# ДЕПОНИРОВАННЫЙ ОРГАНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД МЕЛКОВОДНЫХ БУХТ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

# © 2022 г. П. Я. Тищенко<sup>а,</sup> \*, Е. М. Шкирникова<sup>а</sup>, В. А. Горячев<sup>а</sup>, А. А. Рюмина<sup>а</sup>, С. Г. Сагалаев<sup>а</sup>, П. П. Тищенко<sup>а</sup>, О. А. Уланова<sup>а</sup>, Е. Ю. Тибенко<sup>а</sup>

<sup>а</sup> Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН, ул. Балтийская, 43, Владивосток, 690041 Россия \*e-mail: tpavel@poi.dvo.ru

Поступила в редакцию 11.06.2021 г. После доработки 22.12.2021 г. Принята к публикации 26.12.2021 г.

В период 2014—2020 гг. в бухтах залива Петра Великого (Японское море) рассчитан депонированный углерод ( $C_{dep}$ ) в толще осадка в 1 м. В отсутствии лугов зостеры морской (ЗМ) для бухт Воевода, Новгородская и залива Угловой,  $C_{dep}$  составил 140, 99 и 55 гС/га, соответственно. Присутствие ЗМ существенно повышает эту величину: 180 и 126 гС/га для бухт Воевода и Новгородская, соответственно. Используя измерения радиоактивности техногенного изотопа <sup>137</sup>Сs оценена скорость накопления  $C_{dep}$  в исследуемых бассейнах без лугов ЗМ: 17, 69, 98 гС/(м<sup>2</sup> год) в зал. Угловой, б. Новгородская и б. Воевода, соответственно, а также 101 и 144 гС/(м<sup>2</sup> год) в бухтах Новгородская и Воевода, в местах покрытых лугами ЗМ. Используя результаты измерений концентрации хлорофилла *а* в донных осадках исследуемых бассейнов в период 2018–2020 гг, оценены коэффициенты биотурбации (62.7–5.3 см<sup>2</sup>/сут) и кажущиеся константы деградации  $C_{opr}$  (0.003–0.068 сут<sup>-1</sup>). Максимальные скорости деградации  $C_{dep}$  соответствуют верхним горизонтам: 550, 115, 24 и 11 гС/(м<sup>2</sup> год), соответственно, б. Воевода с лугами ЗМ, б. Воевода в отсутствии ЗМ, зал. Угловой, б. Новгородская в отсутствии ЗМ. Установлено, что луга ЗМ обеспечивают максимальную концентрацию трудно-разлагаемого органического вещества ( $C_{opr} = 1.9\%$  в донных осадках б. Воевода).

**Ключевые слова:** депонированный углерод, донные осадки, зостера морская, залив Петра Великого **DOI:** 10.31857/S0016752522100119

#### введение

Важнейшим биогеохимическим процессом в океане является работа "биологического насоса", суть которого сводится к аккумуляции энергии Солнца в форме органического вещества (ОВ) посредством фотосинтеза в клетках фитопланктона, макроводорослей, морских трав и перенос его в придонные слои (De La Rocha, Passow, 2008). В этом процессе неорганическая форма углерода (СО<sub>2</sub>) извлекается из водной среды и превращается в органическую форму. Для глубоководных бассейнов (более 1000 м) 90% общей биомассы органического вещества, синтезированной в эвфотическом слое, подвергается аэробному окислению, и лишь небольшая его доля достигает дна. где происходит захоронение. Для шельфовых вод ситуация противоположная: 80-90% синтезированного в фотическом слое ОВ достигает дна и обогащает собой осадки (Emerson, Hedges, 2003). Предполагается, что захороненноеый автотрофный органический углерод в донных осадках, известный как "голубой углерод" (ГУ), представляет собой изъятый из атмосферы углекислый газ (Duarte et al., 2010; Duarte et al., 2013; Blue Carbon, 2009). Очевидно, что доля захороненного автотрофного органического углерода будет тем больше, чем меньше глубина бассейна (Serrano et al., 2014). Кроме того, были выделены три наиболее продуктивные экосистемы на шельфе: мангровые леса, солевые марши и морские травы. Именно этим экосистемам было уделено особое внимание (Blue Carbon, 2009) и разработана методика количественной оценки ГУ на морском шельфе (Fourgurean et al., 2014). Предложенная методика, в отношении морских трав, сводится к оценке депонированного органического углерода (С<sub>dep</sub>) - количество тонн углерода, содержащегося на площади в 1 га, в слое донных отложений равном 1 м.

Высокопродуктивные луга морских трав мелководных бассейнов залива Петра Великого представлены, главным образом, зостерой морской (Zostera Marina L.) – ЗМ (Паймеева, 1984). Целью работы являются количественные оценки  $C_{dep}$  в трех мелководных бассейнах – бухты Вое-



**Рис. 1.** Географическое положение изучаемого района: а – залив Посьета; б – Амурский залив; в – Уссурийский залив. I – бухта Воевода; II – бухта Новгородская; III – залив Угловой.

вода, Новгородская и залив Угловой, скорости его аккумуляции и скорости кажущейся деградации. В этой работе использовались геохимические данные, полученные в период с 2014 по 2020 годы, которые включали в себя анализ проб донных осадков на содержание органического углерода (С<sub>орг</sub>), концентрацию хлорофилла *а*, влажность и измерения радиоактивности техногенного радионуклида <sup>137</sup>Cs.

# ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Бухта Воевода и залив Угловой являются мелководными бассейнами второго порядка Амурского залива, а бухта Новгородская – бассейн второго порядка залива Посьета (рис. 1). Плошаль исследуемых бассейнов равна 4. 31 и 42 км<sup>2</sup> для бухт Воевода, Новгородская и залива Угловой, соответственно. Глубины большей части акваторий бухт менее 5 м. Бухты Воевода и Новгородская частично покрыты зарослями ЗМ. В заливе Угловой в 80-е годы прошлого века присутствовали луга ЗМ (Раков, 2010), в настоящее время они исчезли (Тищенко и др., 2021). Основной тип грунта в исследуемых бассейнах - мелкоаливритовый ил, местами песок и ракушечник. Доминирующий цвет ила был черный, темно-серый и серый в б. Воевода, Новгородская и заливе

Угловой, соответственно. Щелочность поровых вод исследуемых илов увеличивается с глубиной керна, а pH уменьшается (Тищенко и др., 2020). На все бассейны оказывается сильное антропогенное воздействие. Бухты являются местом развития марикультур (выращивание мидий, гребешка, трепанга) (Барабанщиков и др., 2018; Гаврилова, Кондратьева, 2018), а залив Угловой подвергается сбросу коммунальных стоков (Тищенко и др., 2021). Краткое географическое описание исследуемых бассейнов дано в Лоции (1996), а более подробное можно найти в работах (Вышкварцев, Пешеходько, 1982; Блиновская, 2001; Барабанщиков и др., 2018; Тищенко и др., 2021).

Для каждого из бассейнов, отбор донных осадков осуществляли прямоточной геологической трубкой (1 м) в двух местах — в зарослях травы и в ее отсутствии (для бухт). Точные координаты геохимических станций, дата отбора кернов, глубина места и длина керна приведены в табл. 1.

На всех станциях перед взятием керна проводили гидрологическое зондирование толщи воды, осуществлялся отбор проб воды с поверхностного и придонного горизонтов на гидрохимические параметры, а также проводилось подводное фотографирование дна. После взятия керна, трубку с керном помещали в теплоизоляционный тубус и доставляли в лабораторию, где

Бассейн	№ ст.	Дата	Широта	Долгота	<i>h</i> , см	<i>Н</i> , м	Зостера
Воевода	1	25/02/2014	42.9996°	131.7943°	55	4.1	Да
Воевода	2	28/05/2014	42.9996°	131.7943°	65	4.3	Да
Воевода	3	03/07/2014	42.9996°	131.7943°	75	4.2	Да
Воевода	4	02/10/2014	42.9996°	131.7943°	75	4.1	Да
Воевода	5	08/02/2018	43.0014°	131.7953°	55	2.2	Да
Воевода	6	16/09/2019	43.0072°	131.7858°	68	4.6	Да
Воевода	7	18/09/2019	42.9980°	131.7926°	73	5.5	Нет
Угловой	8	31/01/2018	43.3170°	132.0515°	78	0.8	Нет
Угловой	9	14/02/2018	43.3135°	132.0264°	86	1.3	Нет
Угловой	10	07/10/2019	43.3124°	132.0150°	80	1.7	Нет
Угловой	11	09/10/2019	43.2437°	131.9775°	86	2.0	Нет
Угловой	12	31/10/2020	43.2819°	132.0360°	84	3.3	Нет
Новгородская	13	25/09/2019	42.6554°	130.8721°	83	5.4	Нет
Новгородская	14	30/09/2019	42.6355°	130.9222°	87	4.4	Да
Новгородская	15	19/10/2020	42.6540°	130.8209°	78	8.0	Нет

**Таблица 1.** Дата, координаты, длина керна – h, см, глубина места – H, м, и наличие травы в местах отбора кернов

керн фотографировали, измеряли pH на разных горизонтах, с интервалом 10 см. После этого осадок каждого горизонта отбирали на измерение плотности, влажности и для получения поровой воды в пресс-форме.

Химический анализ поровой воды проводили сразу после ее получения. С<sub>орг</sub> в твердой фазе осадков был измерен на анализаторе TOC-VCPN с приставкой для сжигания твердых проб SSM\_5000A производства Shimadzu (Япония). Калибровку прибора проводили с помощью стандартов СДО-3 "известковый ил", ГСО 1758-80, точность оценивали из параллельных измерений, она составляла ±3%. Результат дан как процентное содержание углерода в сухом осадке.

Содержание в пробах грунта хлорофилла а и феофитина измеряли спектрофотометрическим методом, используя вместо объема профильтрованной воды массу сухого грунта в анализируемой сырой навеске (Марьяш и др., 2015). Концентрацию хлорофилла а в сыром грунте определяли с учетом его влажности и объемной массы. Пробы грунта экстрагировали в 10 мл 90% раствора ацетона и помещали в холодильник. Через сутки на спектрофотометре фирмы Shimadzu, модель PC 3600, проводили измерение оптической плотности в экстракте. Перед измерением феофитина экстракт предварительно подкисляли 2-3 каплями приготовленного раствора соляной кислоты в ацетоне. Концентрации хлорофилла а и феофитина рассчитывались по известным формулам (Jeffrey, Humphrey, 1975).

