

УДК [502.1:556.545](292.471-75)

**ВОЗМОЖНОСТЬ РЕАЛИЗАЦИИ КОНЦЕПЦИИ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ
РЕКРЕАЦИОННОГО ПРИБРЕЖЬЯ ГОРОДА ЯЛТА
В ОТНОШЕНИИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ, РАДИОНУКЛИДОВ,
ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ
(КРЫМ, ЧЁРНОЕ МОРЕ)**

© 2023 г. **В. Н. Егоров, Н. Ю. Мирзоева, Ю. Г. Артёмов, В. Ю. Проскурнин,
А. П. Стецюк, Ю. Г. Марченко, Д. Б. Евтушенко, И. Н. Мосейченко,
О. Д. Чужикова-Проскурнина**

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: egorov.ibss@yandex.ru

Поступила в редакцию 10.05.2023; после доработки 10.05.2023;
принята к публикации 04.08.2023; опубликована онлайн 21.09.2023.

Проведено гидроакустическое зондирование, определены площадь и объём вод приустьевой зоны реки Водопадная до глубины 40 м в акватории города Ялта (Крым, Чёрное море). Концентрации биогенных элементов (NO_2 , NO_3 , NH_4 и PO_4) и тяжёлых металлов (Cu, Zn, Fe, Co, Ni, Mo, Cd, Pb и Hg) в пресной воде устья реки превышают их концентрации в прибрежной морской воде в 3–64 раза. Выявлено влияние стока реки на эвтрофикацию вод изучаемой морской акватории. С использованием постчернобыльских радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs выполнена датировка донных осадков и определена скорость седиментации с исследованной площади акватории региона. Рассчитаны потоки поступления загрязняющих веществ со стоком реки и периоды их оборота в рекреационном побережье города Ялта. Полученные результаты использованы для обоснования концепции устойчивого развития рекреационной зоны города Ялта по факторам загрязнения морской среды.

Ключевые слова: Чёрное море, Крым, вода, биогенные элементы, стронций-90, цезий-137, тяжёлые металлы, хлорорганические соединения, датировка донных отложений

Акватория города Ялта (Крым) относится к критическим зонам Чёрного моря [Зайцев, Поликарпов, 2002], в которых содержание загрязняющих веществ в морской среде может превышать природные уровни или достигать предельно допустимых концентраций (далее — ПДК) для населения и биотических компонентов экосистем. Основная прибрежная рекреационная территория города, расположенная на юго-западе Ялтинского залива, подвергается воздействию морского порта, рекреационно-туристической, муниципальной и аграрной деятельности на побережье, а также влиянию реки Водопадная (Учан-Су), имеющей паводковый режим стока. Река берёт начало у подножия горы Ай-Петри, её длина составляет 7,0 км, площадь водосбора — 28,9 км², уклон — 94,3 м·км⁻¹. Одними из наиболее значимых экологических проблем региона являются гиперэвтрофикация, вызываемая биогенными элементами [Егоров и др., 2021], и загрязнение вод тяжёлыми металлами и хлорорганическими соединениями [Егоров и др., 2018].

Необходимость минимизации негативных последствий антропогенного воздействия на рекреационную зону города Ялта требует разработки и применения мероприятий по реализации устойчивого развития.

Целью настоящих исследований было нормирование предельно допустимых потоков поступления загрязняющих веществ в рекреационную зону города Ялта (Крым, Чёрное море) по биогеохимическим критериям и обоснование концепции устойчивого развития по факторам загрязнения морской среды изучаемой акватории. Для достижения данной цели решали следующие задачи:

- определение концентраций биогенных элементов в воде и оценка лимитирования первичной продукции фитопланктона в приустьевой зоне реки Водопадная;
- датировка донных отложений по пикам максимумов радиоактивных выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs на морскую поверхность и определение потоков седиментационного депонирования загрязняющих веществ в толще донных отложений рекреационной зоны города Ялта;
- оценка загрязнения пресной воды устья реки и морской воды акватории города радионуклидами и тяжёлыми металлами, определение по результатам собственных наблюдений биогеохимических характеристик самоочищения рекреационной зоны города Ялта от $\Sigma\text{ПХБ}$ и $\Sigma\text{ДДТ}$ по данным [Малахова, Лобко, 2022], а также от радионуклидов и тяжёлых металлов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Рекреационная зона города Ялта расположена на юго-западном побережье Ялтинского залива (Крым, Чёрное море) (рис. 1). К северу от неё находятся пристань для яхт, причалы для каботажных судов обслуживания туристических маршрутов и морской порт. С востока и с запада с ней граничит открытая часть Чёрного моря.



Рис. 1. Батиметрическая карта акватории города Ялта и приустьевой зоны реки Водопадная. Красными кружками отмечено расположение станций отбора проб воды и грунта. Побережье от устья реки до посёлка Ливадия занимает городской пляж, относящийся к рекреационной зоне города Ялта

Fig. 1. Bathymetric map of the Yalta city water area and the Vodopadnaya River estuarine zone. Red circles denote the sampling stations. The coastline from the Vodopadnaya River estuary to Livadia settlement is occupied by a city beach, which is included in the Yalta city recreational zone

Методика океанографических работ. Для гидроакустических наблюдений использовали маломерные суда, оснащённые эхолотами Lowrance Elite-7 Ti со встроенным GPS-приёмником. Воду отбирали 10-литровым батометром, а грунт — гравитационным трубчатым пробоотборником. Для геохронологического анализа колонки грунта отобраны на станциях 5 и 6. Ст. 6 располагалась вне полигона, и материалы исследований на ней использовали для сравнительных целей. Батиметрическая карта акватории города Ялта и приустьевой зоны реки Водопадная представлена на рис. 1. Характеристика заборных работ приведена в табл. 1.

Таблица 1. Даты, координаты и глубина станций отбора проб воды и донных отложений в Ялтинском заливе

Table 1. Dates, coordinates, and depths of water and sediment sampling stations in the Yalta Bay

№ станции	Дата	Координаты		Глубина, м
		N	E	
1	19.07.2019	44°29.2234'	34°10.9130'	35
2	19.07.2019	44°29.1806'	34°10.9530'	37
3	19.07.2019	44°28.6701'	34°10.3051'	40
4	19.04.2017	44°29.3294'	34°09.8040'	1
	28.06.2017			
	19.07.2019			
	22.06.2020			
5	19.07.2019	44°28.4208'	34°10.0072'	41
6	15.10.2020	44°28.565'	34°11.512'	58

Концентрацию нитритов, нитратов и аммония в пресной воде устья реки Водопадная и в морской воде её приустьевой зоны определяли стандартным методом [Руководство по методам, 1977]. Поглощение биогенных элементов в процессе биосинтеза устанавливали из соотношения [Хатчинсон, 1969; Redfield, 1958]:

$$1P : 7N : 40C, \quad (1)$$

из которого следовало, что коэффициент поглощения фосфора по отношению к углероду составляет 0,025, а азота — 0,175. Степень лимитирования продуцирования фитопланктона биогенными элементами определяли из стехиометрического отношения $N : P = 16 : 1$ по молярной концентрации или $7 : 1$ по весовой. Для нахождения лимитирующего продукционные процессы биогенного фактора использовали стехиометрическое соотношение Редфилда (PR_{at}), которое при выраженной в $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ размерности входящих в него параметров имело следующий вид [Redfield, 1958]:

$$PR_{at}(N/P) = 1,53(1,35NO_2 + NO_3 + 3,44NH_4)/PO_4. \quad (2)$$

При $PR_{at} > 16$ — лимитирование по фосфору; при $PR_{at} < 16$ — по азоту.

Для геохронологических исследований отбор проб колонок донных отложений проводили с помощью грунтовой трубки (внутренний диаметр — 58 мм) с вакуумным затвором. Полученные колонки нарезали на слои толщиной 1 см с использованием винтового экструдера, описанного в работе [Parrucci, 1997]. Сразу после нарезки пробы взвешивали, сушили при температуре +40...+50 °С и затем вновь взвешивали, определяя количество выпаренной воды. Для оценки исходной влажности донных отложений рассчитывали содержание солей, растворённых в поровой воде [Schafer et al., 1980]. В качестве радиотрассеров для датировки донных отложений использовали искусственные радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs [Гулин и др., 1994; Мирзоева и др., 2005; Радиоэкологический отклик Чёрного моря, 2008]. Концентрацию ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли для каждого слоя колонок донных отложений отдельно.

Измерение активности ^{90}Sr производили по черенковскому излучению его дочернего продукта ^{90}Y с использованием низкофонового жидкостного сцинтилляционного счётчика (low background liquid scintillation counter, LSC) LKB Quantulus 1220 [Радиоэкологический отклик Чёрного моря, 2008; Harvey et al., 1989]. Нижний предел определяемой активности (lower limit of detection, LLD) составляет 0,01–0,04 Бк·кг⁻¹ или Бк·м⁻³ пробы. Относительная погрешность полученных результатов не превышала 20 %. Результаты подвергали математической обработке радиоспектрометрических данных [Радиоэкологический отклик Чёрного моря, 2008]. Контроль за корректностью применяемой методики и достоверностью полученных результатов осуществляли путём постоянного участия в международной интеркалибрации под эгидой МАГАТЭ (Вена, Австрия) и Национальной лаборатории (Рисё, Дания). Данные по интеркалибрации методов определений, полученные по результатам измерений эталонных проб и полевых параллельных определений между ФИЦ ИнБЮМ и другими институтами, свидетельствовали о том, что использованная методическая база позволяла с необходимой и достаточной степенью достоверности оценивать загрязнение изучаемых экосистем долгоживущим радионуклидом ^{90}Sr [Радиоэкологический отклик Чёрного моря, 2008]. Содержание ^{137}Cs в высушенных пробах определяли с использованием сцинтилляционного детектора NaI(Tl). Его калибровку осуществляли с помощью стандартных образцов донных отложений IAEA-306 и IAEA-315, поставляемых МАГАТЭ [Радиоэкологический отклик Чёрного моря, 2008]; они имели форму и размеры, аналогичные таковым исследованным нами образцов донных отложений. Средняя относительная погрешность в пробах не превышала 27 %.

