P., Mikhailik, T.A., Sagalaev, S.G., Khodorenko, N.D., and Shkirnikova, E.M., Hydrochemistry study of the Tumen River estuary (Japan Sea), in *Organicheskoye veshchestvo i biogennyye elementy vo vnutrennikh vodoyemakh i morskikh vodakh* (Organic matter and nutrients in inland water bodies and sea waters, Proceedings of the VI All-Russian Symposium with International Participation), Barnaul, 2017, pp. 224–230.

Semkin, P.Y., Tishchenko, P.Y., Khodorenko, N.D., Zvalinskii, V.I., Mikhailik, T.A., Sagalaev, S.G., Stepanova, V.I., Tishchenko, P.P., Shvetsova, M.G., and Shkirnikova, E.M., Production-destruction processes in estuaries of the rivers of Artemovka and Shkotovka (Usuri Bay) in summer, *Water Resources*, 2015, vol. 42, no. 3, pp. 352–361. doi 10.1134/S0097807815030161

Stonik, I.V. and Orlova, T.Yu., Summer-autumn phytoplankton in Amurskii Bay, Sea of Japan, *Russ. J. Mar. Biol.*, 1998, vol. 24, no. 4, pp. 207–213.

Stunzhas, P.A., Tishchenko, P.Ya., Ivin, V.V., Drummers, Yu.A., Volkova, T.I., Vyshkvartsev, D.I., Zvalinsky, V.I., Mikhailik, T.A., Semkin, P.Yu., Tishchenko, P.P., Khodorenko, N.D., Shvetsova, M.G., and Golovchenko, F.M., The first case of anoxia in the waters of the Far Eastern Marine Reserve, *Dokl. Earth Sci.*, 2016, vol. 467, no. 2, pp. 218–221. doi 10.7868/S0869565216080211

Supranovich, T.I. and Yakunin, L.P., Hydrology of Peter the Great Bay, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, Leningrad: Gidrometeoizdat, 1976, no. 22. doi 10.26428/1606-9919-2018-192-167-176

Tishchenko, P.P., Seasonal hypoxia of Amurskiy Bay, *Cand. Sci. (Geogr.) Dissertation*, Vladivostok: TOI DVO RAN, 2013.

Tishchenko, P.P., Tishchenko, P.Ya., Zvalinsky, V.I., and Semkin, P.Yu., The rate of biochemical oxygen consumption during the formation of hypoxia in the Amur Bay (Sea of Japan), *Dokl. Akad. Nauk,* 2014, vol. 459, no. 6, pp. 750–754. doi 10.7868 / S0869565214360237

Tishchenko, P.P., Tishchenko, P.Ya., Zvalinskii, V.I., and Sergeev, A.F., The carbonate system of Amur Bay (Sea of Japan) under conditions of hypoxia, *Oceanology*, 2011, vol. 51, no. 2, pp. 235–246. doi 10.1134/S0001437011020172

Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Zvalinsky, V.I., Sergeev, A.F., Volkova, T.I., Koltunov, A.M., Mikhailik, T.A., Sagalaev, S.G., Tishchenko, P.P. and Shvetsova, M.G., Seasonal hypoxia in Amur Bay (Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2011, vol. 165, pp. 136–157.

Tishchenko, P.P., Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Sergeev, A.F., and Semkin, P.Yu., Role of downwelling/upwelling in formation/destruction of hypoxia in the bottom waters of the Amur Bay (Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2015, vol. 183, pp. 156–165. doi 10.26428/1606-9919-2015-183-156-165

Tishchenko, P.Y., Barabanshchikov, Y.A., Volkova, T.I., Marjash, A.A., Mikhailik, T.A., Pavlova, G.Y., Sagalaev, S.G., Tishchenko, P.P., Khodorenko, N.D., Shkirnikova, E.M., and Shvetsova, M.G., Diagenesis of organic matter in the top layer of the sediments of the Peter the Great Bay in hypoxia locations, *Geochemistry International*, 2018, vol. 56, no. 2, pp. 171–181. doi 10.1134/S0016702918010093

Tishchenko, P.Ya., Sergeev, A.F., Lobanov, V.B., Zvalinsky, V.I., Koltunov, A.M., Mikhailik, T.A., Tishchenko, P.P., and Shvetsova, M.G., Hypoxia of the bottom waters of Amursky Bay, *Vestn. Dal'nevost. Otd. Ross. Akad. Nauk*, 2008, no. 6, pp. 115–125.

