

УСЛОВИЯ И ИСТОЧНИКИ ФОРМИРОВАНИЯ УГЛЕВОДОРОДНОГО ФОНА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛЫХ ЭСТУАРИЕВ ТАТАРСКОГО ПРОЛИВА

© 2020 г. Л. А. Гаретова^{а, *}, Н. К. Фишер^{а, **}

^аИнститут водных и экологических проблем ДВО РАН, ул. Дикопольцева, 56, Хабаровск, 680000 Россия

*e-mail: micro@ivep.as.khb.ru

**e-mail: fisher@ivep.as.khb.ru

Поступила в редакцию 14.09.2018 г.

После доработки 18.09.2019 г.

Принята к публикации 06.12.2019 г.

Проведено исследование состава органического вещества (ОВ) поверхностного слоя донных осадков (ДО) двух малых эстуариев юго-западной части Татарского пролива (лето 2014 и 2016 гг.). Установлено, что концентрации углеводородов (УВ) изменялись в интервале 0.01–2.0 мг/г. Содержание УВ в однотипных алевритово-псаммитовых осадках (от 0.55 до 1.47 мг/г) превышает их биогенный фоновый уровень (≈ 0.1 мг/г). Доля углерода УВ в общем содержании $C_{\text{орг}}$ в осадках оз. Мучке (в среднем 2.68%) существенно превышает таковую в осадках оз. Токи и условную величину $\leq 1\%$, характеризующую отсутствие углеводородной нагрузки. Показано, что доля автохтонного ОВ (определенное по содержанию хл “а”) в осадках слабопроточного оз. Мучке составляет до 41%, в высокопроточном оз. Токи не превышает 18% от $C_{\text{орг}}$. Полученные данные согласуются с результатами исследования молекулярного состава *n*-алканов: в осадках оз. Мучке преобладает ОВ гидробионтного генезиса, в оз. Токи – терригенно-гумусовое ОВ. Наличие в составе *n*-алканов относительно высокой доли соединений типичных для бактериального синтеза свидетельствует о значительной роли микроорганизмов в формировании углеводородного фона в осадках малых эстуариев.

Ключевые слова: эстуарии, донные отложения, органическое вещество, углеводороды, фитопигменты, маркеры, *n*-алканы

DOI: 10.31857/S0016752520080063

ВВЕДЕНИЕ

Значение малых эстуариев для функционирования Мирового океана определяется как их многочисленностью, так и разнообразием экологических условий водосборных площадей малых и средних рек, охватывающих все климатические зоны земной поверхности (Little et al., 2017). Эстуарии играют важную роль как нагульные биотопы и убежища многих морских и проходных животных (в первую очередь их молоди), многие эстуарные гидробионты являются промысловыми. В последние годы интерес к малым эстуариям обусловлен усиливающимся антропогенным прессом на прибрежные экосистемы и диктуется наибольшей уязвимостью малых эстуариев при внешнем воздействии по сравнению с эстуариями крупных рек (Callaway et al., 2014; Pye, Blott, 2014; Jickells et al., 2014). Из-за пространственных ограничений негативные воздействия на малые эстуарии могут влиять на всю систему, а не на ее отдельные компоненты, тем самым препятствуя восстановительным процессам (Jickells et al., 2014). Конечным итогом деградации малых эстуариев является утрата функции “маргинальных фильтров” (Callaway et al., 2014) и превра-

щение их ДО в дополнительный источник загрязнения морской экосистемы. Устойчивость малых эстуариев в условиях усиливающегося антропогенного пресса зависит от всего комплекса гидрологических, гидрохимических, биологических и морфологических процессов, происходящих в эстуариях в результате взаимодействия речных и морских вод (Pye, Blott, 2014).

В юго-западный район Татарского пролива (соединяет Японское и Охотское моря) впадает множество средних и малых рек, стекающих с восточного склона Сихотэ-Алиня. По морфологическим признакам здесь доминирующими типами эстуариев рек являются озерно-лагунные и руслово-лагунные эстуарии (Михайлов, Горин, 2012). Устьевые участки большинства малых рек (Большая и Малая Дюанка, Мучке, Токи и др.) представлены лагунами, образованными как естественным путем, так и за счет сужения доступа из пролива вследствие строительства автомобильных и железнодорожных мостов вдоль побережья.

В последнее время антропогенный пресс на малые эстуарные системы Татарского пролива значительно увеличился в связи с интенсивным строительством угольных и нефтеналивных тер-

миналов. Все большие участки прибрежных акваторий подвергаются загрязнению нефтяными УВ. Кроме этого, образование УВ возможно за счет диагенетических процессов в продуктивных полужамкнутых акваториях, где происходит захоронение большого количества ОВ (Немировская, 2007). ОВ донных отложений является интегральным показателем, отражающим вклад различных источников (природных и антропогенных) в формирование биогеохимического фона эстуарных фаций в процессе седиментогенеза (Романкевич, Ветров, 2001). Поэтому важную роль приобретают исследования, способствующие дифференцированию природного и антропогенного углеводородного загрязнения и выявлению их источников.

Среди ОВ алифатические УВ представляют собой единственную группу биогенных соединений, сохраняющих свою структуру в течение длительного времени (Bouloubassi, Saliot, 1993). Тем самым они дают первичную биологическую и геохимическую информацию о генезисе ОВ (Немировская, 2004). Исследования генезиса ОВ особенно важны для районов с повышенным уровнем продуцирования ОВ, к которым относятся эстуарии (Кульков и др., 2017). В отличие от морей и океанов, где первичными продуцентами являются микроводоросли (Шунтов, 2001; Бергер, 2007), в эстуариях зачастую максимальную, по сравнению с другими группами автотрофов (фитопланктон, микрофитобентос, эпифитон), долю первичной продукции (до 90% и более) формируют макрофиты (Колпаков, 2013; Колпаков, Бегун, 2014).

Исследования состава ОВ в осадках эстуариев Японского моря немногочисленны и преимущественно посвящены рекам бассейна залива Петра Великого (Японское море) (Марьяш и др., 2015; Поляков и др., 2012; Семкин и др., 2015). Исследования состава ОВ на уровне молекулярных маркеров в Дальневосточном регионе носили эпизодический характер и касались Амурского залива Японского моря (Немировская, 2007) и Охотоморского побережья Сахалина (Немировская, 2008). Малые эстуарии Татарского пролива до настоящего времени остаются малоизученными, хотя они являются компактными и удобными модельными объектами для изучения процессов транспорта, седиментации, аккумуляции и трансформации ОВ на барьере “река–море” (Гаретова и др., 2016; Гаретова, Фишер, 2017).

Цель исследования – установить количественный и групповой состав ОВ донных осадков малых эстуариев Татарского пролива и выявить особенности формирования биогеохимического фона УВ в зависимости от их морфометрических характеристик.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Малые реки Токи и Мучке впадают в Татарский пролив в р-не п.г.т. Ванино, образуя в устье-

вых областях одноименные озера, различающиеся по морфометрическим характеристикам, характеру водообмена с морскими водами и уровнем антропогенной нагрузки (рис. 1).