Тяжёлые металлы (далее — ТМ) из морской воды выделяли методом экстракционного концентрирования в соответствии с РД 52.10.243-92 [1993]. Он основан на экстракции четырёххлористым углеродом комплексов определяемых элементов с использованием диэтилдитиокарбамата натрия (Na-ДДК) с последующим разрушением комплексов концентрированной азотной кислотой и реэкстракцией элементов в водный раствор меньшего объёма. Количественное экстрагирование при этом достигается для Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd и Pb [Mirzoeva et al., 2022]. Выделение ТМ из проб донных отложений проводили в соответствии с ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-2011 [2011]. Метод выделения основан на кислотной минерализации сухого вещества отложений и выщелачивании в раствор определяемых элементов.

Определение ТМ в экстрактах из морской воды и в минерализатах донных отложений проводили на базе ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на масс-спектрометре PlasmaQuant MS Elite (Analytik Jena AG, Германия) в соответствии с ГОСТ Р 56219-2014 [2015] и руководством по эксплуатации прибора [PlasmaQuant MS, 2014]. По измеряемым элементам прибор калибровали с использованием специального мультиэлементного стандартного раствора IV-28 (Inorganic Ventures, США). Ошибка определения ТМ в пробах воды и донных отложений для всех элементов не превышала 10 % при их концентрациях в воде более 0,01 мкг·л⁻¹ и в донных отложениях более 0,1 мг·кг⁻¹. При более низких концентрациях ошибка достигала 60 %.

Пробы воды и донных отложений на определение в них концентрации ртути отбирали одновременно. Для разделения растворённой и взвешенной форм ртути пробы морской воды фиксировали сразу после отбора концентрированной азотной кислотой (10 мл HNO₃ на 1 л воды); затем в лаборатории производили фильтрацию через предварительно взвешенные нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Концентрацию ртути в пробах взвешенного вещества определяли в соответствии с ГОСТ 26927-86 [2002]. Измерение проводили методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с помощью ртутного анализатора «Хиранума-1». Для калибровки прибора и контроля качества анализа использовали аттестационные стандартные образцы ртути. Ошибка измерения не превышала 2 %.

Среднюю скорость осадконакопления рассчитывали по формуле [Гулин и др., 1994]:

$$S = h / (T_0 - T), \tag{3}$$

где S — средняя скорость осадконакопления, см·год⁻¹;
T — абсолютный возраст слоя, годы;
T₀ — год отбора пробы;
h — средняя глубина слоя, см.

Возраст слоёв донных отложений в колонках определяли по формуле [Gulin et al., 1997]:

$$T = T_0 - h / S, \tag{4}$$

где T (возраст слоя) — год накопления слоя донных отложений;
T₀ — год отбора пробы;
h — средняя глубина слоя донных отложений, см;
S — средняя скорость осадконакопления, см·год⁻¹.

Метод определения скорости осадконакопления в весовых единицах (г·м⁻²·год⁻¹) описан в работе [Гулин и др., 1994]. Теоретический анализ результатов наблюдений выполняли с учётом современных представлений о радиоизотопном и химическом гомеостазе морских экосистем [Egorov, 2021].

РЕЗУЛЬТАТЫ

По материалам эхолотной съёмки с использованием пакета программ WaveLens [Artemov, 2006] для обработки данных определено, что площадь (S) акватории города Ялта в приустьевой зоне реки Водопадная до глубины 40 м (рис. 1) составляет 2,82 км², а объём вод (V) — 0,08 км³. По данным регулярных измерений гидропоста города Ялта, средний сток реки в её устье (V_p) — 0,384 м³·с⁻¹, или 12,11 × 10⁶ м³·год⁻¹.

Датировка донных отложений. Первичные данные для датировки донных отложений представлены в табл. 2 и 3.

Таблица 2. Концентрация ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в различных слоях колонки донных отложений (д. о.) на станции 5

Table 2. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs activity concentration in different layers of the bottom sediment (д. о.) core at station 5

Слой д. о., см	Масса слоя, г		Концентрация ⁹⁰ Sr, Бк·кг ⁻¹ сухой массы		Концентрация ¹³⁷ Cs, Бк·кг ⁻¹ сухой массы	
	сырая	сухая	⁹⁰ Sr	±	¹³⁷ Cs	±
0–1	46,0	30,5	н. д.	н. д.	26,6	3,0
1–2	56,5	41,0	н. д.	н. д.	14,6	1,5
2–3	42,5	32,0	н. д.	н. д.	15,6	2,2
3–4	22,0	16,5	н. д.	н. д.	0	0
4–5	62,0	52,5	н. д.	н. д.	0	0
5–6	27,0	18,5	1,91	0,52	0	0
6–7	33,5	23,0	5,99	0,87	26,0	4,0
7–8	36,0	25,0	н. д.	н. д.	0	0
8–9	45,0	31,5	2,19	0,51	0	0
9–10	44,5	31,0	1,97	0,43	0	0
10–11	45,5	31,0	н. д.	н. д.	19,3	3,1
11–12	45,5	29,5	5,18	0,64	17,2	1,9
12–13	35,0	22,0	4,6	1,0	0	0

Продолжение на следующей странице...

Слой д. о., см	Масса слоя, г		Концентрация ^{90}Sr , Бк·кг $^{-1}$ сухой массы		Концентрация ^{137}Cs , Бк·кг $^{-1}$ сухой массы	
	сырая	сухая	^{90}Sr	±	^{137}Cs	±
13–14	39,0	23,0	н. д.	н. д.	0	0
14–15	39,0	22,5	3,13	0,87	13,5	3,3
15–16	38,0	22,0	7,86	1,26	31,8	2,5
16–17	41,5	24,5	13,17	1,41	22,7	1,8
17–18	43,0	27,5	10,67	1,48	12,1	0
18–19	42,5	28,5	6,7	0,95	0	0
19–20	55,5	37,5	н. д.	н. д.	17,5	1,7
21–22	44,5	29,0	3,22	0,69	0	0
22–23	41,5	27,0	н. д.	н. д.	0	0

Примечание: н. д. — ниже предела детектирования.

Note: н. д. denotes values below the detection limit.

Таблица 3. Концентрация ^{137}Cs в различных слоях колонки донных отложений (д. о.) на станции 6

Table 3. ^{137}Cs activity concentration in different layers of the bottom sediment (д. о.) core at station 6

Слой д. о., см	Масса слоя, г		Концентрация ^{137}Cs , Бк·кг $^{-1}$ сухой массы	
	сырая	сухая	^{137}Cs	±
0–1	64,0	42,3	12,0	1,5
1–2	49,5	31,4	11,0	1,0
2–3	45,5	28,6	0	0
3–4	50,0	34,4	0	0
4–5	36,0	23,2	5,0	0,7
5–6	50,5	31,1	0	0
6–7	42,5	25,9	2,5	0,25
7–8	45,0	28,8	32,5	1,6
8–9	45,5	30,3	12,5	1,0
9–10	44,5	29,6	0	0
10–11	51,0	34,0	0	0
11–12	44,5	29,0	0	0
12–13	47,0	30,7	0	0
13–14	41,5	26,1	0	0
14–15	42,5	25,5	0	0
15–16	44,5	27,0	23,0	1,6
16–17	46,5	28,5	14,0	2,1
17–18	43,0	26,5	0	0
18–19	45,0	28,0	0	0
19–20	45,0	29,0	0	0

Графическое изображение метода датировки донных отложений приведено на рис. 2.

Выделены горизонты (рис. 2), к которым сделаны привязки слоёв, отнесённых к периоду запрещения испытаний ядерного оружия в открытых средах (1963) и к году ядерной аварии на Чернобыльской атомной электростанции (1986). Привязка к этим датам позволяет оценить скорость осадконакопления и использовать «радиогеохимические часы» для датировки донных осадков. Как и во всех случаях экспериментальных и природных измерений, результаты наблюдений всегда отягощены ошибками. В данном случае основные ошибки определяются погрешностями разрезки колонок на слои, неучётом изменения плотности осадков в колонке (по глубине), а также тем фактом, что датировки привязываются к отдельным датам, хотя каждый выделенный слой может относиться к нескольким годам осадконакопления.