Tishchenko, P.Ya., Stunzhas, P.A., Ivin, V.V., Tishchenko, P.P., Semkin, P.Ju., Mikhailik, T.A., and Barabanshchikov, Yu.A., Seasonal hypoxia in the waters of Far-Eastern marine reserve area, *Sistemy kontrolya okruzhayushchey sredy*, 2016, no. 3(23), pp. 124–129.

Tkalin, A.V., Klimova, V.L., Shapovalov, E.N., Kulinich, N.M., Sevost'yanov, A.V., Belan, T.A., and Borisov, B.M., Some regional consequences of anthropogenic impacts on the marine environment, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990, vol. 144.

Henze, M., Armoes, P., La-Cour-Jansen, J., and Arvan E., *Waste water treatment*, Moscow: Mir, 2006.

Khrapchenkov, F.F., Yaroshchuk, I.O., Kosheleva, A.V., and Dubina, V.A., Wind-Induced Upwelling in Peter the Great Bay as Inferred from Satellite and Instrumental Data, *Issledovaniye Zemli iz kosmosa*, 2014, no. 3, pp. 33–40. doi 10.7868/S0205961414020067

Shulkin, V.M., Orlova, T.Yu., Shevchenko, O.G., and Stonik, I.V., The effect of river runoff and phytoplankton production on the seasonal variation of the chemical composition of coastal waters of the Amursky Bay, Sea of Japan, *Russ. J. Mar. Biol.*, 2013, vol. 39, no 3, pp. 197–207.

Shul'kin, V.M. and Semykina, G.I., Input of pollutants in Peter the Great Bay and assessment of their rol in forming of ecological problems, in *Current Ecological State of Peter the Great Bay, Sea of Japan*, Vladivostok: Izd. Dom DVFU, 2012, pp. 252−287.

Shul'kin, V.M. and Semykina, G.I., Seasonal and long-term variations in the concentrations and discharges of biogenic substances in the Razdolnaya River (Primorskii Krai), *Vodn. Resur.*, 2005, vol. 32, no. 5, pp. 524–531.

Shuntov, V.P., *Biologiya dal'nevostochnykh morei Rossii* (Biology of the Far Eastern Seas of Russia), Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2001, vol. 1.

Ecological studies and the state of the ecosystem of the Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan), Lutaenko, K.A. and Vaschenko, M.A., ed., Vladivostok: Dal'nauka, 2008, vol. 1.

Yurasov, G.I. and Vilyanskaya, E.A., Characteristic features of autumn-winter upwelling in the Peter the Great Bay, in *Sovremennoe sostoyanie i tendentsii izmeneniya prirodnoi sredy zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya* (Current State and Trends in the Natural Environment of Peter the Great Bay, Sea of Japan), Moscow: GEOS, 2008, pp. 73–82.

An, S. and Gardner, W.S., Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) as a nitrogen link, versus denitrification as a sink in a shallow estuary (Laguna Madre/Baffin Bay, Texas), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2002, vol. 237, pp. 41–50. doi 10.3354/meps237041

Andersen, J.H., Schlüter, L., and Ærtebjerg, G., Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies, *J. Plankton Res.*, 2006, vol. 28, no. 7, pp. 621–628. doi 10.1093/plankt/fbl001

Anderson, T.H. and Taylor, G.T., Nutrient Pulses, Plankton Blooms, and Seasonal Hypoxia in Western Long Island Sound, *Estuaries*, 2001, vol. 24, no. 2, pp. 228–243.

Andreev, A. and Watanabe, S., Temporal changes in dissolved oxygen of the intermediate water in the subarctic North Pacific, *Geophys. Res. Let.*, 2002, vol. 29, no. 14. doi 10.1029/2002GL015021

Battye, W., Aneja, V.P., and Schlesinger, W.H., Is nitrogen the next carbon?, *Earth's Future*, 2017, vol. 5, no. 9, pp. 894–904. doi 10.1002/2017EF000592

Belan, T.A., Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan, *Mar. Pollut. Bull.*, 2003, vol. 49, no. 9, pp. 1111–1119.

Bidle, K.D. and Azam, F., Accelerated dissolution of diatom silica by marine bacterial assemblages, *Nature*, 1999, vol. 397, no. 6719, pp. 508–512.

Boesch, D.F., Challenges and Opportunities for Science in Reducing Nutrient Over-enrichment of Coastal Ecosystems, *Estuaries*, 2002, vol. 25, no. 46, pp. 886–900.

Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., and Zhang, J., Declining oxygen in the global ocean and coastal waters, *Science*, 2018, vol. 359, no. 6371, pp. 1–11. doi 10.1126 / science.aam7240

Brewer, P.G. and Peltzer, E.T., Limits to marine life, *Science*, 2009, vol. 324, no. 5925, pp. 347–348. doi 10.1126/science.1170756

Burd, A.B. and Jackson, G.A., Particle aggregation, *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2009, vol. 1, pp. 65–90.