Влажность проб определяли взвешиванием осадка (около 1 г.) до высушивания и после высушивания при температуре 100–105°С в течение 1–2 сут до постоянного веса, точность 2%. По-

скольку депонированный углерод рассчитывается на площадь осадка с естественной влажностью (Fourqurean et al., 2014), то определяли плотность,  $d_d$ , сухого грунта в объеме осадка естественной влажности. Величину  $d_d$  рассчитывали по соотношению:

$$d_d = d_w (1 - W/100). \tag{1}$$

Здесь W – влажность осадка в %;  $d_w$  – плотность влажного осадка.

В соответствии с требованиями унификации данных (Fourqurean et al., 2014), профили  $C_{opr}$  каждой колонки экстраполировали до глубины керна 1 м. Полученные профили были сгруппированы на пять групп: б. Воевода – 2 группы, б. Новгородская – 2 группы – наличие/отсутствие лугов ЗМ и зал. Угловой – 1 группа – ЗМ отсутствует. Для каждой группы были получены средние значения  $C_{opr}$  на каждом горизонте. Расчет  $C_{dep}$  в слое осадка толщиной в 1 м проводили по формуле:

$$C_{dep}, \ TC/ha = 10d_d \sum_{i=1}^{i=10} C_i.$$
 (2)

Здесь  $C_{dep}$  — захороненный органический углерод, выраженный в тоннах на площадь в 1 гектар;  $C_i$  — содержание органического углерода в 1 г сухого осадка *i*-того слоя, гС/г;  $d_d$  — средняя плотность осадка, рассчитанная по уравнению (1) с размерностью, г/см<sup>3</sup>; 10 — толщина слоя "*i*", в нашем случае 10 см.

Скорость аккумуляции  $C_{dep}$  ( $R_{C_{dep}}$ ) устанавливалась из произведения величины  $C_{dep}$  на скорость осадконакопления ( $R_S$  — rate of sedimentation) отнесенной к общей толщине слоя осадка, L:

$$R_{\rm C_{\rm dep}} = R_{\rm S} {\rm C_{\rm dep}} / L.$$
<sup>(3)</sup>

Скорость осадконакопления в пробах донных осадков была оценена из измерений активности техногенного радионуклида <sup>137</sup>Сs по глубине керна, максимальная активность соответствует времени наиболее интенсивных испытаний ядерного оружия, 1963 г. (Купцов, 1986; Tsabaris et al., 2012; Русаков и др., 2019). Измерение активности <sup>137</sup>Сѕ в образцах донных осадков выполнены на гамма-спектрометре с детектором из сверхчистого германия GEM150 (диаметр кристалла 88.5 мм, высота 99.8 мм), с цифровым многоканальным анализатором DSPEC јг 2.0 (ORTEC, США). Энергетическое разрешение детектора на линии 1332 кэВ 1.9 кэВ. Для снижения фона детектор размещен в защите из свинца с толщиной стенок и крышки 10 см. Внутренние стенки покрыты слоем меди толщиной 1 мм. Интегральная скорость счета фона детектора в защите 6.6 имп/с в области энергий 50-2990 кэВ. Навески сухих растертых проб, около 30 г в полипропиленовых емкостях, диаметром 57 мм размещались на капсуле детектора. В такой геометрии за время измерения 1000 мин минимальная детектируемая активность <sup>137</sup>Сs (МДА) – 0.0076 Бк.

Расчет кажущейся константы скорости деградации ОВ включает в себя два этапа применения уравнения, предложенного в работе (Sun et al., 1991):

$$C = (C_{\rm o} - C_{\infty}) \exp\left(-x \sqrt{k_d^{Chl} / D_B}\right) + C_{\infty}.$$
 (4)

На первом этапе, используется профиль концентрации хлорофилла а в осадке. В этом случае в уравнении (4),  $C, C_0, C_{\infty}$  – концентрация хлорофилла а на заданном горизонте, на поверхности и при "бесконечной" глубине осадка, соответственно;  $k_d^{Chl}$  – кинетическая константа скорости разложения молекулы хлорофилла а, соответствующая реакции первого порядка (Sun et al., 1991);  $D_{R}$  – коэффициент биотурбации; x – вертикальная координата в осадке. Из соотношения (4) следует, что угол наклона для зависимости  $\ln(C - C_{\infty})$  от (-*x*) равен  $\sqrt{k_d^{Chl}/D_B}$ . Приняв значение  $k_d^{Chl} = 0.03$  день<sup>-1</sup> (Sun et al., 1991) и  $C_{\infty} = 0$ , определяли коэффициент биотурбации, D<sub>R</sub>. На втором этапе, по уравнению (4) устанавливали кажущиеся константы скорости деградации ОВ  $(k_d^C)$ , в этом случае были использованы, найденные коэффициенты биотурбации и профили Соог. Количественную оценку скорости кажущейся де-

ГЕОХИМИЯ том 67 № 10 2022

градации OB в толще осадка  $L_i$  проводили с использованием соотношения (Sun et al., 1991):

$$D_{C}^{i} = 365d_{d}k_{d}^{C}(C_{i} - C_{\infty})L_{i}.$$
 (5)

Здесь  $D_C^i$  – скорость кажущейся деградации органического углерода, гС/(м<sup>2</sup> год) на заданном горизонте "*i*";  $C_i$ ,  $C_{\infty}$  – процентное содержание органического углерода на заданном горизонте "*i*" и на "бесконечной" глубине осадка, соответственно. Нами используется термин "кажущаяся" деградация и "кажущаяся" константа деградации, т.к. мы предполагаем, что в уменьшении С<sub>орг</sub> в верхних горизонтах донных осадков принимают участие не только бактерии, но и фитофаги инфауны, использующие ОВ для накопления собственной биомассы. Отделить два разных процесса трудно.