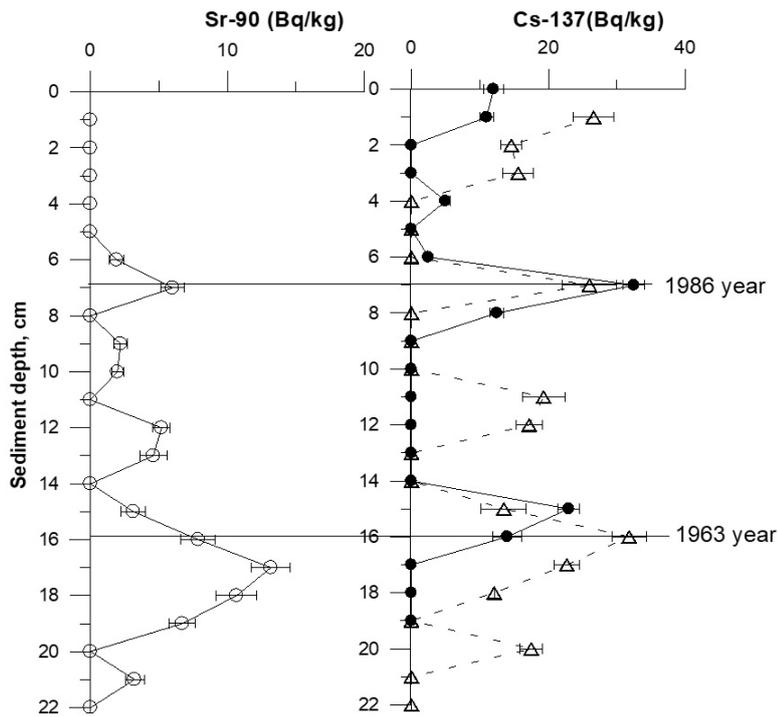


Рис. 2. Профили вертикального распределения ⁹⁰Sr (○) в донных отложениях на станции 5 и ¹³⁷Cs на станциях 5 (Δ) и 6 (●)

Fig. 2. Bottom sediment vertical distribution profiles of ⁹⁰Sr (○) at station 5 and ¹³⁷Cs at stations 5 (Δ) and 6 (●)

Все три верхних пика в профилях вертикального распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в толще донных отложений практически совпадали, и слой донных осадков на глубине 7 см в колонках грунта может быть приурочен к 1986 г. (рис. 2). При этом скорость осадконакопления, определённая по верхнему пику, за 1986–2019 гг. составит 70 мм / 33 года = 2,12 мм·год⁻¹. Нижние пики в профилях вертикального распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в толще донных отложений были близки к совпадению. Если каждый из них привязать к 1963 г., то получим, что скорость осадконакопления, оценённая по профилю вертикального распределения ¹³⁷Cs на ст. 6, составит за 1963–2020 гг. 150 мм / 57 лет = 2,63 мм·год⁻¹; по профилю ¹³⁷Cs на ст. 5 за 1963–2019 гг. — 160 мм / 56 лет = 2,86 мм·год⁻¹; по профилю ⁹⁰Sr за 1963–2019 гг. — 170 мм / 56 лет = 3,036 мм·год⁻¹. Средняя величина скорости осадконакопления составляет 10,646 / 4 = 2,66 мм·год⁻¹ с разбросом от 2,12 до 3,036 мм·год⁻¹. Поэтому равновероятно, что истинное значение скорости осадконакопления попадёт в интервал 2,12–3,036 мм·год⁻¹. Так, если средняя скорость осадконакопления — 2,66 мм·год⁻¹, то практически каждый слой соответствовал четырём годам осадконакопления, и пик, например, 1986 г. мог попасть в любое место этого слоя.

Можно отметить, что ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs содержались и в более глубоководных слоях колонок (рис. 2). Зная, что ядерная эра началась в июле 1945 г., можно проверить соответствие возраста этих слоёв сделанным датировкам. Для этого достаточно соотнести глубину слоёв с минимальными и максимальными значениями скоростей осадконакопления. ⁹⁰Sr обнаружен в колонке в слое 21 см, а ¹³⁷Cs — в слое 20 см. Это позволило сделать оценки интервалов времени, к которым можно отнести их локализацию с учётом погрешностей измерений. Оценка по ⁹⁰Sr: при максимальной скорости осадконакопления Tв(max) = 210 / 3,036 = 69 лет; при минимальной Tв(min) = 210 / 2,12 = 99 лет. Таким образом, по ⁹⁰Sr возраст этого слоя соответствует

интервалу Тв 1920–1950 гг. Оценка по ^{137}Cs : при максимальной скорости осадконакопления $T_v(\text{max}) = 200 / 3,036 = 66$ лет; при минимальной $T_v(\text{min}) = 200 / 2,12 = 94$ года. Таким образом, по ^{137}Cs возраст этого слоя соответствует интервалу Тв 1925–1953 гг.

Очевидно, что все неучтённые погрешности входят в диапазоны интервалов оценок значений Тв. Именно поэтому из представленных материалов следует, что в эти интервалы входит и год начала ядерного века (1945). Анализ профилей вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в колонках донных отложений в целом показал, что выбранная привязка к пикам максимумов концентраций 1986 и 1963 гг. однозначно соответствует скорости осадконакопления, лежащей в интервале значений $V_{oc} = 2,12 \dots 3,036$ мм·год $^{-1}$ (в среднем 2,66 мм·год $^{-1}$), а оценки возраста наиболее глубоких слоёв грунтов, содержащих ненулевые концентрации измеренных радионуклидов, охватывают начало ядерной эры.

В целом с использованием радиоизотопных датировок определено, что в приустьевой зоне реки Водопадная на ст. 5 и 6 седиментация составляет 2,120–3,036 мм·год $^{-1}$ (в среднем 2,66 мм·год $^{-1}$), а удельная величина $MAR_{уд}$ — 3072,3 г·м $^{-2}$ ·год $^{-1}$, или 8663,9 т·год $^{-1}$ для всей акватории до глубины 40 м ($MAR_{г}$).

Биогенные элементы. Результаты определений концентрации биогенных элементов и расчёты параметров уравнений Редфилда представлены в табл. 4 [Егоров и др., 2021].

Таблица 4. Концентрация азота в форме аммония (NH_4), нитритов (NO_2) и нитратов (NO_3), концентрация суммы минеральных соединений азота (ΣN), концентрация фосфора (PO_4) и параметр Редфилда (R_{at}) в 2020 г. в эстуарной зоне реки Водопадная [Егоров и др., 2021]

Table 4. Concentration of nitrogen in form of ammonium (NH_4), nitrites (NO_2), and nitrates (NO_3); concentration of total mineral nitrogen compounds (ΣN); concentration of phosphorus (PO_4); and Redfield factor (R_{at}) in 2020 in the Vodopadnaya River estuarine zone [Egorov et al., 2021]

№	Дата	Морская вода в приустьевой зоне (станция 4)					Пресная вода в устье (44°29'22.0"N, 34°09'46.6"E)					
		$\text{NH}_4 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	$\text{NO}_2 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	$\text{NO}_3 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	ΣN , мкг·л $^{-1}$	$\text{PO}_4 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	R_{at}	$\text{NH}_4 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	$\text{NO}_2 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	$\text{NO}_3 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$	ΣN , мкг·л $^{-1}$	$\text{PO}_4 \pm$ СКО, мкг·л $^{-1}$
1	16.01.2020	11,50 ± 0,60	2,70 ± 0,04	32,00 ± 0,96	46,2	17,00 ± 0,26	6,77	72,50 ± 3,74	19,50 ± 0,29	1860 ± 56	1952	44,50 ± 0,67
2	05.03.2020	9,10 ± 0,44	2,90 ± 0,04	20,30 ± 0,61	32,3	12,20 ± 0,18	6,96	23,10 ± 1,20	10,40 ± 0,16	960 ± 29	994	31,30 ± 0,47
3	23.06.2020	24,30 ± 1,17	1,60 ± 0,02	8,30 ± 0,25	34,2	3,40 ± 0,05	42,32	147,20 ± 7,07	43,80 ± 0,66	586 ± 18	777	53,40 ± 0,80
4	14.08.2020	19,10 ± 0,92	4,60 ± 0,07	10,50 ± 0,32	32,2	9,70 ± 0,15	13,00	9,40 ± 0,35	16,50 ± 0,25	690 ± 21	716	86,30 ± 1,50
5	02.10.2020	6,80 ± 0,33	1,90 ± 0,03	10,50 ± 0,32	19,2	10,90 ± 0,16	5,12	23,00 ± 1,0	21,30 ± 0,32	755 ± 22	799	92,80 ± 1,40
6	15.10.2020	11,90 ± 0,36	2,90 ± 0,04	12,80 ± 0,38	27,6	6,10 ± 0,09	14,46	12,70 ± 0,61	10,30 ± 0,15	1005 ± 30	1028	70,00 ± 1,05
7	26.11.2020	14,00 ± 1,58	2,30 ± 0,03	11,60 ± 0,35	27,9	6,50 ± 0,10	14,80	24,00 ± 1,1	11,32 ± 0,17	555 ± 17	590	43,90 ± 0,66
8	17.12.2020	10,00 ± 0,48	2,00 ± 0,03	8,00 ± 0,24	20,0	7,50 ± 0,11	9,20	22,00 ± 1,06	16,40 ± 0,25	766 ± 23	792	74,80 ± 1,12
Среднее		13,34	2,61	14,25	30,2	9,16	14,08	40,24	18,69	897,12	956	62,12

Тяжёлые металлы и микроэлементы. Результаты аналитических определений концентраций ТМ в пресной воде устья реки Водопадная и в морской воде её приустьевой зоны представлены в табл. 5.

Таблица 5. Концентрации тяжёлых металлов и микроэлементов в воде (C_B) и относительное (по отношению к ПДК [Об утверждении нормативов качества воды, 2016]) загрязнение вод

Table 5. Concentration of heavy metals and trace elements in water (C_B) and relative (considering MPC [Ob utverzhdenii normativov kachestva vody]) contamination of waters

№	Дата	Район отбора	Наименование компонента	Концентрация элемента, $C_B \pm \text{СКО}$, $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$	ПДК, $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$	$C_B / \text{ПДК}$, %
1	22.06.2020	Ялта, река Водопадная, пресная вода в устье, $C_{\text{ВП}}$	Fe	$5,220 \pm 0,230$	100	5,22
			Co	$0,015 \pm 0,001$	5	0,30
			Ni	$0,596 \pm 0,020$	10	5,96
			Cu	$1,728 \pm 0,044$	5	34,56
			Zn	$23,408 \pm 0,593$	50	4,68
			Mo	$0,067 \pm 0,005$	1	6,70
			Cd	< 0,025	10	< 0,25
2	22.06.2020	Ялта, солёная вода в приустьевой зоне, $C_{\text{ВМ}}$	Pb	$0,157 \pm 0,007$	10	1,57
			Fe	$2,453 \pm 0,158$	100	2,45
			Co	$0,001 \pm 0,001$	5	0,02
			Ni	$0,518 \pm 0,024$	10	5,18
			Cu	$0,628 \pm 0,028$	5	12,56
			Zn	$5,818 \pm 0,206$	50	11,64
			Mo	$1,312 \pm 0,047$	1 (300)	131,20 (0,44)
			Cd	$0,123 \pm 0,005$	10	1,23
Pb	$0,097 \pm 0,004$	10	0,97			

Примечание: в скобках приведено значение ПДК для морских вод согласно [Warmer, van Dokkum, 2002].