Эстуарий р. Мучке – руслово-лагунного типа (Михайлов, Горин, 2012) и включает в себя оз. Мучке, которое соединено с одноименной бухтой стоковой протокой длиной 1.1 км. Озеро имеет вытянутую в восточно-западном направлении форму, р. Мучке впадает западную, куттовую часть озера (рис. 1). Площадь водного зеркала 0.59 км², глубина от 0.4 до 4.5 м, рельеф дна чашевидный. Соленость воды в озере варьирует от 0 епс (единиц практической солености) в устье р. Мучке до 6.6 епс на входе в протоку (Гаретова и др., 2016). На южном берегу озера расположено нефтехранилище, а в бухте Мучке ведется строительство угольного терминала.

Устьевая область р. Токи по современной классификации относится к озерно-лагунным эстуариям (Михайлов, Горин, 2012), которые характеризуются резкими интервалами солености в течение приливо-отливного цикла. Озеро Токи площадью 0.23 м² частично отделено от одноименной бухты железнодорожной насыпью и соединяется с ней короткой стоковой протокой длиной 30 и шириной 12 м, через которую проложен ж. д. мост (рис. 1). Река Токи впадает в западную, куттовую часть озера. Соленость воды в зависимости от фазы гидрологического режима реки и моря может изменяться в русле реки от 0 до 5 епс, в стоковой протоке от 12 до 32 епс (Гаретова и др., 2016). Оз. Токи сжато в направлении с востока на запад, дно имеет выпуклую форму, по отливу зона осушается составляет до 40%, стоковый желоб примыкает к южному берегу, его глубина не превышает 1.5 м. Донная растительность представлена в основном травой zostерой. Морские макрофиты (ламинария, макроцистис, ульва, фукусы и др.) не являются компонентами растительных сообществ внутреннего эстуария, но их биомасса во время приливов и штормов забрасывается в оз. Токи, где она интенсивно разлагается, затягивается песком, обезпечивая высокую скорость осадконакопления и развития восстановительных условий. За счет этого на дне озера часто встречаются линзы с полуразложившейся морской растительностью и запахом сероводорода глубиной более 1 м. Скорость течения в эстуарии во время отлива выше, чем во время прилива, что способствует взмучиванию ДО и их выносу в район взморья. Антропогенное воздействие на водосборную площадь оказывает полигон хранения твердых отходов п.г.т. Ванино, расположенный на правом берегу р. Токи. Северная часть берега озера заболочена.

Пробы поверхностных слоев (0–5 см) ДО отбирали трубчатым стратометром по отливу в последней декаде июля 2014 г. и в первой декаде августа 2016 г. по продольным и поперечным профилям внутренних эстуариев (озер) (рис. 1). На станциях отбора проб определяли глубину, соленость, темпе-

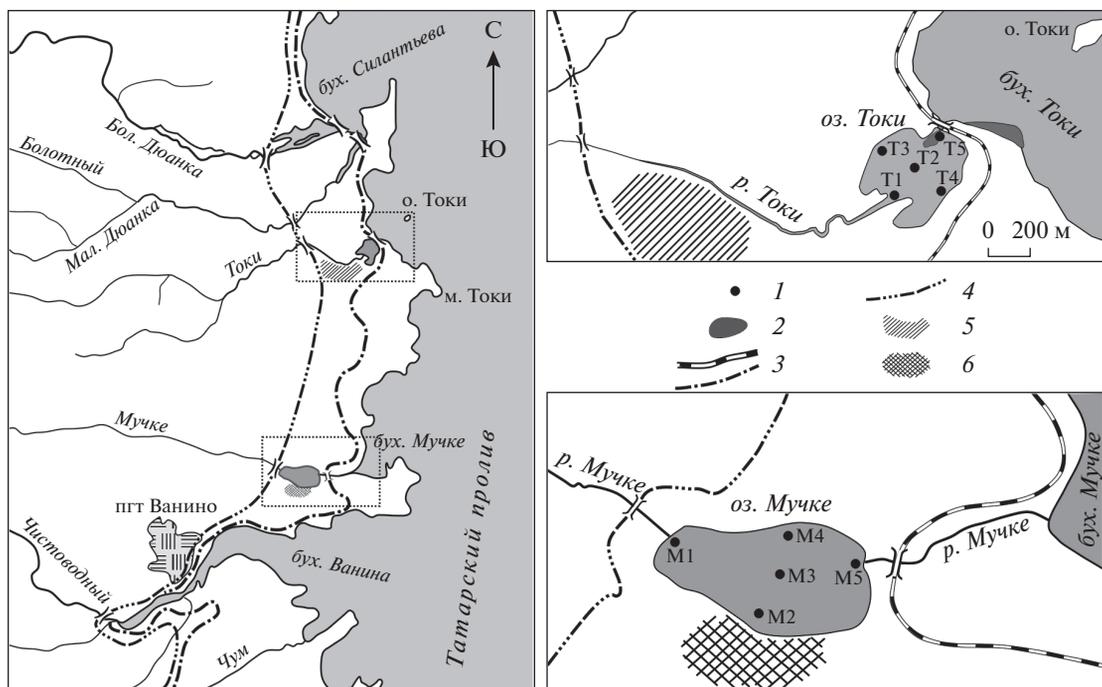


Рис. 1. Карта-схема района исследования: 1 – станции отбора проб; 2 – зона осушки; 3 – железная дорога; 4 – автомобильная дорога; 5 – полигон хранения твердых отходов; 6 – нефтехранилище. М1–М5, Т1–Т5 – станции отбора проб.

ратуру и рН придонной воды при помощи кондуктометра WQC-24 (DKK-TOA Corporation, Япония).

Для гранулометрического анализа образцы грунта, высушенные до воздушно-сухого состояния, отсеивали через сито с ячей 2 мм. Размерный состав данной фракции осадков определяли методом лазерной дифракции на приборе Shimadzu SALD-2300 (Shimadzu, Япония). Литологические типы осадков выделялись на основе трехкомпонентной классификации “псаммит Ps – алеврит А – пелит Р1” (Лисицын, 1974; Лихт и др., 1983).

Концентрацию органического углерода ($C_{орг}$) в ДО определяли фотометрическим методом после окисления ОВ осадка сульфохромной смесью (Бельчикова, 1975) на спектрофотометре Shimadzu UV-1650 РС. Фотосинтетические пигменты определяли по ГОСТу 17.1.4.02-90 в вариации применительно к определению растительных пигментов в ДО (Сигарева, 2012).

Для оценки вклада биомассы фитобентоса в $C_{орг}$ ДО, измеренное количество хлорофилла (хл) “а” переводили в углерод, производимый микрофитобентосом (Марьяш и др., 2015). Отношение углерода морских микроводорослей к содержанию в них хл изменяется от 20 до 200 (Cloern et al., 1995) и в среднем составляет около 100. Поэтому для оценки концентрации $C_{орг}$ пигментированных клеток использовали соотношение:

$$C_{орг} \text{ (мг С/г)} \approx 100 \times \text{хл “а” (Марьяш и др., 2015)},$$

где хл “а” – концентрация хлорофилла “а” в осадках (мг/г).

