

ПРОСТРАНСТВЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ В ВИСЛИНСКОМ ЗАЛИВЕ В 2014–2016 ГОДАХ

С.В. Александров

*ФГБНУ «АтлантНИРО», г. Калининград,
hydrobio@mail.ru*

Александров С.В. Пространственные изменения гидрохимических показателей в Вислинском заливе в 2014–2016 годах // Труды АтлантНИРО. 2018. Том 2, № 1(5). Калининград: АтлантНИРО. С. 5–21.

В рамках комплексных исследований водных биологических ресурсов и среды их обитания ФГБНУ «АтлантНИРО» выполняет ежемесячный мониторинг загрязнения и эвтрофирования вод на всей российской акватории Вислинского залива. Гидрохимический режим залива во многом определяется водообменом с морем и речным стоком. Кроме природных гидрохимических и гидродинамических процессов, на содержание и распределение биогенных элементов (азота и фосфора) загрязняющее влияние оказывало их поступление с водосборной территории и со сточными водами. Были проанализированы данные о пространственной и сезонной изменчивости гидрохимических показателей Вислинского залива, полученные в 2014–2016 гг., что позволяет рассмотреть период до и непосредственно после ввода в эксплуатацию современных очистных сооружений г. Калининграда. Также выполнен анализ многолетней динамики гидрохимических показателей за весь период с 2007 г. Наибольшие концентрации минерального и валового азота и фосфора наблюдались в восточном районе и Приморской бухте, где в 2014 г. отмечено превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов по минеральному фосфору. Вода залива вследствие интенсивного развития фитопланктона, а также поступления сточных вод загрязнена легкоокисляемой органикой (по БПК₅) с постоянным превышением ПДК. Из-за мелководности водные массы хорошо перемешиваются и насыщение воды кислородом (обычно более 100 %) благоприятно для гидробионтов, несмотря на высокие величины БПК₅. Содержание валового азота и фосфора в летний период в среднем для российской акватории в 2007–2016 гг. соответствовало потенциально гипертрофному уровню экосистемы Вислинского залива.

Ключевые слова: биогенные элементы, кислородный режим, БПК₅, соленость, трофический статус, Вислинский залив Балтийского моря

Aleksandrov S.V. Spatial changes in hydrochemical indicators in the Vistula Lagoon in 2014–2016 // Trudy AtlantNIRO. 2018. Vol. 2, № 1(5). Kaliningrad: AtlantNIRO. P. 5–21.

FSBSI «AtlantNIRO» carries out monthly monitoring of water pollution and eutrophication in the entire Russian waters of the Vistula Lagoon within the framework of comprehensive studies of aquatic biological resources and their habitats. The hydrochemical regime of the lagoon, in many respects, is determined by water exchange with the sea and river runoff. The concentration and distribution of nutrients (nitrogen and phosphorus) is determined by natural hydrochemical and hydrodynamic processes as well as by contamination from the catchment area and wastewater. Spatial and seasonal variability of hydrochemical indicators was analyzed for the period from 2014 to 2016 which allows considering the period before and immediately after the commissioning of modern treatment facilities in Kaliningrad. Also the analysis of long-term dynamics has been performed for the entire period of regular monitoring since 2007. The highest concentrations of mineral and total nitrogen and phosphorus were

observed in the eastern area and the Primorsky Bay, where in 2014 there was an excess of MPC for fishery water bodies for mineral phosphorus. The water of the Vistula Lagoon is contaminated with organic matter (BOD₅) with a constant exceeding of the MPC due to the intensive development of phytoplankton as well as the wastewater intake. Due to the shallow water, the water column is well mixed and the water saturation with oxygen is usually more than 100%, which is favorable for hydrobionts, despite the high BOD₅ values. On average for the Russian water area, the concentration of total nitrogen and phosphorus in summer corresponded to the potentially hypertrophic level of the Vistula Lagoon ecosystem.

Key words: nutrients, oxygen regime, BOD₅, salinity, trophic status, Vistula Lagoon

Введение

Вислинский залив – одна из крупнейших лагунных экосистем Европы, характеризующаяся отличными от моря гидрологическим и гидрохимическим режимами, специфическими биоценозами и условиями эвтрофирования. Экосистема залива находится под сильным воздействием природных (заток морских вод и речной сток) и антропогенных (поступление биогенных веществ) факторов, оказывающих влияние на уровни первичного продуцирования и эвтрофирования вод [Александров, 2010]. Морфометрические и гидрологические условия в лагуне, наряду с особенностями расположения источников антропогенного загрязнения, обуславливают значительную пространственную изменчивость гидрохимических показателей.

Значительное загрязняющее влияние оказывало расположение на территории, прилегающей к Вислинскому заливу, Калининградской агломерации с населением более 700 тыс. человек. До 2016 г. сточные воды Калининграда проходили очистку на городских очистных сооружениях (ОС-1), введенных в 1924 г. Сточные воды от жилых кварталов, промышленных предприятий и частично ливневые воды собирались в главный коллектор, расположенный вдоль реки Преголи и после механической очистки сбрасывались в отводящий канал с выпуском в Приморскую бухту Вислинского залива. Согласно выполненным расчетам, в соответствии с численностью населения со сточными водами Калининграда в залив поступало 1990 тN/год и 310 тP/год. Поступающий со сточными водами фосфор и азот составлял до половины общего количества биогенных элементов, поступающих в залив с водосборной территории [Александров, Горбунова, 2010; Горбунова и др., 2017]. Как следствие, по данным многолетнего ежемесячного мониторинга АтлантНИРО в Приморской бухте постоянно регистрировались значительно более высокие концентрации биогенных веществ (фосфаты, нитраты, нитриты, аммонийный фосфор), с регулярным превышением ПДК для рыбохозяйственных водоемов [Александров, 2014, 2017]. Благодаря поступлению неочищенных вод Калининград стал одной из «горячих точек» в Балтийском море, которая должна была быть устранена с целью сокращения поступления фосфора и азота в Балтийское море согласно Плану действий ХЕЛКОМ по Балтийскому морю – программы по восстановлению надлежащего экологического состояния морской среды Балтийского моря, к 2021 г. С января 2016 г. были введены в эксплуатацию современные очистные сооружения г. Калининграда, которые предусматривают механическую очистку, биологическую очистку с процессами денитрификации и дефосфотирования, и химическое удаление фосфора.