Note: in parentheses, MPC values for seawater are given according to [Warmer, van Dokkum, 2002].

Результаты аналитических определений ТМ в донных отложениях представлены в табл. 6.

Таблица 6. Концентрации тяжёлых металлов (ТМ) в донных отложениях на станции 5 (табл. 1)

Table 6. Concentrations of heavy metals (TM) in the bottom sediments at station 5 (Table 1)

№	Слой донных отложений, см	Датировка слоя, год	Концентрация ТМ в донных осадках, $C_{\text{до}} \pm \text{СКО}$, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сухой массы							
			Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Pb
1	0,0–0,5	2019	$19,39 \pm 0,51$	$7,37 \pm 0,09$	$25,9 \pm 0,51$	$17,28 \pm 0,26$	$63,35 \pm 1,22$	$0,35 \pm 0,05$	$1,35 \pm 0,04$	$12,77 \pm 0,36$
2	1,5–2,0	2013	$23,07 \pm 0,90$	$8,09 \pm 0,07$	$28,88 \pm 0,37$	$17,73 \pm 0,15$	$58,06 \pm 1,57$	$0,30 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,02$	$13,86 \pm 0,17$
3	4,0–4,5	2003	$22,58 \pm 0,47$	$8,06 \pm 0,09$	$32,75 \pm 0,23$	$14,82 \pm 0,09$	$54,46 \pm 0,43$	$0,25 \pm 0,02$	< 0,01	$13,96 \pm 0,17$
4	8,5–9,0	1989	$26,67 \pm 0,43$	$9,41 \pm 0,09$	$33,19 \pm 0,29$	$19,24 \pm 0,09$	$57,94 \pm 0,91$	$0,57 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$11,68 \pm 0,38$
5	11,0–11,5	1977	$25,94 \pm 0,29$	$8,71 \pm 0,08$	$31,83 \pm 0,29$	$17,76 \pm 0,25$	$56,08 \pm 1,03$	$0,25 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$11,15 \pm 0,29$
6	14,5–15,0	1964	$19,30 \pm 0,44$	$6,75 \pm 0,09$	$24,67 \pm 0,44$	$13,89 \pm 0,19$	$45,83 \pm 0,99$	$0,35 \pm 0,05$	< 0,01	$7,49 \pm 0,19$
7	18,5–19,0	1949	$23,51 \pm 0,23$	$7,80 \pm 0,08$	$27,47 \pm 0,25$	$13,65 \pm 0,07$	$43,22 \pm 0,41$	$0,24 \pm 0,01$	< 0,01	$7,61 \pm 0,20$
8	23,5–24,0	1930	$25,25 \pm 0,27$	$9,56 \pm 0,10$	$30,36 \pm 0,17$	$16,01 \pm 0,14$	$48,32 \pm 0,59$	$0,12 \pm 0,01$	< 0,01	$9,10 \pm 0,22$

Ртуть. Оценки концентрирующей способности взвесей в отношении ртути в воде акватории города Ялта представлены в табл. 7.

Таблица 7. Результаты измерений концентрации ртути в воде (C_B) и во взвешенном веществе ($C_{ВЗВ}$), а также коэффициенты накопления ртути (K_H) взвесью в акватории города Ялта

Table 7. Results of mercury concentration measurement in water (C_B) and suspended matter ($C_{ВЗВ}$) and mercury concentration factor (K_H) for suspended matter in the Yalta city water area

№	Место отбора пробы	Дата отбора пробы	Вес взвеси, г·м ⁻³	C_B , нг·л ⁻¹			$C_{общ} /$ ПДК, %	$C_{ВЗВ}$, нг·г ⁻¹ сухой массы	$K_H, \times 10^5$
				Растворённая	Взвешенная	Общая, $C_{общ}$			
1	Морская вода (поверхность)	22.06.2020	1,3	40	5	45	45	3846,15	0,96
2	Морская вода (придонная)	15.10.2020	6,9	60	8	68	68	1159,42	0,19
3	Морская вода (поверхность)	28.04.2021	4	30	24	54	54	6000,00	2,00
4		09.07.2021	40,7	30	5	35	35	122,85	0,04
5		07.10.2021	31,7	30	120	150	150	3785,49	1,26
	Среднее					60	60		
6	Пресная вода в устье	22.06.2020	3,1	53	10	63	63	3225,81	0,61
7		28.04.2021	2,2	20	100	120	120	45 454,55	22,73
8		09.07.2021	546,8	40	230	270	270	420,63	0,11
9		07.10.2021	1,8	35	70	105	105	38 888,89	11,11
	Среднее					140	140		

Результаты аналитических определений ртути в донных отложениях приведены в табл. 8.

В третьей графе табл. 8 показан возраст слоёв. В пятой графе представлены оценки потока Hg в донные осадки акватории города Ялта на ст. 6.

Таблица 8. Концентрация ртути в слоях донных осадков ($C_{ДО}$) на станции 6 (табл. 1)

Table 8. Mercury concentration in bottom sediment layers ($C_{ДО}$) at station 6 (Table 1)

№	Слой донных осадков, см	Датировка слоя, год	$C_{ДО}$, мкг·кг ⁻¹ сухой массы	Удельный поток ртути в донные осадки, $P_{уд} = MAR \cdot C_{ДО}$, мкг·м ⁻² ·год ⁻¹	Поток ртути в донные осадки, $P_{Hg} = P_{уд} \cdot S$, кг·год ⁻¹
1	0–1	2020	62	264,2	0,75
2	1–2	2018	68	289,8	0,82
3	2–3	2014	66	281,2	0,79
4	3–4	2011	53	225,8	0,64
5	4–5	2007	63	268,5	0,76
6	5–6	2003	141	600,8	1,69
7	6–7	1999	63	268,5	0,76
8	7–8	1996	67	285,5	0,81
9	8–9	1992	80	340,9	0,96

ОБСУЖДЕНИЕ

Биогенные элементы. Графические материалы, представленные на рис. 3, отражают закономерности изменения концентрации биогенных элементов в устье и приустьевой зоне реки Водопадная. Пресная вода устья реки характеризуется повышенным содержанием азота в составе нитритов (в 7,2 раза), аммония (в 3,0 раза), нитратов (в 62,9 раза) и минерального фосфора (в 13,2 раза) по сравнению с их концентрациями в морской воде её приустьевой зоны. Эти данные свидетельствуют о статистически достоверном влиянии стока реки на изменение концентраций суммарного содержания соединений азота, а также минерального фосфора в морской воде её эстуарной зоны. Поступление биогенных элементов из реки в летний период может изменять лимитирование первичной продукции с азотного на фосфорное.

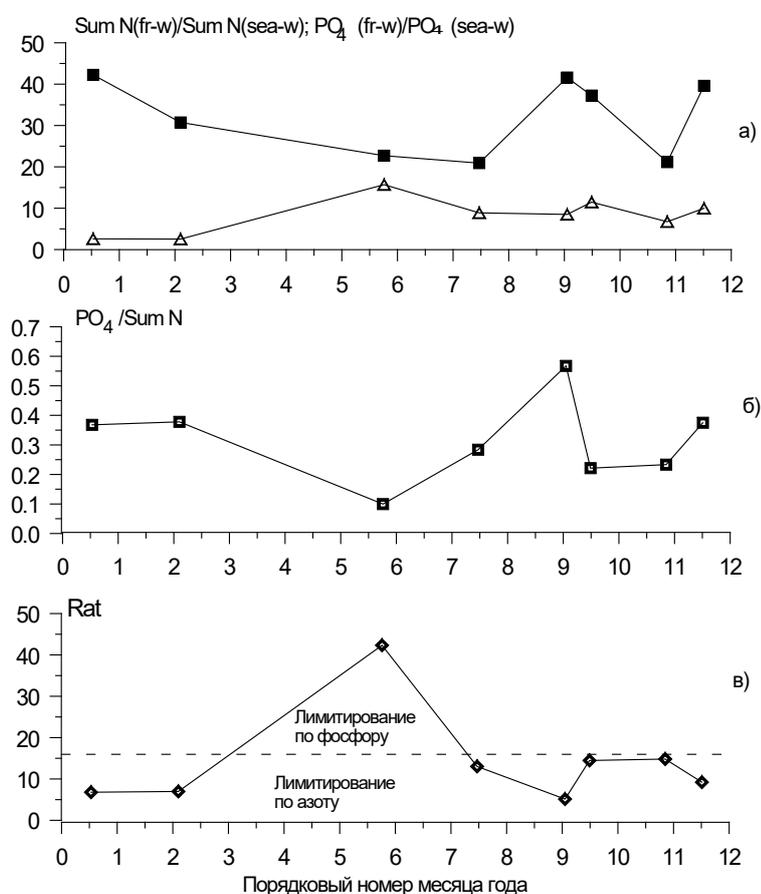


Рис. 3. Отношение суммарных концентраций соединений азота (■) и минерального фосфора (Δ) в пресной воде устья и в морской воде приустьевой зоны реки Водопадная (а); отношение концентраций минерального фосфора к суммарной концентрации соединений азота в морской воде приустьевой зоны реки (б); расчётные значения параметра Редфилда для морской акватории приустьевой зоны реки (в)

Fig. 3. Ratio of total nitrogen (■) and mineral phosphorus (Δ) concentrations in freshwater of the Vodopadnaya River estuary to the values in seawater of its estuarine zone (а); ratio of mineral phosphorus concentration to the total nitrogen concentration in seawater in the Vodopadnaya River estuarine zone (б); calculated values of the Redfield factor for the sea area of the Vodopadnaya River estuarine zone (в)

В 2019 г. концентрация биогенных элементов в устье реки на ст. 4 в 14–16 раз превышала их содержание в приустьевой зоне по сумме соединений азота, а концентрация фосфатов могла иметь тот же порядок величин или быть до 25 раз выше. Это указывало на эвтрофирующее влияние стока реки на прибрежные воды ялтинской акватории моря. В тот год со стоком

реки в приустьевую акваторию города ежедневно поступало $330,66 \text{ кг}\cdot\text{сут}^{-1}$ соединений азота и $7,35 \text{ кг}\cdot\text{сут}^{-1}$ минерального фосфора. При азотном лимитировании продукционных процессов поступление биогенных элементов со стоком реки могло приводить к гипертрофности вод на площади $531\,000 \text{ м}^2$, а при фосфорном — на площади $88\,000 \text{ м}^2$ [Egorov, 2021].