Массовую долю УВ в ДО определяли по ПНД Ф 16.1:2.2.22–98. УВ выделяли экстракцией четыреххлористым углеродом, измеряли на концентратометре КН-2М (Сибэкоприбор, Россия). Для пересчета концентраций УВ в концентрации $C_{орг}$ использовали коэффициент 0.86 (Методы..., 1980). Элюаты четыреххлористого углерода, оставшиеся от количественного анализа УВ, использовали для хроматографического анализа содержания и состава *n*-алканов, который осуществляли методом капиллярной газовой хроматографии на газовом хроматографе Кристалл 5000.1 (Хроматэк, Россия), оснащенный пламенно-ионизационным детектором при программировании температуры от 60 до 320°C со скоростью 7 мин (длина колонки 30 м, жидкая фаза ZB-5).

Химические анализы проб воды осуществляли в ЦКП “Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов” при ИВЭП ДВО РАН.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Осадки исследованных эстуариев образуются в различных гидродинамических условиях, которые в свою очередь определяют морфологическими особенностями устьевых областей (табл. 1). В первую очередь это расстояние от взморья, что влияет на интенсивность водообмена и проявляется в величинах градиентов солености, температуры и рН во внутренних эстуариях. Также эти показатели зависят от фазы гидрологического режима реки и моря. Соленость придонной воды в оз. Мучке не выходила за пределы олигогалинной

Таблица 1. Гидролого-гидрохимическая характеристика эстуариев рек Мучке и Токи и содержание органических соединений в донных отложениях

Станция	Тип донных отложений	Расстояние от моря, км	Глубина, м	Придонная вода			C _{орг} , %	УВ, мг/г	Σпигм, мкг/г
				S, епс	t, °C	pH			
Оз. Мучке									
M1	Алеврит псаммитовый	2.1	0.40	0.00	16.0	6.62	3.5	0.55	169.70
			0.45	0.26	17.1	7.15	2.7	1.42	90.21
M2	Алеврит псаммитовый	1.5	0.45	2.97	22.6	7.37	3.7	1.47	330.79
			0.5	5.24	22.1	8.41	3.7	1.25	133.66
M3	—	1.5	—	—	—	—	—	—	—
			4.5	6.33	21.1	8.37	8.8	2.00	—
M4	Алеврит псаммитовый	1.5	—	—	—	—	—	—	—
			1.0	6.32	21.3	8.33	2.6	1.28	149.66
M5	Псаммит	1.1	0.70	4.55	22.3	7.58	0.5	0.12	44.56
			0.3	6.33	21.8	8.33	0.8	0.13	41.86
Оз. Токи									
T1	Алеврит псаммитовый	0.45	1.20	0.47	18.3	6.57	0.6	0.07	36.44
			0.5	5.69	21.0	7.05	3.6	0.72	103.43
T2	Алеврит	0.25	0.52	10.58	20.3	7.07	7.3	0.23	138.27
			0.7	9.97	19.9	7.60	7.1	0.62	195.99
T3	Алеврит	0.25	—	—	—	—	—	—	—
			0.5	7.42	21.4	7.50	7.5	0.93	151.00
T4	Алеврит псаммитовый	0.25	—	—	—	—	—	—	—
			0.5	17.72	18.1	8.13	6.5	0.87	164.47
T5	Псаммит	0.03	0.30	15.34	20.2	7.35	0.1	0.01	3.64
			0.30	31.50	13.2	7.82	0.4	0.01	17.71

Примечания. Над чертой июль 2014 г., под чертой август 2016 г, прочерк — не определяли.

зоны и по продольному профилю варьировала от 0 до 6.33 епс, что обусловлено слабым водообменном с морем за счет узости и относительно большой длины протоки (1.1 км), соединяющей озеро с морем, а также его вытянутостью по разрезу “река—море”.

В оз. Токи колебания солёности придонной воды были более существенными как в пространственном, так и во временном интервалах. При сочетании речной межени и отлива в июле 2014 г. солёность по продольному профилю изменялась от 0.47 до 15.5 епс, а в августе 2016 г. при речной межени и высоком приливе градиент солёности составлял 5.69—31.5 епс.

Температура воды в озерах зависит от температуры речной и морской воды, а также от их глубины. За счет мелководности озер вода в них хорошо перемешивается и прогревается. Влияние холодных речных вод прослеживается на станциях вершины эстуариев и проявляется в снижении температуры придонной воды на 5—6 градусов по сравнению с другими участками. В оз. Мучке температура придонной воды в целом выше, чем в оз. Токи с интенсивным водообменном с морем.

Значение pH морской воды обычно находится в пределах 7.5—8.5 — слабощелочная реакция. Величина pH придонной воды оз. Мучке существенно варьировала от 6.62 в пресноводной зоне до 8.41 в олигогалинной зоне. В оз. Токи pH воды колебалась от 6.57 на опресненном участке до 8.13 в придонной воде стокового желоба.

Гранулометрический состав и распределение донных осадков

О степени гранулометрической дифференциации и закономерностях процессов седиментации, связанных с морфоструктурными особенностями района, можно судить по графикам кумулятивных кривых и распределения фракционного состава. В зависимости от типа осадка содержание псаммита (Ps), алеврита (Al) и пелита (Pl) в исследованных осадках варьирует в диапазонах 16.18—99.9, 0.1—82.65, 0.0—3.01 соответственно.

В 2016 г. отложения оз. Мучке характеризовались крутыми кумулятивными кривыми и мономодальным распределением (рис. 2). В то же время, у осадков, отобранных на разных участках эстуария р. Мучке, есть свои особенности. Так в песках ст. М5 максимум (72.7%) приходился на среднепсаммитовую фракцию с размером частиц 250 мкм. В осадках ст. М4 распределение мономодальное, с несимметричным максимумом (45.8%) в среднепсаммитовой области и содержанием крупноалевритовой фракции 100 мкм в количестве 31%. Сходное распределение отмечалось в устье реки (ст. М1), при максимуме в среднепсаммитовой области 40.4% и увеличении крупной и средней алевритовых фракций до 46.4%. Существенно от остальных образцов отличались ДО ст. М2 в южнобережной части озера. Здесь нет

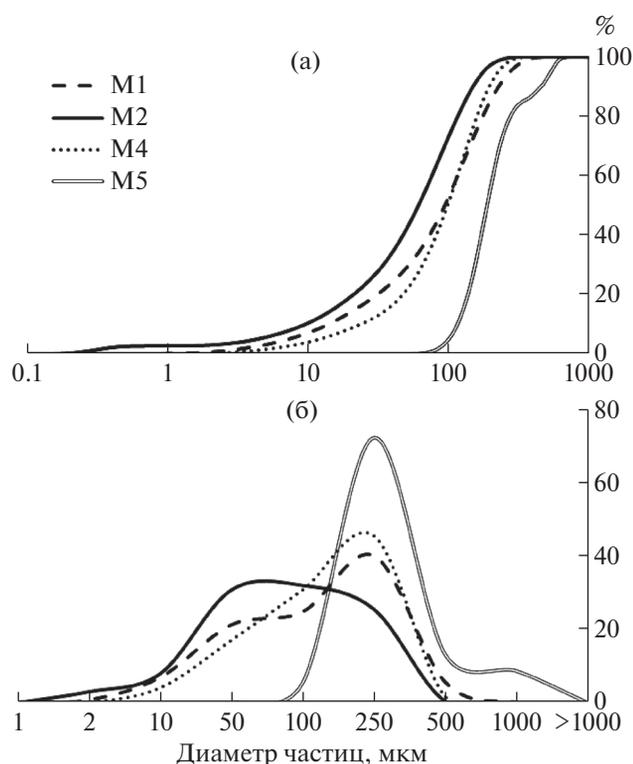


Рис. 2. Распределение частиц в донных отложениях по размерам на различных участках оз. Мучке: (а) – кумулятивные кривые; (б) – распределение частиц в диапазоне 1–1000 мкм. М1–М5 – станции отбора проб.