#### РЕЗУЛЬТАТЫ

Осредненные вертикальные профили Сорг, % в сухом осадке в бухтах Воевода, Новгородская и заливе Угловой представлены на рис. 2а. Области экстраполяций отмечены пунктирной линией. Из рисунка следует, что С<sub>орг</sub> выше в донных осадках, покрытых лугами ЗМ. В донных осадках свободных от ЗМ, в пределах верхних 40 см происходит уменьшение Сорг, далее содержание органического углерода с глубиной не меняется для всех исследуемых бассейнов. Концентрации Сорг в бухтах Воевода и Новгородская в нижнем слое осадков примерно в 1.5 раз выше в сравнении с заливом Угловой. Более резкое уменьшение Сорг наблюдается в верхних горизонтах для осадков, покрытых ЗМ, что, по-видимому, обусловлено более активной кажущейся деградацией ОВ в верхнем слое осадков. Значения С<sub>дер</sub> в толще осадка в 1 м (Fourqurean et al., 2014), в отсутствии морской травы для бухт Воевода, Новгородская и залива Угловой был 140, 99 и 55 тС/га, соответственно. Присутствие морской травы существенно повышает эту величину: 180, 126 тС/га для бухт Воевода и Новгородская, соответственно (табл. 2). Абсолютные значения депонированного органического углерода равны произведению площади бассейна на величину С<sub>dep</sub>, рассчитываемую по уравнению (2). Площадь исследуемых бассейнов равна 400, 3100 и 4200 га для бухт Воевода, Новгородская и залива Угловой, соответственно (Лоция, 1996). Приняв, что 86 га площади б. Воевода покрыто ЗМ (Барабанщиков и др., 2018), половина площади б. Новгородская покрыта ЗМ (Блиновская, 2001; Вышкварцев, Пешеходько, 1982) были рассчитаны абсолютные значения депонированного углерода в осадках, толщиной в 1 м покрытых лугами ЗМ – 15300 и 195300 тС в бухтах



**Рис. 2.** Осредненные вертикальные профили органического углерода (% С) в сухом осадке (а) в бухтах Воевода (1, 2), Новгородская (3, 4), заливе Угловой (5) и содержание органического углерода в тоннах на площадь в 1 гектар по глубине осадка (б) в бухтах Воевода (1, 2), Новгородская (3, 4), залив Угловой (5). Профили 1, 3 соответствуют донным осадкам, на которых присутствует морская трава (зостера морская), профили 2, 4, 5 соответствуют донным осадкам, на которых отсутствует морская трава. Пунктирными линиями отмечена область экстраполяции.

Воевода и Новгородская, соответственно. Общее содержание депонированного углерода в слое 1 м равно 59400, 349000, 231000 тС, для бухт Воевода, Новгородская и залив Угловой, соответственно.

Результаты измерений активности <sup>137</sup>Cs в донных осадках представлены на рис. 3. Для ст. 10 в заливе Угловой и ст. 6 в б. Воевода активности <sup>137</sup>Сѕ имеют выраженные максимумы на горизонтах 15 и 44 см, соответственно. Для ст. 7 б. Воевода максимум активности <sup>137</sup>Сѕ слабо выражен на глубине осадка 41 см. Нечеткость пика может быть связана с процессами биотурбации на момент

**Таблица 2.** Результаты расчетов: депонированный углерод,  $C_{dep}$  (тС/га); скорость аккумуляции депонированного углерода,  $R_{C_{dep}}$ , гС/(м<sup>2</sup>год); коэффициенты биотурбации  $D_b$ , см<sup>2</sup>/сут; устойчивый к разложению органический углерод  $C_{dep}$  (% в сухом осалие): – углы наклона зависимости на рис  $A_{dep}$  ( $k_{e}D_{b}$ )<sup>0.5</sup>; крадрат динейной корредиции

углерод, $C_{\infty}$ (%, в сухом осадке), — углы наклона зависимо	сти на рис. 4, $(\kappa_C D_b)$ , квадрат линеиной корреляции
на рис. 4, $R^2$ ; кажущиеся константы деградации органиче	ского углерода, $k_d^C$ (сут $^{-1}$ ); кажущаяся скорость разло-
жения органического вещества	

Бассейн	C <sub>dep</sub>	$R_{\mathrm{C}_{\mathrm{dep}}}$	$D_b$	$C_{\infty}$	$\left(k_C D_b\right)^{0.5}$	$R^2$	$k_d^C$
Воевода-1	180	144	62.7	1.90	-0.030	0.99	0.068
Воевода-2	140	98	6.6	1.39	-0.037	0.92	0.009
Новгородская-1	126	101	56.2	_	_	_	_
Новгородская-2	99	69	13.0	1.45	-0.036	0.91	0.017
Угловой	55	17	5.3	0.50	-0.024	0.94	0.003

ГЕОХИМИЯ том 67 № 10 2022



**Рис. 3.** Вертикальные профили активности  $^{137}$ Сs в бухте Воевода, (1) – ст. 6, (2) – ст. 7; в зал. Угловой (3) – ст. 10. Профиль 1 соответствуют донным осадкам, на которых присутствует морская трава (зостера морская); профили 2, 3 соответствуют донным осадкам, на которых отсутствует морская трава.