В 2020 г. при среднегодовом стоке реки $33,18 \text{ м}^3\cdot\text{сут}^{-1}$ концентрация суммы соединений азота ($\sum N_i$) в пресной воде составляла $956 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, а минерального фосфора (PO_4) — $62,12 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (табл. 4). При этом суточное поступление $\sum N_i$ в приустьевую зону акватории города Ялта составило около $31,717 \text{ кг}\cdot\text{сут}^{-1}$, а минерального фосфора — до $2,060 \text{ кг}\cdot\text{сут}^{-1}$. Известно, что для синтеза 1000 г органического вещества по массе требуется 80 г углерода, 2 г фосфора и 14 г азота [Зилов, 2009]. Отсюда следует, что при азотном лимитировании продукционных процессов новая продукция может составить $(31,717 / 14) \cdot 80 = 181,240 \text{ кг } C_{\text{орг}}\cdot\text{сут}^{-1}$, а при фосфорном — $(2,060 / 2) \cdot 80 = 82,400 \text{ кг } C_{\text{орг}}\cdot\text{сут}^{-1}$. Эти данные свидетельствуют о том, что в условиях эвтрофности вод по фитопланктону, равной $100 \text{ мг } C_{\text{орг}}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сут}^{-1}$, и расположении летнего ядра первичной продукции в слое $0\text{--}10 \text{ м}$ за счёт поступления соединений азота гиперэвтрофикация вод распространится на акваторию $181\,240 \text{ м}^2$, а при фосфорном лимитировании — на $82\,400 \text{ м}^2$. С учётом ранее опубликованных данных за 2019 г. [Egorov, 2021] это означает, что при превалирующем азотном лимитировании первичных продукционных процессов темпы суточного прироста гиперэвтрофированных по биогенным элементам вод в акватории города Ялта в различные годы могут составлять от 6 до 18% в сутки от площади полигона.

Водные массы полигона обмениваются с открытым морем через жидкие границы, особенно с северо-востока на юго-запад [Egorov и др., 2018], вдоль основной прибрежной рекреационной зоны города Ялта. Это может приводить к повышению первичной продукции акватории, вспышкам развития желетелого планктона [*Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) и *Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758)] и цветению вод. Поэтому поступление биогенных элементов со стоком реки является значимым фактором снижения санитарно-гигиенического качества вод рекреационной зоны акватории города.

Тяжёлые металлы и ртуть. В пресной воде устья реки концентрации Fe, Co, Ni, Cu, Zn и Cd не превышали ПДК, а в солёной воде приустьевой зоны содержание Mo в отдельные годы могло быть выше ПДК (табл. 5, 7), установленных для водоёмов рыбохозяйственного назначения [Об утверждении нормативов качества воды, 2016]. При этом содержание Mo оставалось на два порядка ниже ПДК, рекомендованных для морских вод [Чужикова-Проскурнина и др., 2022; Warner, van Dokkum, 2002]. В акватории города Ялта концентрации растворённой формы ртути в пресной и солёной воде приустьевой зоны не превышали ПДК (табл. 7). В то же время концентрация взвешенной формы ртути в пресной и морской воде, как правило, была выше и могла превышать ПДК. Были установлены высокие уровни накопления ртути взвесями — коэффициенты концентрирования от $0,11 \times 10^5$ до $22,73 \times 10^5$; это свидетельствовало о высокой значимости взвесей в миграции Hg в водной среде.

Распределение ТМ в толще донных осадков с учётом радиотрассерных датировок (рис. 2) их возраста с 1930 по 2020 г. на ст. 5 и ст. 6 представлено на рис. 4.

За период с 1930 по 2020 г. (рис. 4) содержание Cr, Fe (после 2000 г.) и Cu (после 1990 г.) при наличии варибельности данных всё-таки проявило тенденцию к уменьшению в донных осадках. В то же время концентрации Co (с 1990 г.), Mo (с 2000 г.), Cd (после 2010 г.) и Hg (с 2010 г.) в донных отложениях возрастали. Оцениваемые коэффициентами детерминации тенденции увеличения загрязнения донных отложений Zn и Pb с 1950-х гг. по настоящее время имели высокую степень статистической значимости ($R^2 = 0,715$ и $R^2 = 0,729$ соответственно).

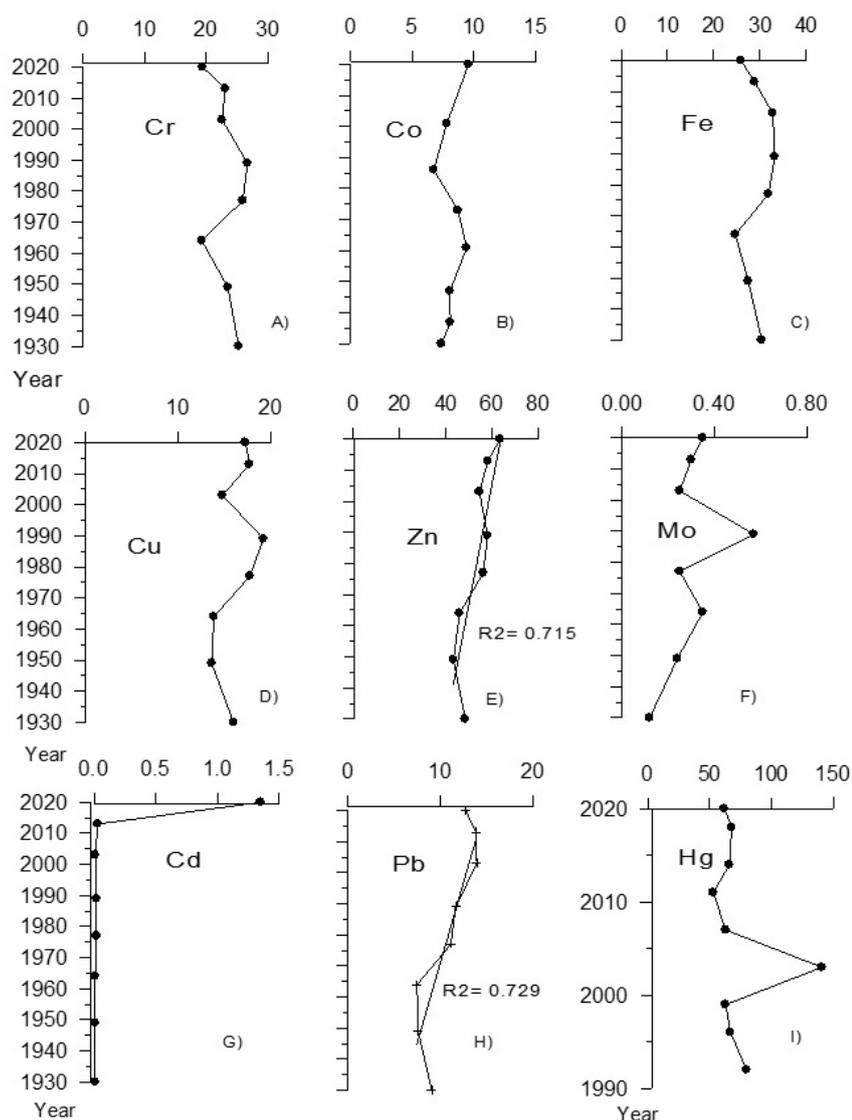


Рис. 4. Профили вертикального распределения Cr (A), Co (B), Fe (C), Cu (D), Zn (E), Mo (F), Cd (G), Pb (H) и Hg (I), $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ сухой массы, в толще донных отложений в акватории города Ялта

Fig. 4. Vertical distribution profiles for Cr (A), Co (B), Fe (C), Cu (D), Zn (E), Mo (F), Cd (G), Pb (H), and Hg (I), $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry weight, in the thickness of the bottom sediments in the Yalta city water area

Интенсивность биогеохимических процессов миграции тяжёлых металлов и хлор-органических соединений в рекреационной акватории города Ялта. Показатели интенсивности биогеохимических процессов в акватории города Ялта приведены в табл. 9.

Во втором и четвёртом столбцах табл. 9 представлены данные по концентрации загрязняющих веществ (далее — ЗВ) в морской воде и в верхнем слое донных отложений акватории города Ялта. Во втором столбце даны результаты расчётов пулов ЗВ в акватории (объём — $80 \cdot 10^6 \text{ м}^3$). В пятом и шестом столбцах приведены оценки суммарного седиментационного потока и периодов депонирования ЗВ в толщу донных отложений. В восьмом и девятом столбцах представлены результаты расчётов поступления ЗВ в акваторию со стоком реки и оценки периодов их оборота в воде акватории города Ялта за счёт стока реки. В целом они свидетельствуют о высокой значимости факторов загрязнения вод анализируемой акватории со стоком реки и её седиментационного самоочищения в результате протекания биогеохимических процессов.

Данные показывают (табл. 9), что оборот ЗВ в акватории города Ялта в результате влияния седиментационных процессов протекает на масштабах времени от суточного до синоптического, а за счёт стока реки — от годового до многолетнего. При этом периоды оборота этих элементов за счёт процессов седиментационного самоочищения на 1–2 порядка величин меньше, чем за счёт стока реки.