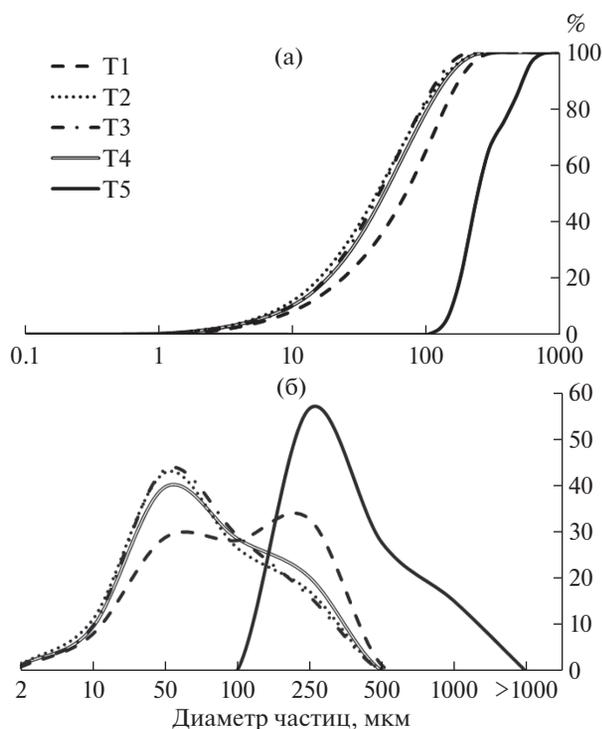


Рис. 3. Распределение частиц по размерам в донных отложениях на различных участках оз. Токи: (а) – кумулятивные кривые; (б) – распределение частиц в диапазоне 1–1000 мкм. Т1–Т5 – станции отбора проб.

четко выраженного максимума, а образуется пологий горб, охватывающий алевритово-псаммитовую область, с содержанием соответствующих фракций от 30.9 до 25.6%. Плохая сортировка материала характерна для участков подверженной береговой абразии. Пелитовая фракция слабо выражена и не превышала 3%. Основными источниками ДО эстуария р. Мучке, очевидно, являются взвешенные речные наносы и наносы, образующиеся в результате абразии берегов. Влияние морских наносов в виде псаммитов обнаруживается на нижнем участке эстуария, что подтверждается соленостью придонной воды, которая на данном участке составляет 4.55–6.33 епс.

Распределение гранулометрического состава оз. Токи также характеризовалось крутым расположением кумулятивных кривых и мономодальным характером кривых (рис. 3). По площади дна озера распределение фракций в ДО демонстрирует чередование проточных и застойных участков. Осадки приустьевое участка (ст. Т1) представлены алевритами псаммитовыми с содержанием соответствующих фракций 65 и 34.1%. График гранулометрического состава растянут в области 50–250 мкм, без выраженных максимумов, содержание мелких алевритов не превышает 8%. Такое распределение состава указывает на многокомпонентность состава и плохую сортировку осадков вершины эстуария, формирующихся под влиянием речного стока.

ДО застойных участков эстуария р. Токи (станции Т2 и Т3) характеризуются преобладанием алевритовых фракций 69.8–73%. По сравнению с осадками вершины эстуария здесь отмечается сдвиг максимумов мономодальных кривых в диапазон среднеалевритовой фракции (50 мкм), составляющей 43–43.6%. Осадки стокового желоба (ст. Т4) представлены алевритами псаммитовыми (Ал 68.8%, Рс 20.4%). Преобладает среднеалевритовая фракция (39.8%), мелкопсаммитовая составляет 20.4%. Мелкоалевритовая фракция (10 мкм) по станциям поперечного профиля составляла 9.5–11.2%. Увеличение содержания псаммитовой фракции закономерно для осадков проточного эстуарного водотока (ст. Т5). Максимум распределения в псаммитовой области (56.8%) принадлежит частицам с размером 250 мкм, содержание среднепсаммитовой фракции составляет 27.9%, крупнопсаммитовой – 15.2%. Пелитовая фракция присутствовала в небольших (0.9–1.5%) количествах лишь на слабопроточных станциях эстуария р. Токи.

Сравнительная оценка гранулометрического состава осадков отдельных участков эстуариев рек Мучке и Токи в 2014 и 2016 гг. показала, что значимые временные изменения произошли только в осадках приустьевое участка оз. Токи (ст. Т1). По сравнению с 2014 г. в осадках, отобранных на данной станции в 2016 г., произошло снижение содержания доминирующей псаммитовой фракции от 96.8 до 34.1%, сопровождающееся увеличением алевритовой фракции от 3.2 до 65%. Такое умень-

шение степени дисперсности верхнего слоя осадков, вероятнее всего обусловлено влиянием гидродинамических условий в приустьевой области эстуария, способствующих седиментации взвешенного вещества речного генезиса.

*Органический углерод,
фитопигменты, углеводороды*

Содержание $C_{\text{орг}}$ в осадках исследованных эстуариев варьировало от 0.1 до 8.8% (табл. 1). Максимальное содержание $C_{\text{орг}}$ выявлено в 2016 г. в осадках середины оз. Мучке. Они представляли собой черную аморфную массу с запахом сероводорода и нефтепродуктов. Это связано с последствиями аварийного сброса мазута из нефтехранилища в 2005 г. Содержание УВ в осадках ст. МЗ, определенное методом ИК-спектрометрии, составило 2.0 мг/г. Вследствие сильного загрязнения осадков нефтепродуктами, аппаратное исследование гранулометрического состава и определение пигментного состава данного образца осадков оказалось невозможным.

На остальных станциях оз. Мучке содержание $C_{\text{орг}}$ варьировало от 0.5 в песчаном грунте до 3.7% в алевритово-псаммитовых осадках. В осадках оз. Токи содержание $C_{\text{орг}}$ изменялось от 0.1% в песках нижней части эстуария до 7.5% в алевритах застойной зоны (ст. ТЗ). По станциям поперечного профиля $C_{\text{орг}}$ варьировало незначительно и составляло 6.5–7.5%.

В целом по совокупным данным 2014–2016 гг. среднее содержание $C_{\text{орг}}$ в осадках эстуариев закономерно возрастает в ряду псаммит (0.5%) > алеврит псаммитовый (3.8%) > алеврит (7.3%). В последних 2-х случаях полученные нами данные по содержанию $C_{\text{орг}}$ более чем в 2 раза превышают результаты для аналогичного типа осадков эстуария р. Раздольная (Японское море), где максимальное содержание $C_{\text{орг}}$ не превышало 2.2% (Марьяш и др., 2015). Вероятно, относительно высокое содержание $C_{\text{орг}}$ в осадках внутренних эстуариев рек Мучке и Токи обусловлено высоким уровнем продуцирования ОВ, что характерно для малых эстуариев.