Cai, W.-J., Hu, X., Huang, W.-J., Murrell, M.C., Lehrter, J.C., Lohrenz, S.E., Chou, W.-C., Zhai, W., Hollibaugh, J.T., Wang, Y., Zhao, P., Guo, X., Gundersen, K., Dai, M., and Gong, G.-C., Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication, *Nature Geoscience*, 2011, vol. 4, no. 11, pp. 766–770. doi 10.1038/NGEO1297

De Jong, F., *Marine eutrophication in perspective: On the relevance of ecology for environmental policy*, Berlin, Heidelberg, N.Y.: Springer, 2006. doi 10.1007/3-540-33648-6

De La Rocha, C.L., The biological pump, *Treatise on Geochemistry*, 2006, vol. 6, pp. 83–111. doi 10.1016/B0-08-043751-6/06107-7

Diaz, R.J., Overview of hypoxia around the world, *J. Environ. Qual.*, 2001, vol. 30, pp. 275–281. doi 10.2134/jeq2001.302275x

Diaz, R.J. and Rosenberg, R., Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems, *Science*, 2008, vol. 321, no. 5891, pp. 926–929. doi 10.1126/science.1156401

Doney, S.C., The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry, *Science*, 2010, vol. 328, no. 6985, pp. 1512–1516. doi 10.1126/science.1185198

Emerson, S. and Hedges, J., Sediment Diagenesis and Benthic Flux, *Treatise on Geochemistry*, Elsevier: Amsterdam, 2003, vol. 6, pp. 293–319. doi 10.1016/B0-08-043751-6/06112-0

Gamo, T., Nozaki, Y., Sakai, H., Nakai, T. and Tsubota, H., Spatial and temporal variations of water characteristics in the Japan Sea bottom layer, *J. Mar. Res.*, 1986, vol. 44, pp. 781–793. doi 10.1357/002224086788401620

Gilbert, D.N., Rabalais, N., Díaz, R.J., and Zhang, J., Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean, *Biogeosciences*, 2010, vol. 7, no. 7, pp. 2283–2296. doi 10.5194/bg-7-2283-2010

Glibert, P.M., Anderson, D.M., Gentien, P., Granéli, E., Sellner, K.G., The Global, Complex Phenomena of Harmful Algal Blooms, *Oceanography*, 2005, vol. 18, no. 2, pp. 136–147. doi 10.5670/oceanog.2005.49

Grantham, B.A., Chan, F., Nielsen, K.J., Fox, D.S., Barth, J.A., Huyer, A., Lubchenco, J. and Menge, B.A., Upwelling-driven nearshore hypoxia signals ecosystem and oceanographic changes in the northeast Pacific, *Nature*, 2004, vol. 429, pp. 749–754.

Gray, J.S., Wu, R., and Or, Y.Y., Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2002, vol. 238, pp. 249–279. doi 10.3354/meps238249

Healy, T.R., Coastal wind effects, *Encyclopedia of Coastal Sciences*, Springer, Netherlands, 2005, pp. 312–313. doi 10.1007/1-4020-3880-1_91

Keeling, R.E., Körtzinger, A., and Gruber, N., Ocean Deoxygenation in a Warming World, *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2010, vol. 2, pp. 199–229. doi 10.1146/annurev.marine.010908.163855

Lavik, G., Stührmann, T., Brüchert, V., Van der Plas, A., Mohrholz, V., Lam, P., Mußmann, M., Fuchs, B.M., Amann, R., Lass, U. and Kuypers, M.M.M., Detoxification of sulphidic African shelf waters by blooming chemolithotrophs, *Nature*, 2009, vol. 457, pp. 581–584. doi 10.1038/nature07588

Lisitzin, A.P., The silica cycle during the last ice age, *Palaeogeogr., Palaeoclimat., Palaeoecol.*, 1985, vol. 50, no. 2–3, pp. 241–270. doi 10.1016/0031-0182(85)90070-7

Liu, X., Wang, Z., and Zhang, X., A review of the green tides in the Yellow Sea, China, *Mar. Environ. Res.*, 2016, vol. 119, pp. 189–196. doi 10.1016/j.marenvres.2016.06.004

Llansó, R., Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster), *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1991, vol. 153, no. 2, pp. 165–178. doi 10.1016/0022-0981(91)90223-J

Malakoff, D., Death by suffocation in the Gulf of Mexico, *Science*, 1998, vol. 281, no. 5374, pp. 190–192. doi 10.1126/science.281.5374.190

Middelburg, J.J. and Levin, L.A., Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry, *Biogeosciences*, 2009, vol. 6, pp. 1273–1293. doi 10.5194/bg-6-1273-2009

Moshchenko, A.V. and Belan, T.A., Ecological state and long-term changes of macrozoobenthos in the northern part of Amursky Bay (Sea of Japan), *Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan)*, Vladivostok: Dal'nauka, 2008, vol. 1, pp. 61–91.