Таблица 9. Биогеохимические характеристики оборота загрязняющих веществ (ЗВ) в приустьевой зоне реки Водопадная и акватории города Ялта

Table 9. Biogeochemical characteristics of turnover of pollutants (ЗВ) in the Vodopadnaya River estuarine zone and in the Yalta city water area

ЗВ	Концентрация ЗВ в морской воде акватории города Ялта, $C_{\text{вм}}$, $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$	Пул ЗВ в акватории города Ялта, $Q_{\text{акв}} = C_{\text{вм}} \cdot V$, кг	Концентрация ЗВ в верхнем слое донных отложений, $C_{\text{до}}$, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сухой массы	Седиментационный поток ЗВ в донные отложения, $P_{\text{сед}} = C_{\text{до}} \cdot \text{MAR} \cdot S$, $\text{кг}\cdot\text{год}^{-1}$	Период седиментационного оборота ЗВ в акватории города Ялта, $T_{\text{сед}} = Q_{\text{акв}} / P_{\text{сед}}$, сут	Концентрация ЗВ в пресной воде реки Водопадная, $C_{\text{вр}}$, $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$	Поступление ЗВ со стоком реки Водопадная, $P_{\text{р}} = C_{\text{вр}} \cdot V_{\text{р}}$, $\text{кг}\cdot\text{год}^{-1}$	Период оборота ЗВ за счёт стока реки Водопадная, $T_{\text{р}} = Q_{\text{акв}} / P_{\text{р}}$, сут
Cu	0,628	50,240	17,280	149,712	122,5	1,728	8,23	$2,2 \cdot 10^3$
Zn	5,818	465,440	63,350	548,857	309,5	23,408	111,47	$1,5 \cdot 10^3$
Fe	2,453	196,240	н. д.	н. д.*	н. д.	5,220	24,86	$2,9 \cdot 10^3$
Co	0,001	0,080	7,370	63,853	0,5	0,015	0,07	408,8
Ni	0,518	41,440	25,900	224,395	67,4	0,596	2,84	$5,3 \cdot 10^3$
Mo	1,312	104,960	0,350	3,032	$1,2 \cdot 10^4$	0,067	0,32	$1,2 \cdot 10^5$
Cd	1,123	9,840	1,350	11,696	307,0	< 0,025	< 0,12	$> 3,0 \cdot 10^4$
Pb	0,097	7,760	12,770	110,638	25,6	0,157	0,75	$3,8 \cdot 10^3$
Hg	0,071	5,700	0,063	0,546	$2,9 \cdot 10^{-2}$	0,14	1,689	$9,2 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	8,5 $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$	680,0 МБк	1,6 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	13,9 МБк·год $^{-1}$	$1,8 \cdot 10^4$	н. д.	н. д.	н. д.
$\Sigma\text{ДДТ}^*$	$1,42 \cdot 10^{-3}$	0,114	0,036	0,312	132,9	$0,32 \cdot 10^{-3}$	0,002	$2,7 \cdot 10^4$
$\Sigma\text{БПХБ}^*$	$6,80 \cdot 10^{-3}$	0,544	0,010	0,088	2244,7	$1,09 \cdot 10^{-3}$	0,005	$3,8 \cdot 10^4$

Примечание: н. д. — нет данных; * — данные по [Малахова, Лобко, 2022].

Note: н. д. denotes no data; * denotes data according to [Malakhova, Lobko, 2022].

Рассмотрение представленных материалов по распределению ТМ в акватории города Ялта в целом показало (табл. 5), что в пресной воде приустьевой зоны реки концентрация Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd и Pb составляла от 0,25 до 34,5 % от ПДК для соответствующих элементов. В солёной воде приустьевой зоны концентрация Mo могла превышать ПДК, установленные для водоёмов рыбохозяйственного назначения [Об утверждении нормативов качества воды, 2016], достигая 131,2 % ПДК, а содержание других ТМ лежало в пределах от 0,02 до 12,56 % ПДК. Следует, однако, отметить, что в природоохранном законодательстве РФ отсутствует ПДК Mo для морских вод. Вместе с тем величины концентраций Mo в морской акватории города Ялта были на нижней границе значений, характерных для вод Мирового океана [Mirzoeva et al., 2022], а также на 2 порядка величин ниже ПДК, рекомендованных для морских вод документом [Warner, van Dokkum, 2002]. Данные по распределению ртути в акватории города Ялта (табл. 7) свидетельствовали, что концентрации её растворённой формы в пресной и солёной воде приустьевой зоны в период наблюдений не превышали ПДК [Об утверждении нормативов качества воды, 2016]. В то же время концентрация взвешенной формы ртути в пресной и морской воде, как правило, выше, и общее содержание ртути в воде достигало 140 % от ПДК.

Следует особо отметить, что оценки (табл. 9) предельно допустимых потоков нормированы на среднегодовой уровень стока реки Водопадная (рис. 5).



Рис. 5. Устье реки Водопадная при среднегодовой интенсивности стока

Fig. 5. The Vodopadnaya River estuary at the average annual discharge intensity

Между тем река Водопадная имеет также паводковые режимы. Так, 18.06.2021 у истоков реки на горе Ай-Петри выпало 84 мм осадков, что превысило месячную норму, 72 мм. В результате расход воды в реке достиг $9,9 \text{ м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$, превысив средний уровень почти в 28 раз. Плюм от паводковых вод стока реки распространялся далеко за пределы рекреационной зоны города Ялта, ухудшая качество вод пляжей Южного берега Крыма (рис. 6). Для отклонения плюма от берега, видимо, кроме возведения берегозащитных молов (рис. 1), требуется строительство соответствующих гидротехнических сооружений.

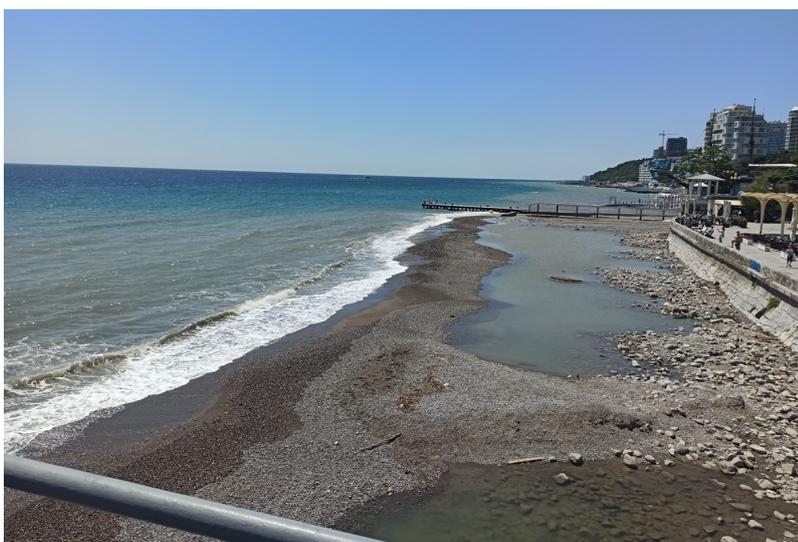


Рис. 6. Устье и морская приустьевая зона акватории города Ялта во время паводка на реке Водопадная

Fig. 6. Estuary and marine estuarine zone in the Yalta city water area during the high water in the Vodopadnaya River

Как известно, оптимальной стратегией природопользования является реализация концепции устойчивого развития, в рамках которой соблюдается баланс между потреблением и воспроизводством природных ресурсов регионов. В настоящей работе как критерии потребления и воспроизводства ресурсов качества вод в отношении загрязняющих веществ использованы результаты изучения закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды и современные теоретические представления о биогеохимических механизмах радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем [Egorov, 2021]. Как известно, показателем качества вод является величина ПДК загрязнителя в водной среде. В соответствии с размерностью этого параметра, ПДК — лишь диагностическая оценка. Очевидно, что анализ отношения $C_b / \text{ПДК}$ (%) позволяет оценивать относительную экологическую опасность от загрязнения вод различными контаминантами. Также мониторинг этого отношения может на определённом масштабе времени характеризовать тенденции изменения санитарно-гигиенического качества вод, поскольку с уменьшением величины $C_b / \text{ПДК}$ экологическая ситуация в акватории в отношении рассматриваемого загрязнителя будет улучшаться, а с увеличением — ухудшаться. Очевидно, что для управления экологической обстановкой акваторий по радиоактивному и химическому загрязнению необходима разработка показателя потребления и воспроизводства качества вод, имеющего размерность потоков.

Из представленных данных следует (табл. 9), что в условиях стационарности состояния экосистемы рекреационной зоны города Ялта поток поступления ЗВ в акваторию с водами реки Водопадная на годовом масштабе времени был показателем снижения (то есть потребления) качества вод. При такой интерпретации механизмов формирования стационарности экосистемы компенсирующий загрязнение седиментационный поток, обусловленный биогеохимическими процессами, очевидно, является мерой природного воспроизводства качества вод, а содержащиеся в колонке 6 табл. 9 данные по периодам оборота ЗВ в акватории за счёт седиментационных процессов отражают его относительную интенсивность. Естественно, что представленные в колонках 8 и 9 данные в рамках принятых допущений отражают относительную интенсивность процессов снижения качества вод рекреационной зоны города Ялта в результате стока реки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Самоочищение вод от консервативных загрязняющих веществ (ЗВ) в результате воздействия биогеохимических процессов обязательно связано с депо их элиминации. В качестве водных депо могут выступать смежные акватории и подстилающие слои вод, а в качестве геологических депо — донные осадки. Источником седиментов может быть живое, косное и терригенное вещество. Коэффициенты накопления ЗВ различными компонентами седиментов ($K_{\text{сед}}$) различаются и могут зависеть от концентрации ЗВ в водной среде. Для радионуклидов $K_{\text{сед}} = \text{const}$ в диапазоне радиоактивного загрязнения вод вплоть до $10^{-6} \dots 10^{-3}$ моль·л⁻¹ [Поликарпов, 1964]. Для других ЗВ $K_{\text{сед}}$ зависят от размерных спектров частиц седиментов, а также от их сорбционных, метаболических и трофических характеристик, которые описываются закономерностями Михаэлиса — Ментен, Ленгмюра или Френдлиха. Если $K_{\text{сед}} = \text{const}$, то максимально допустимый поток самоочищения вод за счёт поступления в депо, равный экологической ёмкости акватории, может быть определён как результат произведения предельно допустимой концентрации ЗВ в водной среде (ПДК) на величину $K_{\text{сед}}$ и на интенсивность седиментационного потока. В то же время если ЗВ поступают в толщу донных осадков, то поток их элиминации, называемый ассимиляционной способностью морской среды, зависит также и от степени насыщения адсорбционной способности грунтов в отношении изучаемого ЗВ [Egorov, 2021]. Поэтому сорбционные свойства донных отложений должны изучаться и учитываться при нормировании предельно допустимых антропогенных нагрузок на морские экосистемы.