Определенный вклад в состав $C_{\text{орг}}$ вносит биомасса фитопланктона, бентосных микроводорослей, а также макрофитов, поступающих в ДО с приливами и штормами. Эти продуценты отличаются по пигментному составу, поэтому для оценки их содержания в ДО использовали суммарное содержание пигментов $\Sigma\text{пигм} = \text{хл "a"} + \text{хл "b"} + \text{хл "c"} + \text{каротиноиды}$. Содержание фитопигментов в ДО оз. Мучке составляло от 41.9 до 330 мкг/г сухого осадка. В ДО оз. Токи суммарные пигменты варьировали от 3.6 до 196 мкг/г.

В ДО оз. Мучке доля хл "a" от суммы пигментов составляла от 36.1 до 55.3% (в среднем 48%), что указывает на достаточно активное функционирование микробиобентосного сообщества. Доля хл "a" в составе пигментов ДО оз. Токи варьировала от 25.3 до 52% и в среднем составляла

37% от общего содержания пигментов, что несколько ниже, чем в ДО оз. Мучке. Кроме этого в составе пигментов осадков оз. Токи выявлено высокое (от 38.5 до 54% от суммы) содержание каротиноидов, что в равной степени может характеризовать угнетенное состояние автохтонного фитобентосного сообщества (Бульон, 1994), и наличие отмершей биомассы водной растительности.

Первичная продукция, образующаяся непосредственно в эстуарии, включается в трофические цепи и многократно используется консументами, разлагается гетеротрофами. Однако в восстановленных условиях такие продукты фотосинтеза как пигменты консервируются в ДО и, при определенных условиях, становятся источниками УВ. Кроме этого, многие морские макрофиты способны к прижизненному синтезу *n*-алканов, которые составляют защитный восковой слой их талломов (Миронов, 1985).

Содержание УВ в ДО оз. Мучке варьировало от 0.12 до 1.47 мг/г, что соответствует диапазону концентраций биогенных УВ в сапропелях, иловых грядках, которые могут меняться от 0.01 до 1–2 мг/г (Никаноров, Страдомская, 2008). В оз. Токи содержание УВ варьировало от концентраций ниже порога чувствительности прибора в песках (ст. Т5) до 0.93 мг/г в осадках застойного участка (ст. ТЗ). В целом, содержание УВ в осадках оз. Мучке и Токи значительно превышает фоновое содержание биогенных УВ (до 0.1 мг/г), принятое для илистых осадков (Галимов и др., 2006; Tolosa et al., 2004).

Содержание $C_{\text{орг}}$, УВ и фитопигментов зависело от гранулометрического состава ДО (рис. 4). Существование тесной связи между распределением $C_{\text{орг}}$, УВ, $\Sigma\text{пигм}$, хл "a" и гранулометрическим составом подтверждают высокие значения коэффициента корреляции: $r(C_{\text{орг}} - \text{Al}) = 0.914$; $r(\Sigma\text{пигм} - \text{Al}) = 0.908$; $r(\text{хл "a"} - \text{Al}) = 0.780$; $r(\text{УВ} - \text{Al}) = 0.61$ ($n = 18$). С пелитами УВ имеют более тесную связь – $r(\text{УВ}/\text{Pl}) = 0.817$, чем с алевритами. Выявленная тесная связь между $C_{\text{орг}}$ и $\Sigma\text{пигм}$ ($r = 0.87$), свидетельствует о происхождении их из одного источника. Между распределением $C_{\text{орг}}$ и УВ связь слабее $r(C_{\text{орг}} - \text{УВ}) = 0.315$, что вероятно обусловлено тем, что доля УВ в свежесинтезированном ОВ всегда понижена (Немировская, 2004).

При оценке вклада автохтонного ОВ и УВ в состав $C_{\text{орг}}$ установлено (табл. 2), что среднее содержание и соотношение данных компонентов в осадках исследованных эстуариев отличается.

В оз. Мучке среднее содержание $C_{\text{орг}}$ по данным летних съемок 2014 и 2016 гг. практически оставалось постоянным. Углерод, определенный по содержанию хл "a" ($C_{\text{хл "a"}}$) в общем $C_{\text{орг}}$ летом 2014 г. составлял более 40%, что в 2 раза больше измеренного в осадках в 2016 г. Содержание и доля УВ в составе $C_{\text{орг}}$ напротив, увеличились по сравнению с 2014 г. почти в 2 и 2.5 раза соответственно.

Межгодовая разница в составе осадков оз. Токи проявлялась в увеличении общего содержания

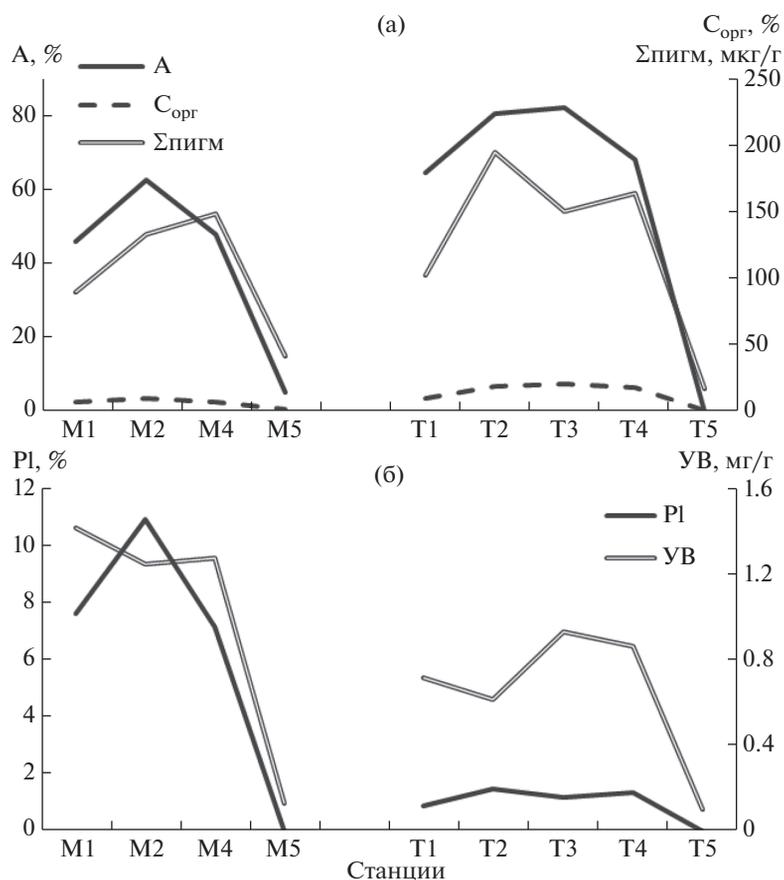


Рис. 4. Содержание в донных отложениях: (а) – $C_{\text{орг}}$ (%), сумма пигментов (мкг/г), А – алевритовая фракция; (б) – УВ (мг/г), Pl – пелитовая фракция (%).