Murrell, M.C. and Lehrter, J.C., Sediment and lower water column oxygen consumption in the seasonally hypoxic region of the Louisiana Continental Shelf, *Estuaries Coasts*, 2011, vol. 34, no. 5, pp. 912–924. doi 10.1007/s12237-010-9351-9

Nakayama, K., Sivapalan, M., Sato, C., and Furukawa, K., Stochastic characterization of the onset of and recovery from hypoxia in Tokyo Bay, Japan: Derived distribution analysis based on «strong wind» events, *Water resources research*, 2010, vol. 46, W12532. doi 10.1029/2009WR008900

Passow, U., Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments, *Prog. Oceanogr.*, 2002, vol. 55, no. 3–4, pp. 287–333. doi 10.1016/S0079-6611(02)00138-6

Passow, U., Shipe, R.F., Murray, A., Pak, D.K., Brzezinski, M.A., and Alldredge, A.L., The origin of transparent exopolymer particles (TEP) and their role in sedimentation of particulate matter, *Cont. Shelf Res.*, 2001, vol. 21, pp. 327–346.

Pennock, J.R., Sharp, J.H., and Schroeder, W.W., What controls the expression of estuarine eutrophication? Case studies of nutrient enrichment in the Delaware Bay and Mobiel Bay Estuaries, USA, *Changes in Fluxes in Estuaries: Implications from Science to Management*, Dyer, K.R. and Orth, R.J., eds, Fredensborg: Olsen&Olsen, 1994, pp. 139–146.

Pilgrim, D.A., Measurement and estimation of the extinction coefficient in turbid estuarine waters, *Cont. Shelf Res.*, 1987, vol. 7, no. 11–12, pp. 1425–1428. doi 10.1016/0278-4343(87)90049-5

Rabalais, N.N., Cai, W.-J., Carstensen, J., Conley, D.J., Fry, B., Hu, X., Quiñones-Rivera, Z., Rosenberg, R., Slomp, C.P., Turner, R.E., Voss, M., Wissel, B., and Zhang, J., Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean, *Oceanography*, 2014, vol. 27, no. 1, pp. 172–183. doi 10.5670/oceanog.2014.21

Rabalais, N.N., Díaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D., and Zhang, J. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia, *Biogeosciences*, 2010, vol. 7, pp. 585–619. doi 10.5194/bg-7-585-2010

Redfield, A.C., Ketchum, B.H., and Richards, F.A., The influence of organisms on the composition of sea-water, in Hill, M.N. (ed.) *The composition of seawater: Comparative and descriptive oceanography. The sea: ideas and observations on progress in the study of the seas*, 1963, vol. 2, pp. 26–77

Riedel, B., Diaz, R., Rosenberg, R., and Stachowitsch, M., Chapter 10. The ecological consequences of marine hypoxia: from behavioural to ecosystem responses, *Stressors in the Marine Environ-*

ment: Physiological and ecological responses; societal implications, Solan, M. and Whiteley, N.M., eds., Oxford: Oxford Univ. Press, 2016, pp. 175–194. doi 10.1093/acprof:oso/9780198718826.003.0010

Riedel B., Zuschin M., Haselmair A., Stachowitsch M. Oxygen depletion under glass: behavioural responses of benthic macrofauna to induced anoxia in the Northern Adriatic, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 2008, vol. 367, no. 1, pp. 17–27. doi 10.1016/j.jembe.2008.08.007

Sarthou, G., Timmermans, K., Blain, S., and Tréguer, P., Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: A review, *J. Sea Res.*, 2005, vol. 53, pp. 25–42, doi 10.1016/j.seares.2004.01.007

Schmodtko, S., Stramma, L., and Visbeck, M., Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades, *Nature*, 2017, vol. 542, no. 7641, pp. 335–339. doi 10.1038/nature21399

Semkin, P., Tishchenko, P., Lobanov, V., Sergeev, A., Chichkin, R., Pavlova, G., Sagalaev, S., Shkirnikova, E., Shvetsova, M., Tishchenko, P., Volkova, T., and Zvalinsky, V., Seasonal and spatial variability of hydrochemical parameters in the Ussuriyskiy Bay (Japan Sea), *Report on Annual PICES Meeting*, Khabarovsk, 2011, pp. 234.