Представленные данные свидетельствуют о статистически достоверном влиянии стока реки на изменение концентраций суммарного содержания соединений азота, а также минерального фосфора в морской воде её эстуарной зоны. Поступление биогенных элементов из реки в летний период могло изменять режим лимитирования первичной продукции с азотного на фосфорный. В результате стока реки оборот Co и Zn в воде акватории города Ялта протекает на масштабах времени от часового до синоптического, а периоды оборота Ni, Cu, Σ 6ПХБ, Pb, Hg и Mo оценены в $81,8 \div 17,2 \cdot 10^3$ сут. Процессы седиментационного оборота Co и Hg идут на масштабах времени от суточного до месячного, а для Cu, Pb, Cd, ^{90}Sr и Mo они лежат в пределах от $1,1 \cdot 10^3$ до $185,2 \cdot 10^3$ сут.

Анализ профилей распределения ЗВ в толще донных отложений показал, что за период с 1930 по 2020 г. в содержании Cr, Fe (после 2000 г.) и Cu (после 1990 г.) при наличии вариабельности данных проявилась тенденция к уменьшению концентрации этих тяжёлых металлов в донных осадках. В то же время концентрации Co (с 1990 г.), Mo (с 2000 г.), Cd (после 2010 г.) и Hg (с 2010 г.) в донных отложениях возрастали. Тенденции увеличения загрязнения донных отложений Zn и Pb с 1950-х гг. по настоящее время имели высокую степень статистической значимости. Результаты наблюдений и аналитических оценок в целом свидетельствовали, что при общей благоприятной экологической ситуации в отношении загрязнения вод тяжёлыми металлами содержание различных ЗВ в отдельные годы могло превышать ПДК и значительно ухудшать качество рекреационной акватории города Ялта. В связи с этим требуется разработка нормативов регулирования качества вод рекреационных зон.

Выводы:

1. Удельная седиментация акватории прибрежно-морского рекреационного побережья города Ялта оценена в 2,120–3,036 (в среднем 2,66) мм·год⁻¹, а по массе — 3072,3 г·м⁻²·год⁻¹, или 8663,9 т·год⁻¹ для всей площади до глубины 40 м.
2. Пресная вода устья реки Водопадная характеризуется повышенным содержанием азота в составе нитритов (в 7,2 раза), аммония (в 3,0 раза), нитратов (в 62,9 раза) и минерального фосфора (в 13,2 раза) по сравнению с их концентрациями в морской воде её приустьевой зоны. В прибрежной рекреационной зоне города Ялта преобладает азотное лимитирование первичной продукции фитопланктона. Поступление биогенных элементов из реки может изменять режим лимитирования первичной продукции фитопланктона с азотного на фосфорный. За счёт поступления биогенных элементов со стоком реки новая продукция в акватории города Ялта при азотном лимитировании продукционных процессов может составить 181,240 кг C_{орг}·сут⁻¹, а при фосфорном — 82,400 кг C_{орг}·сут⁻¹. При азотном лимитировании продукционных процессов темпы прироста гиперэвтрофированных вод в летний период могут составлять от 6 до 18 % в сутки от площади рекреационной акватории города Ялта.
3. В пресной воде приустьевой зоны реки концентрации Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd и Pb составляли от 0,25 до 34,5 % от ПДК. В солёной воде приустьевой зоны относительные концентрации тяжёлых металлов изменялись от 0,02 до 12,56 % от ПДК. Концентрация общей ртути в среднем в пресной воде составляла 60 %, а в морской — 140 % от ПДК.
4. В результате стока реки оборот Co и Zn в воде акватории города Ялта протекает на масштабах времени от часового до синоптического; периоды оборота Ni, Cu, Pb, Hg и Mo оценены в $81,8 \div 17,2 \cdot 10^3$ сут. Процессы седиментационного оборота Co и Hg идут на масштабах времени от суточного до месячного, а для Cu, Pb, Cd, ^{90}Sr и Mo они лежат в пределах от $1,1 \cdot 10^3$ до $185,2 \cdot 10^3$ сут.
5. За период с 1930 по 2020 г. содержание Cr, Fe (после 2000 г.) и Cu (после 1990 г.) в донных осадках проявило тенденцию к уменьшению. Концентрации Co (с 1990 г.), Mo (с 2000 г.), Cd (после 2010 г.) и Hg (с 2010 г.) в донных отложениях более молодого возраста увеличивались.

6. На примере приустьевой зоны реки города Ялта продемонстрирована разработка методологии реализации концепции устойчивого развития акваторий в условиях, когда потребление качества вод в отношении загрязняющих веществ не превышает их воспроизводство в результате биогеохимических процессов. Для реализации устойчивого развития акватории города Ялта по фактору современного уровня загрязнения морской среды допустимое поступление в её приустьевую зону не должно превышать: для Cu — 149,7 кг·год⁻¹; Zn — 548,9 кг·год⁻¹; Co — 63,9 кг·год⁻¹; Ni — 224,4 кг·год⁻¹; Mo — 3,0 кг·год⁻¹; Cd — 11,7 кг·год⁻¹; Pb — 110,6 кг·год⁻¹; Hg — 0,546 кг·год⁻¹; ΣДДТ — 0,3 кг·год⁻¹; ΣБПХБ — 0,1 кг·год⁻¹.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Молекулярно-биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации 121031500515-8).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Гулин С. Б., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Стокозов Н. А. Использование природных и искусственных радиотрассеров для изучения биогеохимических процессов переноса и депонирования радиоактивных и химических загрязнений в условиях окислительно-восстановительной водной толщи Чёрного моря // *Радиоэкология: успехи и перспективы* : материалы научного семинара, Севастополь, 3–7 окт. 1994 г. Севастополь : [б. и.], 1994. С. 103–104. [Gulin S. B., Polikarpov G. G., Egorov V. N., Stokozov N. A. Ispol'zovanie prirodnykh i iskusstvennykh radiotrasserov dlya izucheniya biogekhimicheskikh protsessov perenosa i deponirovaniya radioaktivnykh i khimicheskikh zagryaznenii v usloviyakh okislitel'no-vosstanovitel'noi vodnoi tolshchi Chernogo morya. In: *Radioekologiya: uspekhi i perspektivy* : materialy nauchnogo seminar, Sevastopol, 3–7 Oct., 1994. Sevastopol : [s. n.], 1994, pp. 103–104. (in Russ.)]
2. ГОСТ Р 56219-2014. *Вода. Определение содержания 62 элементов методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой*. Москва : Стандартинформ, 2015. 36 с. [GOST R 56219-2014. *Voda. Opredelenie sodержaniya 62 elementov metodom mass-spektrometrii s induktivno-svyazannoi plazmoi*. Moscow : Standartinform, 2015, 36 p. (in Russ.)]
3. ГОСТ 26927-86. *Сырьё и продукты пищевые. Методы определения ртути*. Москва : ИПК Изд-во стандартов, 2002. 12 с. [GOST 26927-86. *Syr'e i produkty pishchevye. Metody opredeleniya rtuti*. Moscow : IPK Izd-vo standartov, 2002, 12 p. (in Russ.)]
4. Егоров В. Н., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Садогурский С. Е. Содержание биогенных элементов и лимитирование первичной продукции фитопланктона в устьевой области реки Водопадной (Южный берег Крыма) // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2021. № 3. С. 37–51. [Egorov V. N., Bobko N. I., Marchenko Yu. G., Sadogurskiy S. Ye. Nutrient content and limitation of the phytoplankton primary production in the estuary area of the Vodopadnaya River (south coast of Crimea). *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon morya*, 2021, no. 3, pp. 37–51. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2021-3-37-51>
5. Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» и проблема реализации её устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // *Сохранение биологического разнообразия и заповедное дело в Крыму* : материалы науч.-практ. конф. с междунар. участием, Ялта, 23–26 октября 2018 г. Ялта : НБС – ННЦ, 2018. С. 36–40. (Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян» ; вып. 9). [Egorov V. N., Plugatar Yu. V., Malakhova L. V., Mirzoeva N. Yu., Gulin S. B., Popovichev V. N., Sadogurskiy S. E., Malakhova T. V., Shchurov S. V., Proskurnin V. Yu., Bobko N. I., Marchenko Yu. G., Stetsyuk A. P. Ekologicheskoe sostoyanie akvatorii osobo okhranyaemoi prirodnoi territorii «Mys Mart'yan» i problema realizatsii ee ustoichivogo razvitiya