$C_{\text{орг}}$, $C_{\text{хл}}$ и УВ в 2016 г. по сравнению с 2014 г. в 1.6, 1.5 и в 5.2 раз соответственно. При этом доля $C_{\text{УВ}}$ в составе $C_{\text{орг}}$ увеличивалась в 3.3 раз, а доля $C_{\text{хл}}$ снижалась в 1.8 раз. Такая разница в составе $C_{\text{орг}}$ осадков оз. Токи вероятнее всего обусловлена гидрологическими и гидродинамическими условиями эстуария, способствующими привносу, перемыву и переотложению ОВ, а также его выносу в море.

Содержание и состав молекулярных маркеров

Исследования генезиса ОВ Дальневосточных морей до настоящего времени не проводились, поэтому при оценке вклада терригенной, гидробионтной и микробной составляющих в генезис ОВ осадков исследованных эстуариев мы исполь-

зовали подход, примененный для характеристики типов ОВ северных морей (Романкевич и др., 1982; Беляева и др., 1995; Галимов и др., 2006; Прересыпкин, Романкевич, 2010; Nachman, 1985; Stein, 2008). Считается, что наибольшую информацию о генезисе исходного ОВ несут молекулярные маркеры: для ОВ, образованного остатками гидробионтов, характерно преобладание короткоцепочечных *n*-алканов с молекулярным весом ΣC_{15} , C_{17} , C_{19} ; для ОВ смешанного микробно-терригенного генезиса, характерно преобладание маркеров ΣC_{19} – C_{25} , отражающих вклад микробной и/или микробно-деструктивной составляющей; маркеры ΣC_{25} , C_{27} , C_{29} , C_{31} , характерны для терригенного, преимущественно гумусового ОВ.

Таблица 2. Среднее содержание общего органического углерода ($C_{\text{орг}}$), углерода микрофитобентоса ($C_{\text{хл}}$ “а”), углерода углеводов ($C_{\text{УВ}}$) и их соотношение в осадках озер Мучке и Токи

Даты отбора	$C_{\text{орг}}$, мгС/г	$C_{\text{хл}}$ “а”, мгС/г	$C_{\text{УВ}}$, мгС/г	% $C_{\text{УВ}}$ от $C_{\text{орг}}$	% $C_{\text{хл}}$ “а” от $C_{\text{орг}}$
Оз. Мучке					
23–25.07.2014 г.	36.0 ± 1.0	9.4 ± 4.9	0.61 ± 0.09	1.69 ± 0.9	40.97 ± 10.0
06–03.08.2016 г.	30.0 ± 4.6	5.9 ± 1.7	1.14 ± 0.07	3.80 ± 0.7	19.84 ± 5.80
Оз. Токи					
23–25.07.2014 г.	39.2 ± 6.8	3.9 ± 1.0	0.13 ± 0.08	0.33 ± 0.04	17.96 ± 1.00
06–03.08.2016 г.	61.8 ± 12.8	5.8 ± 1.1	0.68 ± 0.11	1.10 ± 0.31	9.90 ± 1.20

Таблица 3. Состав молекулярных маркеров в ДО эстуариев рек Мучке и Токи

Показатель	Станции отбора проб					
	М1	М3	М5	Т1	Т2	Т5
$C_{орг}$, %	2.7	8.8	0.8	3.6	7.1	0.4
УВ, мг/г	1.42	2.0	0.13	0.72	0.62	0.1
Индивидуальные <i>n</i> -алканы, %						
<i>n</i> -C ₁₅	16.77	10.46	—	—	6.66	20.47
<i>n</i> -C ₁₆	15.07	9.32	—	6.20	4.58	—
<i>n</i> -C ₁₇	9.97	6.79	—	7.29	5.39	—
<i>n</i> -C ₁₈	—	7.23	—	—	5.04	—
<i>n</i> -C ₁₉	—	9.21	16.91	—	—	—
<i>n</i> -C ₂₀	—	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₂₁	15.73	22.16	42.35	22.66	14.69	47.35
<i>n</i> -C ₂₂	—	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₂₃	—	—	—	—	6.72	—
<i>n</i> -C ₂₄	—	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₂₅	14.75	6.97	—	11.56	8.95	—
<i>n</i> -C ₂₆	6.75	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₂₇	10.09	9.06	28.60	21.07	15.42	32.18
<i>n</i> -C ₂₈	—	6.48	12.14	10.85	8.59	—
<i>n</i> -C ₂₉	10.25	—	—	9.52	6.83	—
<i>n</i> -C ₃₀	—	6.43	—	10.85	6.90	—
<i>n</i> -C ₃₁	—	5.89	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₃₂	—	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₃₃	—	—	—	—	—	—
<i>n</i> -C ₃₄	—	—	—	—	10.23	—
$\Sigma C_{15}-C_{22}$	58.16	65.17	59.26	36.15	36.36	67.82
$\Sigma C_{19}-C_{25}$	30.48	38.34	59.26	34.22	30.36	47.35
$\Sigma C_{23}-C_{31}$	41.84	34.83	40.74	63.85	63.64	32.18
$\Sigma C_{15}-C_{22}/\Sigma C_{23}-C_{34}$	1.39	1.87	1.45	0.57	0.57	2.10
Σ нечетных	77.56	48.62	87.86	72.10	64.66	100
Σ четных	22.44	51.38	12.14	27.9	35.34	0
СРІ	3.46	0.94	7.23	2.58	1.83	—
ОЕР _{C17}	0.66	0.41	—	1.17	0.56	—
ОЕР _{C27}	1.49	1.4	2.36	1.94	1.7	—
Изопреноиды						
Пристан <i>i</i> -C ₁₉ , мкг/г	0.346	0.223	—	—	0.163	—
Фитан <i>i</i> -C ₂₀ , мкг/г	0.149	0.264	0.138	0.188	0.205	0.153
Пр/Фт	2.32	0.84	<1	<1	0.80	<1

Примечания. Прочерк (—) компонент не обнаружен, содержание ниже чувствительности прибора.

Содержание и распространение УВ в осадках ключевых станций малых эстуариев приведено в табл. 3. Общими чертами распределения *n*-алканов являлось явное доминирование нечетных гомологов СРІ = 1.83–7.23, что свидетельствует о малой степени преобразованности ОВ (с повышенной нечетностью) (Peters et al., 2005). Исключение составляют нефтезагрязненные осадки ст. М3, где величина СРІ близка к 1 (0.94). Гидробионтная составляющая в осадках эстуариев деградирована в большей степени (ОЕР_{C17} = 0.41–1.17), чем терригенные компоненты (ОЕР_{C27} = 1.4–2.36), что очевидно обусловлено постоянным поступлением терригенного ОВ с речным стоком и его большей устойчивостью к микробиологической деструкции.

Для осадков оз. Мучке характерно преобладание низкомолекулярных нечетных *n*-алканов, характерных для ОВ, образованного остатками гидробионтов – $\Sigma C_{15}-C_{22} = 58.16-65.17\%$ с относительно высоким содержанием C₁₅ и C₂₁, что указывает на преобладание автохтонных процессов образования ОВ. В то же время, среди высокомолекулярных *n*-алканов $\Sigma C_{23}-C_{29}$, составляющих 34.8–41.8% от суммы *n*-алканов, выделяются C₂₅, C₂₇ и C₂₉, характерные для ОВ терригенного генезиса.