формирования слоя с высокой активностью <sup>137</sup>Cs, т.е. в 1963 г. (Walling, Qingping, 1992). Приняв, что максимальная активность цезия в атмосфере датируется 1963 г., а донные осадки на ст. 6, 7 и 10 были взяты в 2019 году (табл. 1), скорость осадконакопления составила 3 мм/год (ст. 10), 7 мм/год (ст. 7) и 8 мм/год (ст. 6). Ранее скорость осадконакопления в северной части Амурского залива была определена с помощью радиоизотопа <sup>210</sup>Pb и оказалась равной 7.2 мм/год (Аникиев и др., 1996) и 3.6-5.2 мм/год (Астахов и др., 2015). Полученные ранее результаты, хорошо согласуются с нашими оценками. Приняв, что скорости осадконакопления в б. Воевода и б. Новгородская равны в присутствии ЗМ ( $R_S$ (ст. 6) =  $R_S$ (ст. 14)) и в отсутствии ЗМ ( $R_S$ (ст. 7) =  $R_S$ (ст. 13)), были рассчитаны скорости аккумуляции С<sub>dep</sub>, *R*<sub>Сdep</sub>, включая б. Новгородская, которые представлены в табл. 2.

Из результатов измерений концентрации хлорофилла *а* в донных осадках бухты Воевода,

ГЕОХИМИЯ том 67 № 10 2022



**Рис. 4.** Зависимость  $\ln(C - C_{\infty})$  от глубины осадка. l -бухта Воевода, донный осадок покрыт ZM,  $C_{\infty}$  (гС см<sup>-3</sup>) = 1.90; 2 -залив Угловой  $C_{\infty}$  (гС см<sup>-3</sup>) = = 0.50.

покрытых лугами ЗМ, в 2018, 2019 гг. по уравнению (3) были получены коэффициенты биотурбации 107.6 и 17.7 см<sup>2</sup>/сут (среднее значение 62.7). В отсутствии ЗМ, коэффициент биотурбации в б. Воевода составил 6.6 см<sup>2</sup>/сут. Для бухты Новгородская были получены коэффициенты биотурбации в присутствии ЗМ и в отсутствии ЗМ 56.2 и 13.0, соответственно. Для залива Угловой, средняя величина коэффициента биотурбации, полученная из результатов измерений хлорофилла в донных осадках 2018 и 2019 гг. - 5.3 см<sup>2</sup>/сут. Константы кажущейся деградации OB,  $k_d^C$ , были получены из средних профилей Соорг (рис. 2а) и уравнения (4). Необходимое значение С,, входящее в уравнение (4), подбиралось таким образом, чтобы коэффициент линейной корреляции был максимальным. Примеры расчетов для бухты Воевода, дно которой покрыто 3M, и для залива Угловой показаны на рис. 4. Данный подход нельзя было использовать для случая бухты Новгородской, покрытой лугами ЗМ, поскольку профиль С<sub>орг</sub> на горизонте 45 см проявляла явный минимум (рис. 2а).

Используя соотношение (5), были рассчитаны скорости кажущейся деградации депонированного углерода в слоях донных отложений исследуемых бухт. Результаты представлены на рис. 5.

## ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Донные осадки, покрытые лугами 3M, содержат наиболее высокие  $C_{opr}$  (рис. 2; табл. 2). Эти результаты подтверждают общую идею, что прибрежные экосистемы с лугами 3M являются эффективными в отношении продукции OB с последующим его захоронением в донных осадках. Особенность лугов 3M состоит в том, что, во-пер-



**Рис. 5.** Скорости кажущейся деградации органического вещества в бухтах Воевода (1, 2), Новгородской (3) и заливе Угловой (4). Профиль 1 соответствуют донным осадкам, на которых присутствует ЗМ, профили 2–4 соответствуют донным осадкам, на которых отсутствует морская трава.

вых, они характеризуются высокой продукционной способностью. что отмечается многими исследователями (McRoy, 1974; Бергер, 2011). Во-вторых, на поверхности листьев ЗМ растет много организмов, представителей, как флоры, так и фауны (эпифитон). Годовая продукция эпифитона составляет, как правило, 20-70% от первичной продукции морских трав (Лысенко, 1985; Heijs, 1984; Mateo et al., 2006). В-третьих, ЗМ создает условия, при которых усиливается седиментация взвешенных частиц и организмов в донные осадки (Agawin, Duarte, 2002; Hendriks et al., 2008). В-четвертых, луга ЗМ ограничивают ре-суспензию тонкого пелитового материала в поверхностном слое донных отложений. Этими особенностями мы объясняем высокую скорость аккумуляции  $C_{dep}$  в акваториях с лугами ЗМ (табл. 2). Сравнительно низкая скорость осадконакопления и низкие значения С<sub>орг</sub> донных осадков залива Угловой обусловлены, на наш взгляд, аэробной деструкцией ОВ на границе раздела вода/осадок, усиленной ре-суспензией верхнего слоя осадка. Этот вывод подтверждается чрезвычайно высокой мутностью вод, результатами подводного фотографирования и высоким парциальным давлением углекислого газа (Тищенко и др., 2021).