- po faktoram evtrofikatsii, radioaktivnogo i khimicheskogo zagryazneniya vod. In: *Sokhranenie biologicheskogo raznoobraziya i zapovednoe delo v Krymu* : materialy nauch.-prakt. konf. s mezhdunar. uchastiem, Yalta, 23–26 Oct., 2018. Yalta : NBG – NSC, 2018, pp. 36–40. (Nauchnye zapiski prirodnogo zapovednika “Mys Mart’yan” ; iss. 9). (in Russ.)). <https://doi.org/10.25684/NBG.scnote.009.2018.04>
6. Зайцев Ю. П., Поликарпов Г. Г. Экологические процессы в критических зонах Чёрного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI века) // *Морской экологический журнал*. 2002. Т. 1, № 1. С. 35–55. [Zaitsev Ju. P., Polikarpov G. G. Ecological processes in critical zones of the Black Sea (results synthesis of two research directions, middle of the XX – beginning of the XXI century). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2002, vol. 1, no. 1, pp. 35–55. (in Russ.)). <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/686>
 7. Зилов Е. А. *Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем)*. Иркутск : Изд-во Иркутского гос. ун-та, 2009. 147 с. [Zilov E. A. *Gidrobiologiya i vodnaya ekologiya (organizatsiya, funktsionirovanie i zagryaznenie vodnykh ekosistem)*. Irkutsk : Izd-vo Irkutskogo gos. un-ta, 2009, 147 p. (in Russ.)]
 8. Малахова Л. В., Лобко В. В. Оценка загрязнённости хлороорганическими ксенобиотиками компонентов экосистемы Ялтинского залива // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2022. № 3. С. 104–116. [Malakhova L. V., Lobko V. V. Assessment of pollution of the Yalta Bay ecosystem components with organochlorine xenobiotics. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon morya*, 2022, no. 3, pp. 104–116. (in Russ.)]
 9. Мирзоева Н. Ю., Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г. Содержание ^{90}Sr в донных отложениях Чёрного моря после аварии на Чернобыльской АЭС и его использование в качестве радиотрассера для оценки скорости осадконакопления // *Системы контроля окружающей среды: средства и мониторинг*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. Вып. 8. С. 276–282. [Mirzoeva N. Yu., Egorov V. N., Polikarpov G. G. Soderzhanie ^{90}Sr v donnykh otlozheniyakh Chernogo morya posle avarii na Chernobyl'skoi AES i ego ispol'zovanie v kachestve radiotrassera dlya otsenki skorosti osadkonakopleniya. In: *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy: sredstva i monitoring*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2005, iss. 8, pp. 276–282. (in Russ.)]
 10. *Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения* : приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 [в ред. от 10.03.2020]. [Ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya, v tom chisle normativov predel'no dopustimyykh kontsentratsii vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya : prikaz Minsel'khoza Rossii ot 13.12.2016 no. 552 [v red. ot 10.03.2020]. (in Russ.)]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/420389120> [accessed: 04.05.2023].
 11. ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-2011. *Методика измерений массовых долей металлов в осадках сточных вод, донных отложениях, образцах растительного происхождения спектральными методами*. Москва : Федеральная служба по надзору в сфере природопользования, 2011. 45 с. [PND F 16.2.2:2.3.71-2011. *Metodika izmerenii massovykh dolei metallov v osadkakh stochnykh vod, donnykh otlozheniyakh, obraztsakh rastitel'nogo proiskhozhdeniya spektral'nymi metodami*. Moscow : Federal'naya sluzhba po nadzoru v sfere prirodopol'zovaniya, 2011, 45 p. (in Russ.)]
 12. Поликарпов Г. Г. *Радиоэкология морских организмов*. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с. [Polikarpov G. G. *Radioekologiya morskikh organizmov*. Moscow : Atomizdat, 1964, 295 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12748>
 13. *Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию* / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. 667 с. [*Radioekologicheskii otklik Chernogo morya na chernobyl'skuyu avariyu* / G. G. Polikarpov, V. N. Egorov (Eds). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2008, 667 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/9280>
 14. *Руководство по химическому анализу морских вод* : руководящий документ РД 52.10.243-92.

- Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1993. 264 с. [*Rukovodstvo po khimicheskomu analizu morskikh vod* : rukovodyashchii dokument RD 52.10.243-92. Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 1993, 264 p. (in Russ.)]. URL: <https://meganorm.ru/Data2/1/4293815/4293815261.pdf> [accessed: 04.05.2023].
15. *Руководство по методам химического анализа морских вод*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 208 с. [*Rukovodstvo po metodam khimicheskogo analiza morskikh vod*. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1977, 208 p. (in Russ.)]
 16. Хатчинсон Д. *Лимнология: географические, физические и химические характеристики озёр* : пер. с англ. Москва : Прогресс, 1969. 591 с. [Hutchinson D. *Limnologiya: geograficheskie, fizicheskie i khimicheskie kharakteristiki ozer* : transl. from Engl. Moscow : Progress, 1969, 591 p. (in Russ.)]
 17. Чужикова-Проскурнина О. Д., Проскурнин В. Ю., Терещенко Н. Н., Кобечинская В. Г. Тяжёлые металлы в прибрежных водах российского сектора Чёрного и Азовского морей // *Экосистемы*. 2022. № 31. С. 111–122. [Chuzhikova-Proskurnina O. D., Proskurnin V. Yu., Tereshchenko N. N., Kobechinskaya V. G. Heavy metals in the coastal waters of Russian sector of the Black Sea and the Sea of Azov. *Ekosistemy*, 2022, no. 31, pp. 111–122. (in Russ.)]
 18. Artemov Yu. G. Software support for investigation of natural methane seeps by hydroacoustic method. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 57–71. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/850>
 19. Egorov V. N. *Theory of Radioisotopic and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Cham, Switzerland : Springer, 2021, 320 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80579-1>
 20. Gulin S. B., Aarkrog A., Polikarpov G. G., Nielsen S. P., Egorov V. N. Chronological study of ¹³⁷Cs input to the Black Sea deep and shelf sediments. In: *Radionuclides in the Oceans : RADOS 96–97* : [intern. symp., Octeville – Cherbourg, France, 7–11 Oct., 1996] : proceedings / Eds: P. Germain [et al.]. Les Ulis : Éd. de Physique, 1997, pt 1: Inventories, behaviour and processes, pp. 257–262. (Radioprotection ; vol. 32, spec. iss. C2).
 21. Harvey B. K., Ibbett R. D., Lovett M. B., Williams K. J. *Analytical Procedures for the Determination of Strontium Radionuclides in Environmental Materials*. Lowestoft : [s. n.], 1989, 33 p. (Aquatic Environment Protection: Analytical Methods / MAFF, Direct. Fish. Res. ; no. 5).
 22. Mirzoeva N., Polyakova T., Samyshev E., Churilova T., Mukhanov V., Melnik A., Proskurnin V., Sakhon E., Skorokhod E., Chuzhikova-Proskurnina O., Chudinovskih E., Minkina N., Moiseeva N., Melnikov V., Paraskiv A., Melnik L., Efimova T. Current assessment of water quality and biota characteristics of the pelagic ecosystem of the Atlantic sector of Antarctica: The multidisciplinary studies by the Institute of Biology of the Southern Seas. *Water*, 2022, vol. 14, iss. 24, art. no. 4103 (20 p.). <https://doi.org/10.3390/w14244103>
 23. Papucci C. Sampling marine sediments for radionuclide monitoring. In: *Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies*. Vienna : IAEA, 1997, chap. 13, pp. 279–297. (Training Course Series ; no. 7).
 24. *PlasmaQuant MS and PlasmaQuant MS Elite Mass-spectrometers With Inductively Coupled Plasma (ICP-MS)*. User's Manual. Analytik Jena AG, 2014, 143 p.
 25. Redfield A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 1958, vol. 46, no. 3, pp. 205–221.
 26. Schafer C. T., Smith J. N., Loring D. H. Recent sedimentation events at the head of Saguenay Fjord, Canada. *Environmental Geology*, 1980, vol. 3, iss. 3, pp. 139–150. <https://doi.org/10.1007/BF02473489>
 27. Warmer H., van Dokkum R. *Water Pollution Control in the Netherlands: Policy and Practice 2021* / [Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. RIZA]. The Netherlands : RIZA, 2002, 76 p. (RIZA report 2002.009).

**THE POSSIBILITY OF IMPLEMENTATION
OF THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT CONCEPT
FOR THE RECREATIONAL COASTLINE OF YALTA CITY
REGARDING BIOGENIC ELEMENTS, RADIONUCLIDES,
HEAVY METALS, AND ORGANOCHLORINE COMPOUNDS (CRIMEA, BLACK SEA)**

**V. N. Egorov, N. Yu. Mirzoyeva, Yu. G. Artemov, V. Yu. Proskurnin,
A. P. Stetsiuk, Yu. G. Marchenko, D. B. Evtushenko, I. N. Moseichenko,
and O. D. Chuzhikova-Proskurnina**

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: egorov.ibss@yandex.ru

In the Yalta city water area (Crimea, Black Sea), hydroacoustic sounding was carried out, and area and volume of waters of the Vodopadnaya River estuarine zone were determined down to a depth of 40 m. Concentration of biogenic elements (NO_2 , NO_3 , NH_4 , and PO_4) and heavy metals (Cu, Zn, Fe, Co, Ni, Mo, Cd, Pb, and Hg) in freshwater of the river estuary exceeds their content in coastal seawater by 3–64 times. The effect of the river discharge on seawater eutrophication was assessed. Using post-Chernobyl radioisotopes ^{90}Sr and ^{137}Cs , bottom sediments dating was carried out, and the sedimentation rate in the studied water area was determined. Fluxes of pollutants with the Vodopadnaya River runoff and the periods of their turnover in the Yalta city recreational coastline were calculated. The obtained results were used to substantiate the sustainable development concept for the Yalta city recreational zone in terms of the factors of pollution of its marine environment.

Keywords: Black Sea, Crimea, water, biogenic elements, strontium-90, cesium-137, heavy metals, organochlorine compounds, bottom sediments dating