В осадках приустьевых и центральных участков оз. Токи (ст. Т1 и Т2) доминируют высокомолекулярные гомологи, характерные для ОВ терригенного генезиса $\Sigma C_{15}-C_{22}/\Sigma C_{23}-C_{30} = 0.57$ и 0.55 соответственно, с достаточно высокой долей *n*-алканов

C_{25} , C_{27} и C_{29} , что свидетельствует о преимущественно гумусовой природе ОВ. В составе *n*-алканов центральной части оз. Токи (ст. 2) в значительном количестве (10.23% от суммы *n*-алканов) появляется высокомолекулярное соединение $C_{34}H_{72}$ (тетраприаконтан), присутствующий в биомассе некоторых видов гетеротрофных бактерий родов *Pseudomonas* и *Arthrobacter* (Пошибаева, 2015). Доминирование терригенного ОВ в осадках оз. Токи, вероятно, обусловлено тем, что автохтонное ОВ, поступающее в осадки быстрее разлагается под действием комплекса деструкционных процессов. В условиях интенсивного гидродинамического режима происходит взмучивание и перенос ОВ из верхнего слоя осадков, в результате в составе ОВ остаются преимущественно высокомолекулярные гумусовые соединения, устойчивые к бактериальной деструкции.

Среднемолекулярные *n*-алканы $\Sigma C_{19}-C_{25}$, отражающие вклад микробно-деструктивной компоненты в состав ОВ осадков эстуариев составляли 30.36–59.26%, при значительном содержании генейкозана – $C_{21}H_{44}$. Его доля от суммы *n*-алканов в осадках оз. Мучке составляла от 15.73 до 42.35%, и от 14.69 до 47.35% от суммы *n*-алканов в ДО оз. Токи. Данный гомолог присутствует в составе УВ, синтезируемых макрофитами и бактериями (Ladygina et al., 2006). Углеводород $C_{25}H_{52}$ (пентакозан) является типичным для цианобактерий, обитающих преимущественно в пресноводных биотопах. Его обнаружение в осадках приустьевых станций (М1 и Т1) в относительно высоких количествах (17.75 и 11.56% от суммы *n*-алканов соответственно) свидетельствует в пользу его цианобактериального происхождения (Строева и др., 2013).

В ДО проточных участков эстуариев (ст. М5 и Т5) удалось идентифицировать только несколько индивидуальных компонентов. Такая картина распределения, видимо, обусловлена низким содержанием *n*-алканов в осадках, когда в суммарной фракции определяются только соединения, присутствующие в достаточно высоких концентрациях. Так, в песчаных осадках ст. Т5 с интенсивным гидродинамическим режимом выявлены только нечетные индивидуальные *n*-алканы: $C_{15}H_{32} = 20.47\%$ (пентадекан), $C_{21}H_{44} = 47.35\%$ (генейкозан), $C_{27}H_{56} = 32.18\%$ (гептакозан). Такое избирательное накопление индивидуальных *n*-алканов в песках проточных станций может быть обусловлено тем, что многие бактерии, в том числе *Pseudomonas fluorescens*, широко распространенный вид в морских экосистемах, образуют *n*-алканы – $C_{21}-C_{33}$, которые способствуют адгезии клеток на субстрате (Николаев и др., 2001).

Отношение пристана к фитану – генетический признак, позволяющий оценить условия формирования ОВ. Судя по отношению изопреноидов, только в осадках ст. М1 ОВ генерируется в преимущественно окислительных условиях – $Pr/Ph = 2.32$. В остальных случаях величина $Pr/Ph < 1$ характеризует восстановительную обстановку формирования ОВ. Такие условия, сложившиеся в нефтезагрязненных осадках ст. М3 препятствуют

микробиологической деструкции скопившихся на дне оз. Мучке нефтепродуктов, что способствует вторичному загрязнению водной среды озера.

ВЫВОДЫ

Содержание ОВ в осадках исследованных эстуариев Татарского пролива изменялось в интервале: $C_{орг} = 0.1-8.8\%$, УВ – 0.01–2.0 мг/г, суммарное содержание фитопигментов от 3.6 до 330 мкг/г. Изменчивость концентраций ОВ обусловлена как литологическими отличиями ДО, так и гидролого-морфологическими особенностями эстуариев.

Содержание УВ в однотипных алевроитово-псаммитовых осадках (от 0.55 до 1.47 мг/г) значительно превышает их биогенный фоновый уровень (≈ 0.1 мг/г). Доля углерода УВ в общем содержании $C_{орг}$ в осадках оз. Мучке (в среднем 2.68%) более чем в 3 раза превышает таковую в осадках оз. Токи и почти в 3 раза условную величину $\leq 1\%$, характеризующую отсутствие углеводородной нагрузки.

Вклад автохтонного ОВ, определенного по содержанию хл “а” в общее содержание $C_{орг}$ в осадках в оз. Мучке с относительно стабильными гидродинамическими условиями составлял до 40.97% в отличие от высокопроточного оз. Токи, где эта величина не превышала 17.9%. Согласно распределению молекулярных маркеров в осадках оз. Мучке преобладает ОВ гидробионтного генезиса, а в оз. Токи – терригенно-гумусовое ОВ. Наличие в составе *n*-алканов относительно высокой доли соединений типичных для бактериального синтеза свидетельствует о значительной роли бактериальной продукции в формировании УВ фона в осадках малых эстуариев.

Авторы выражают благодарность в. н. с. ИВЭП ДВО РАН, к. б. н. М.А. Климину, с. н. с. ИВЭП ДВО РАН, к. г. н. С.И. Левшиной, ведущим инженерам ЦКП “Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов” при ИВЭП ДВО РАН Г.М. Филипповой и Е.В. Харитонову за помощь в выполнении анализов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бельчикова Н.П. (1975) *Определение гумуса почвы по методу И.В. Тюрина. Агробиохимические методы исследования почв* (Под ред. Соколова А.В.). М.: Наука, 56-62.
- Беляева А.Н., Мадурейра Л.А., Эглинтон Д. (1995) *Геохимия липидов в донных осадках Карского моря. Основные направления геохимии. К 100-летию со дня рождения академика А.П. Виноградова*. М.: Наука, 260-274.
- Бергер В.Я. (2007) *Продукционный потенциал Белого моря. Исследования фауны морей*. СПб.: ЗИН РАН, 292 с.
- Бульон В.В. (1994) *Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах*. СПб.: Наука, 222 с.
- Галимов Э.М., Кодина Л.А., Степанец О.В. (2006) *Биогеохимия и проблемы радиоактивного загрязнения морей России (на примере Карского моря). Фундаментальные исследования океанов и морей* (Гл. ред. Лаверов Н.П.). Т.2. М.: Наука, 440-465.
- Гаретова Л.А., Левшина С.И., Фишер Н.К., Сиротский С.Е., Шестеркин В.П. (2016) *Распределение органического вещества, фитопигментов и гетеротрофных бакте-*