Значения  $C_{dep}$ , исследуемых бассейнов, получены в диапазоне от 55 (зал. Угловой) до 180 (б. Воевода) тС/га (табл. 2), которые находятся в диапазоне опубликованных величин для разных акваторий Мирового океана 24 (Indopacific) – 372 тС/га (Mediterranean) (Fourqurean et al., 2014). Абсолютные значения депонированного углерода бассейнами определяются произведением  $C_{dep}$  на площадь бассейна. Из полученных данных следует, что абсолютные значения депонированного углерода в 1-метровом слое бухт Воевода, Новгородская и залива Угловой равны, соответственно 59400, 349000, 231000 тС. Таким образом, решающее значение имеет площадь исследуемой акватории.

Скорость аккумуляции ОВ на морском шельфе изменяется в широких пределах от 4.3 до 198 гС/( $M^2$  год) (Duarte et al., 2013; Röhr et al., 2016; Prentice et al., 2020). Результаты, полученные в данной работе, находятся в указанном диапазоне (табл. 2). В местах поселения ЗМ скорость аккумуляции ОВ была существенно выше: 101 и 144 гС/(м<sup>2</sup> год) в бухтах Новгородская и Воевода, соответственно. Эти результаты также хорошо согласуются с опубликованной средней скоростью накопления ОВ в бассейнах покрытых лугами морских трав —  $138 \pm 38$  гС/(м<sup>2</sup> год) (Mcleod et al., 2011). Следует отметить, что аккумуляция ОВ происходит на фоне его деградации, что следует из профилей Сорг, % (рис. 2а). Представленные в табл. 2 кажущиеся константы деградации ОВ хорошо согласуются с опубликованными в литературе для прибрежных акваторий (0.009-0.022 сут<sup>-1</sup>, Mateo et al., 2006).

Рассчитанные для разных горизонтов скорости кажущейся деградации ОВ уменьшаются с глубиной осадка. Предельная величина  $C_{\infty}$  соответствует концентрации трудно-разлагаемого ОВ. Из исследуемых бассейнов максимальная концентрация трудно-разлагаемого  $C_{opr}$  (1.9%) соответствует донным осадкам б. Воевода, покрытым ЗМ. Это не удивительно, т. к. ЗМ содержит в себе клетчатку, лигнин и танины – устойчивые к разложению (Маteo et al., 2007). Максимальные скорости деградации ОВ соответствуют верхним горизонтам (рис. 5): 550, 39, 6 и 4 гС/(м<sup>2</sup> год), соответственно, б. Воевода с лугами ЗМ, б. Воевода в отсутствии ЗМ, зал. Угловой, б. Новгородская в отсутствии ЗМ.

Наши оценки согласуются с результатами измерений скорости деградации ЗМ, которые находятся в диапазоне 55—1150 гС/( $M^2$  год) (Маteo et al., 2007). Профили С<sub>орг</sub>, полученные для донных осадков б. Воевода в разные сезоны и разные годы, мало отличаются друг от друга и от среднего профиля, представленного на рис. 2а. Таким образом, еже-

годный поток ОВ должен быть равен сумме скоростей его аккумуляции и деградации, что по нашим оценкам равно 1983 гС/(м<sup>2</sup> год) или 5.4 гС/(м<sup>2</sup> день). Суточная продукция ОВ лугами ЗМ находится в диапазоне 0.1-18.7 гС/(м<sup>2</sup> день). а средние значения 0.5–2.0 гС/(м<sup>2</sup> день). Высокая скорость кажущейся деградации С<sub>dep</sub> для б. Воевода указывает на две неопределенности, связанные с оценкой депонированного углерода в местах заселения ЗМ. Во-первых, часть углерода в верхнем слое донных отложений, в пределах 40 см, не захоранивается, а превращается в биомассу живых морских организмов с неизвестным, но, очевидно, более коротким "временем жизни" углерода в них. Во-вторых, если по каким-либо причинам на дне б. Воевода исчезнут луга ЗМ, т.е. нарушится условие стационарности, то профиль Сорг для б. Воевода станет похожим на тот, который мы наблюдаем сейчас для залива Угловой вне зависимости от места отбора керна. Возможность изменения профиля и абсолютного содержания Сорг в донных осадках в связи с исчезновением морских трав является одной из ключевых проблем. которые требуют дальнейшего изучения (Macreadie et al., 2019).

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты доказывают, что, луга ZM формируют донные осадки с очень высоким содержанием  $C_{dep}$  180, 126 тС/га для бухт Воевода и Новгородская и высокой скоростью его аккумуляции, соответственно 144, 101 гС/(м<sup>2</sup> год). Эти данные указывают на перспективность международных и национальных инициатив по восстановлению лугов 3М, площади которых в настоящее время уменьшаются. Расширение площадей заселяемых морскими травами рассматривается как технология сдерживания роста атмосферного углекислого газа, способная на 2.5 года предотвратить его рост в атмосфере (Gattuso et al., 2021).

В тоже время, для осадков, заселенных лугами ЗМ, характерна высокая скорость кажущейся деградации OB – 550 гС/(м<sup>2</sup> год), для верхнего 10 см слоя б. Воевода. Этот результат указывает на неустойчивость высокой концентрации  $C_{opr}$  в верхнем слое донных осадков. При изменении внешних условий, приводящих к уменьшению скорости поступления OB в донные осадки, по-видимому, произойдет сокращение запасов  $C_{dep}$  в верхнем слое осадков. Несмотря на эту неопределенность луга ZM обеспечивают максимальную концентрацию трудно-разлагаемого OB ( $C_{opr} = 1.9\%$  в донных осадках б. Воевода), что вновь поддерживает идею о восстановлении и расширении площадей лугов ЗМ. Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ, 20-05-00381 и программ фундаментальных научных исследований, темы 121-21500052-9, 121021700346-7.

# СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аникеев В.В., Дударев О.В., Касаткина А.П., Колесов Г.М. (1996) Влияние терригенных и биогенных факторов на формирование седиментационных потоков химических элементов в прибрежной зоне Японского моря. *Геохимия*. (1), 59-72.

Астахов А.С., Калугин И.А., Аксентов К.И., Дарьин А.В. (2015) Геохимические индикаторы палеотайфунов в шельфовых отложениях. *Геохимия*. (4), 387-392.

Astakhov A.S., Aksentov K.I., Kalugin I.A., Dar'ina A.V. (2015) Geochemical indicators of paleo-typhoon in shelf sediments. *Geochem. Int.* **53**(4), 383-388.

Барабанщиков Ю.А., Тищенко П.Я., Семкин П.Ю., Михайлик Т.А., Косьяненко А.А. (2018) Условия образования лечебных грязей в бухте Воевода (Амурский залив, Японское море). Известия ТИНРО. **192**, 167-176.

Бергер В.Я. (2011) О продукции зестеры Zostera Marina Linnaeu, 1753 в Белом море. Биология моря. **37**(5), 362-366. Блиновская Я.Ю. (2001) Ландшафтная характеристика и оптимизация природопользования в прибрежноморской зоне залива Посьета. Дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. Владивосток, 225 с.

Вышкварцев Д.И., Пешеходько В.М. (1982) Картирование доминирующих видов водной растительности и анализ их роли в экосистеме мелководных бухт залива Посьета Японского моря. *Подводные гидробиологические* исследования. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 120-129.

Гаврилова Г.С., Кондратьева Е.С. (2018) Результаты хозяйственной деятельности и проблемы развития марикультуры залива Посьета (Японское море) в 2000–2015 гг. *Известия ТИНРО*. **195**, 229-243.

Купцов В.М. (1986) Абсолютная геохронология донных осадков и морей. М: Наука, 271 с.

Лоция северо-западного берега Японского моря (1996) СПб.: ГУНИО МО, 354 с.

Лысенко В.Н. (1985) Продукция макробентоса сообщества Zostera marina в северо-западной части Японского моря. Дис. ... канд. биол. наук. Владивосток: АНСССР, ДВНЦ, 187 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.

Mar'yash A.A., Khodorenko N.D., Zvalinskii 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.

Паймеева Л.Г. (1984) Биология Zostera Marina L. и Zostera Asiatica Miki Приморья. Дис. ... канд. биол. наук. Владивосток: Тихоокеанский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, 183 с. Раков В.А. (2010) Распространение и экология устричных рифов северной части Амурского залива. Экологи-

Русаков В.Ю., Борисов А.П., Соловьева Г.Ю. (2019) Скорости седиментации (по данным изотопного анализа <sup>210</sup>Pb и <sup>137</sup>Cs) в разных фациально-генетических

ческий вестник. (4), 21-30.

типах донных осадков Карского моря. *Геохимия*. 64(11), 1158-1174.

Rusakov V.Yu., Borisov A.P., Solovieva G.Yu. (2019) Sedimentation Rates in Different Facies—Genetic Types of Bottom Sediments in the Kara Sea: Evidence from the  $^{210}$ Pb and  $^{137}$ Cs Radionuclides. *Geochem. Int.* **57**(11), 1185-1200. Тищенко П.Я., Барабанщиков Ю.А., Павлова Г.Ю., Рюмина А.А., Сагалаев С.Г., Семкин П.Ю., Тищенко П.П., Уланова О.А., Швецова М.Г., Шкирникова Е.М., Тибенко Е.Ю. (2021) Гидрохимическое состояние залива Угловой (Амурский залив) в разные сезоны. *Изв. ТИНРО*. **201**(1), 138-157.

Тищенко П.Я., Медведев Е.В., Барабанщиков Ю.А., Павлова Г.Ю., Сагалаев С.Г., Тищенко П.П., Швецова М.Г., Шкирникова Е.М., Уланова О.А., Тибенко Е.Ю., Орехова Н.А. (2020) Органический углерод и карбонатная система в донных отложениях мелководных бухт залива Петра Великого (Японское море). *Геохимия.* **65**(6), 583-598.

Tishchenko P.Ya., Medvedev E.V., Barabanshchikov Yu.A., Pavlova G.Yu., Sagalaev S.G., Tishchenko P.P., Shvetsova M.G., Shkirnikova E.M., Ulanova O.A., Tibenko E.Yu., and Orekhova N.A. (2020) Organic Carbon and Carbonate System in the Bottom Sediments of Shallow Bights of the Peter the Great Bay (Sea of Japan). *Geochem. Int.* **58**(6), 704-718.

Agawin N.S.R., Duarte C.M. (2002) Evidence of direct particle trapping by a tropical seagrass meadow. *Estuaries*. **25**(6A), 1205-1209.

Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. (2009). (Eds. Nellemann C., Corcoran E., Duarte C. M., Valdés L., De Young C., Fonseca L., Grimsditch G.). *United Nations Environment Programme, GRID-Arendal*, ISBN: 978-82-7701-060-1. Printed by Birkeland Trykkeri AS, Norway, 80p. De La Rocha C.L. and Passow U. (2014) The biological pump. *Treatise on Geochemistry*, 2nd edition (Eds. Holland, H.D., Turekian, K.K.). Elsevier: Oxford, **8**, 93-122.

Duarte C.M., Kennedy H., Marba N., and Hendriks I. (2013) Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. *Ocean Coast. Man.* **83**, 32-38.

Duarte C.M., Marbà N., Gacia E., Fourqurean J.W., Beggins J., Barrón C., Apostolaki E.T. (2010) Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochem. Cycles.* **24**, GB4032, https://doi.org/10.1029/2010GB003793

Emerson S. and Hedges J. (2006) Sediment Diagenesis and Benthic Flux. *Treatise on Geochemistry*, Elsevier: Amsterdam, **6**, 293-319.

Fourqurean J., Johnson B., Kauffman J.B., Kennedy H., Lovelock C., Megonigal J.P., Rahman A., Saintilan N., Simard M. (2014) *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.* (Eds. Howard J., Hoyt S., Isensee K., Telszewski M., Pidgeon E.). Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA, 181p.

Gattuso J.P., Williamson P., Duarte C.M. and Magnan A.K. (2021) The Potential for Ocean-Based Climate Action: Negative Emissions Technologies and Beyond. *Front. Clim.* **2**, 575716.

https://doi.org/10.3389/fclim.2020.575716

Heijs F.M.L. (1984) Annual biomass and production of epiphytes in three monospecific seagrass communities of thalassia hemprichii (ehrenb.) aschers. *Aquatic Botany.* **20**, 195-218.

Hendriks I.E., Tomas Sintes T., Bouma T.J., Duarte C.M. (2008) Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass *Posidonia oceanica* on flow and particle trapping. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **356**, 163-173.

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b,  $c_1$  and  $c_2$ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* **167**(2), 191-194.

Macreadie P.I., Anton A., Raven J.A., Beaumont N., Connolly R.M., Friess D.A., Kelleway J.J., Kennedy H., Kuwae T., Lavery P.S., Lovelock C.E., Smale D.A., Apostolaki E.T., Atwood T.B., Baldock J., Bianchi T.S., Chmura G.L., Eyre B.D., Fourqurean J.W., Hall-Spencer J.M., Huxham M., Hendriks I.E., Krause-Jensen D., Laffoley D., Luisetti T., Marbà N., Masque P., McGlathery K.J., Megonigal J.P., Murdiyarso D., Russell B.D., Santos R., Serrano O., Brian R. Silliman B.R., Watanabe K., Duarte C.M. (2019) The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*. https://doi.org/10.1038/s41467-019-11693-w

Mateo M.A., Cebrian J., Dunton K., Mutchler T. (2006) Carbon flux in seagrass ecosystems. In A.W.D. Larkum, R. J. Orth, C. M. Duarte [eds.]. Seagrasses: Biology, ecology and conservation. *Springer*, 159-192.

Mcleod E., Chmura GL., Bouillon S., Salm R., Björk M., Duarte C.M., Lovelock C.E., Schlesinger W.H., and Brian R Silliman B.R. (2011) A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering  $CO_2$ . *Front Ecol Environ.* **9**(10), 552-560.

McRoy C.P. (1974) Seagrass productivity: carbon uptake experiments in eelgrass, *Zostera Marina. Aquaculture.* **4**, 131-137.

Martens C.S., Berner R.A. (1977) Interstitial water chemistry of anoxic Long Island Sound sediments. 1. Dissolved gases. *Limnol. Oceanogr.* 22, 10-25.

Prentice C., Poppe K.L., Lutz M., Murray E., Stephens T.A., Spooner A., Hessing-Lewis M., Sanders-Smith R., Rybczyk J.M., Apple J., Short F.T., Gaeckle J., Helms A., Mattson C., Raymond W.W., Klinger T. (2020). A synthesis of blue carbon stocks, sources, and accumulation rates in eelgrass (Zostera marina) meadows in the Northeast Pacific. *Global Biogeochemical Cycles.* **34**, e2019GB006345. https://doi.org/10.1029/2019GB006345

Röhr M.E., Boström C., Canal-Vergés P., Holmer M. (2016) Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (Zostera marina) meadows. *Biogeosciences*. **13**, 6139-6153.

Serrano O., Lavery P.S., Rozaimi M., Mateo M.A.Â. (2014) Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses. *Global Biogeochem. Cycles.* **28**, 950-961.

Sun M., Aller R.C., Lee C. (1991) Early diagenesis of chlorophyll-a in Long Island Sound sediments: A measure of carbon flux and particle reworking. *J. Mar. Res.* **49**, 379-401.

Tsabaris C., Kapsimalis V., Eleftheriou G., Laubenstein M., Kaberi H., Plastino W. (2012) Determination of <sup>137</sup>Cs activities in surface sediments and derived sediment accumulation rates in Thessaloniki Gulf, Greece. *Environm. Earth Sci.* **67**, 833-843.

Walling D.E. and Qingping He. (1992) Interpretation of caesium-137 profiles in lacustrine and other sediments: the role of catchment-derived inputs. *Hydrobiologia*. **235/236**, 219-230.

ГЕОХИМИЯ том 67 № 10 2022