Tishchenko, P., Tishchenko, P., Lobanov, V., Sergeev, A., Semkin, P., and Zvalinsky, V., Summertime in situ monitoring of oxygen depletion in Amursky Bay (Japan/East Sea), *Cont. Shelf Res.*, 2016, vol. 118, pp. 77–87. doi 10.1016/j.csr.2016.02.014

Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Zvalinsky, V.I., Sergeev, A.F., Koltunov, A., Mikhailik, T.A., Tishchenko, P.P., Shvetsova, M.G., Sagalaev, S., and Volkova, T., Seasonal Hypoxia of Amursky Bay in the Japan Sea: Formation and Destruction, *Terr. Atmos. Ocean. Sci.*, 2013, vol. 24, no. 6, pp. 1033–1050. doi 10.3319/TAO.2013.07.12.01(Oc)

Tishchenko, P.Ya., Tishchenko, P.P., Lobanov, V.B., Mikhaylik, T.A., Sergeev, A.F., Semkin, P.Yu., and Shvetsova, M.G., Impact of the transboundary Razdolnaya and Tumannaya Rivers on deoxygenation of the Peter the Great Bay (Sea of Japan), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020, vol. 239, art. no. 106731. doi 10.1016/j.ecss.2020.106731

Tkalin, A.V., Belan, T.A., and Shapovalov, E.N., The state of the marine environment near Vladivostok, Russia, *Mar. Pollut. Bull.*, 1993, vol. 26, no. 8, pp. 418–422.

Toullec, J. and Moriceau, B., Transparent Exopolymeric Particles (TEP) Selectively increase biogenic silica dissolution from fossil diatoms as compared to fresh diatoms, *Front. Mar. Sci.*, 2018, vol. 5, pp. 102. doi 10.3389/fmars.2018.00102

Treppke, U.F., Lange, C.B., and Wefer, G., Vertical fluxes of diatoms and silicoflagellates in the eastern equatorial Atlantic, and their contribution to the sedimentary record, *Mar. Micropaleont.*, 1996, vol. 28, no. 1, pp. 73–96. doi 10.1016/0377-8398(95)00046-1

Vaquer-Sunyer, R. and Duarte, C.M., Thresholds of hypoxia for marine biodiversity, *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 2008, vol. 105, no. 40, pp. 15452–15457. doi 10.1073/pnas.0803833105

Verdugo, P., Alldredge, A.L., Azam, F. Kirchman, D.L., Passow, U., and Santschi, P.H., The oceanic gel phase: a bridge in the DOM-POM continuum, *Mar. Chem.*, 2004, vol. 92, pp. 67–85. doi 10.1016/j.marchem.2004.06.017

Weeks, S.J., Currie, B., and Bakun, A., Massive emissions of toxic gas in the Atlantic, *Nature*, 2002, vol. 415, no. 6871, pp. 493–494. doi 10.1038/415493b. PMID: 11823847

Wei, T., Muging, Yu., Guoping, W., and Chuanxin, G., Pollution trend in the Tumen River and its influence or regional development, *Chi. Geographical Sci.*, 1999, vol. 9, no. 2, pp. 146–150. doi 10.1007/bf02791365

Zhang, J., Gilbert, D., Gooday, A.J., Levin, L., Naqvi, S.W.A., Middelburg, J.J., Scranton, M., Ekau, W., Peña, A., Dewitte, B., Oguz, T., Monteiro, P.M.S., Urban, E., Rabalais, N.N., Ittekkot, V., Kemp, W.M., Ulloa, O., Elmgren, R., Escobar-Briones, E., and Van der Plas, A.K., Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development, *Biogeosciences*, 2010, vol. 7, no. 5, pp. 1443–1467. doi 10.5194/bg-7-1443-2010

Lotsiya severo-zapadnogo berega Yaponskogo morya. Ot reki Tumannaya do mysa Belkina (Northwestern Sea of Japan Coast Pilot. From the Tumen River to Cape Belkin), St. Petersburg: Gl. Upr. Navig. Okeanogr. Minist. Oborony, 1996, no. 1401.

U.S. Environmental Protection Agency. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen (Saltwater): Cape Cod to Cape Hatteras, *EPA Publication 822-R-00–012*. EPA, Washington, DC, 2000.

Поступила в редакцию 1.07.2021 г.

После доработки 19.07.2021 г.

Принята к публикации 16.08.2021 г.