- рий вдоль градиента солености в эстуариях малых рек бассейна Татарского пролива. *Известия ТИНРО* **184**, 219-235.
- Гаретова Л.А., Фишер Н.К. (2017) Состав и генезис органического вещества в донных отложениях зоны смешения вод (юго-западный район Татарского пролива). *Экологическая химия* **26**(3), 124-131.
- ГОСТ 17.1.4.02-90 (1990) Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*. М.: ИПК Изд-во стандартов, 790-804.
- Колпаков Н.В. (2013) Продукция макрофитов в эстуариях рек Приморья. *Известия ТИНРО* **174**, 135-148.
- Колпаков Н.В., Бегун А.А. (2014) Состав и распределение микроводорослей в эстуарии реки Суходол (Уссурийский залив, залив Петра Великого) в осенний период. 1. Фитопланктон. *Известия ТИНРО* **176**, 115-126.
- Кульков М.Г., Заров Е.А., Филиппов И.В. (2017) Выявление критериев нефтезагрязненности органогенных донных отложений методом хромато-масс-спектрометрии. *Водные ресурсы* **44**(2), 191-200.
- Лисицын А.П. (1974) *Осадкообразование в океанах*. М.: Наука, 438 с.
- Лихт Ф.Р., Астахов А.С., Боцул А.И., Деркачев А.Н., Дударев О.В., Марков Ю.Д., Уткин И.В. (1983) *Структура осадков и фауны Японского моря*. Владивосток, 283 с.
- Марьяш А.А., Ходоренко Н.Д., Звалинский В.И., Тищенко П.Я. (2015) Органический углерод в эстуарии реки Раздольная (Амурский залив, Японское море) в период ледостава. *Геохимия* (8), 734-742.
- Maryash A.A., Khodorenko N.D., Zvalinsky V.I., Tishchenko P.Ya. (2015) Organic carbon in the Razdol'naya River Estuary (Amur Bay, Sea of Japan) during the period of ice cover. *Geochem. Int.* **53**(8), 726-734.
- Методы исследования органического вещества в океане (1980) / Под ред. Романкевича Е.А. М.: Наука, 343 с.
- Миронов О.Г. (1985) *Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами*. Л.: Гидрометеоздат, 128 с.
- Михайлов В.Н., Горин С.Л. (2012) Новые определения, районирование и типизация устьевых областей рек и их частей – эстуариев. *Водные ресурсы* **39**(3), 243-257.
- Немировская И.А. (2004) Углеводороды в океане (снег–лед–вода–взвесь–донные осадки). М.: Научный мир, 318 с.
- Немировская И.А. (2007) Углеводороды в воде и донных осадках в районе постоянного нефтяного загрязнения. *Геохимия* (7), 704-717.
- Nemirovskaya I.A. (2007) Hydrocarbons in the water and bottom sediments of a region with continuous petroleum contamination. *Geochem. Int.* **54** (7), 638-651.
- Немировская И.А. (2008) Содержание и состав углеводородов в донных осадках Сахалинского шельфа. *Геохимия* (4), 414-421.
- Nemirovskaya I.A. (2008) Concentration and composition of hydrocarbons in bottom sediments from the Sakhalin shelf. *Geochem. Int.* **46**(4), 378-385.
- Никаноров А.М., Страдомская А.Г. (2008) Проблемы нефтяного загрязнения пресноводных экосистем. Ростов-на-Дону: НОК, 222 с.
- Николаев, Ю.А., Паников Н.С., Лукин С.М., Осипов Г.А. (2001) Насыщенные C₂₁–C₃₃ углеводороды-авторегуляторы адгезии *Pseudomonas fluorescens* на стекле. *Микробиология* **70**(2), 174-181.
- ПНД Ф 16.1:2.2.22–98 (2005) Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органно-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М.: Госком. РФ по охране окружающей среды, 21 с.
- Поляков Д.М., Ходоренко Н.Д., Марьяш А.А. (2012) Некоторые аспекты накопления органического вещества субколлоидной фракцией донных осадков на барьере “река–море” (р. Раздольная – Амурский залив). *Вестник ДВО РАН* (6), 89-93.
- Пошибаева А.Р. (2015) Биомасса бактерий как источник углеводородов нефти. *Автореф. дисс. ... канд. хим. наук*. М., 124 с.
- Прересыпкин В.И., Романкевич Е.А. (2010) *Биогеохимия лигнина*. М.: ГЕОС, 340 с.
- Романкевич Е.А., Ветров А.А. (2001) *Цикл углерода в арктических морях России*. М.: Наука, 302 с.
- Романкевич Е.А., Данюшевская А.И., Беляева А.Н., Русанов В.П. (1982) *Биогеохимия органического вещества арктических морей*. М.: Наука, 240 с.
- Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Ходоренко Н.В., Звалинский В.И. Михайлик Т.А., Сагалаев С.Г., Степанова В.И., Тищенко П.П., Швецова М.Г., Шкирникова Е.М. (2015) Продукционно-деструкционные процессы в эстуариях рек Артемовка и Шкотовка (Уссурийский залив) в летний сезон. *Водные ресурсы* **42**(3), 311-321.
- Сигарева Л.Е. (2012) Хлорофилл в донных отложениях Волжских водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 217 с.
- Шунтов В.П. (2001) Биология дальневосточных морей России. Т.1. Владивосток: ТИНРО-центр, 580 с.
- Строева А.Р., Гируц М.В., Кошелев В.Н., Гордадзе Г.Н. (2013) Бактериальный синтез *n*-алканов с нечетным числом атомов углерода в молекуле. *Нефтехимия* **53**, 374-377.
- Bouloubassi I., Saliot A. (1993) Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAN, LAB, PAH). *Oceanol. Acta* **16**(2), 145-161.
- Callaway R., Grenfell S., Lonborg Ch. (2014) Small estuaries: ecology, environmental drivers and management challenge. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **150**, 193-195.
- Cloern J.E., Grenz C., Vidregar-Lucas L. (1995) An empirical model of the phytoplankton chlorophyll; carbon ratio – the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol. Oceanogr.* **40**(7), 1313-1321.
- Jickells T.D., Andrews J.E., Parkes D.J., Suratman S., Aziz A.A., Hee Y.Y. (2014) Nutrient transport through estuaries: the importance of the estuarine geography. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **150**, 215-229.
- Ladygina N., Dedyukhina E.G., Vainshtein M.B. (2006) A review on microbial synthesis of hydrocarbons. *Process Biochem.* **41**(5), 1001-1014.
- Little S., Spencer K.L., Schuttelaars H.M., Millward G.E., Elliott M.E. (2017) Unbounded boundaries and baselines: estuaries and coastal seas in rapidly changing world. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **198**, 311-319.
- Nachman R.J. (1985) Unusual predominance of Even Carbon Hydrocarbons in an Antarctic Food Chain. *Lipids* **20** (9), 629-633.
- Peters K.E., Walters C.C. Moldowan J.M. (2005) The biomarker guide. Second Edition **I, II**, Cambridge University Press, 1155 p.
- Pye K., Blott S.J. (2014) The geomorphology of British estuaries: the effects of geological controls, antecedent conditions and human activities. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **150**, 196-214.
- Stein R. (2008) *Arctic Ocean sediments processes, proxies and paleoenvironment*. Amsterdam: Springer, 592 p.
- Tolosa I., Mora S., Sheikholeslami M.R., Villeneuve J.-P., Bartocci J., Cattini C. (2004) Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Mar. Pollut. Bull.* **48**(1-2), 44-60.