ФГБНУ «АтлантНИРО» в рамках комплексных исследований водных биологических ресурсов и среды их обитания с 1991 г. выполняет мониторинг загрязнения и эвтрофирования вод на всей российской акватории Вислинского залива, что позволяет оценить гидрохимические условия и трофический статус его отдельных районов.

Для анализа пространственной и сезонной изменчивости гидрохимических показателей Вислинского залива в данной работе проанализированы данные, собранные в

2014–2016 гг., что позволяет рассмотреть период до и непосредственно после ввода в эксплуатацию современных очистных сооружений г. Калининграда. Полученные результаты расширяют ранее опубликованные представления о многолетней динамике гидрохимического режима Вислинского залива, в которых проанализированы данные за 2007–2013 гг. [Александров, 2010, 2014].

Материал и методика

Исследования гидрохимических условий в Вислинском заливе выполнялись на протяжении вегетационного периода с апреля по ноябрь 2014–2016 гг. с периодичностью один раз в месяц, что позволяет объективно оценивать сезонную динамику гидрохимических показателей. Расположение 9 стандартных станций мониторинга соответствует гидрологическому и гидрохимическому делениям и позволяет охватить всю российскую акваторию (рис. 1). Всего в 2014–2016 гг. были проведены 23 съемки и проанализированы пробы воды, собранные на 201 станции.

Пробы воды отбирались в подповерхностном слое 0–0,5 м, так как в условиях мелководности (средняя глубина 2,7 м) и хорошего перемешивания существенных изменений гидрохимических показателей в толще воды не наблюдается. Гидрохимические исследования состава вод проводились стандартными методами и включали определение растворенного кислорода, БПК₅, азота аммонийного, нитратов, фосфатов, валового азота и фосфора, солености воды [Методы..., 1978; Руководство..., 2003].

Критериями оценки степени химического загрязнения были приняты предельно допустимые концентрации вредных веществ согласно Приказу Росрыболовства «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 ..., 2016].

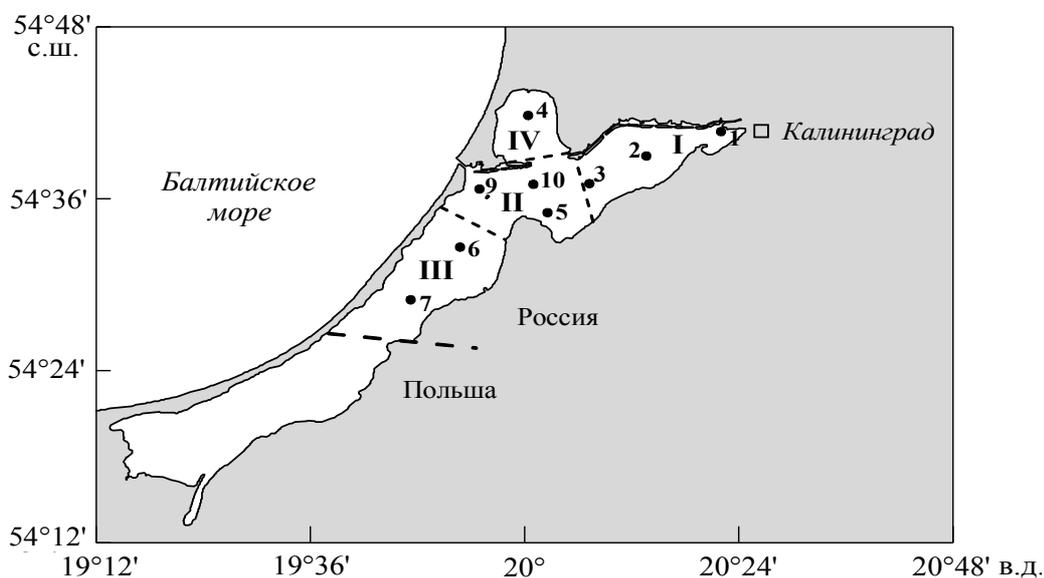


Рис. 1. Схема расположения станций мониторинга и условных границ выделенных районов в Вислинском заливе (I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта)

Fig. 1. Scheme of location of monitoring stations and conditional boundaries of the allocated areas in the Vistula Lagoon (I – eastern region, II – near Baltic region, III – the central region, IV – Primorsky Bay)

На российской акватории Вислинского залива исходя из физико-географических и гидрологических условий и интенсивности поступления загрязняющих веществ можно выделить четыре основных района, характеризующихся следующими особенностями (рис. 1):

- I (восточный район) – мелководный, находящийся в большой зависимости от стока р. Преголи и подвергающийся загрязнению, поступающему с водосборной площади;
- II (прибалтийский район) – связан через пролив с Балтийским морем, расположен в центре российской части залива между восточным районом, центральным районом и Приморской бухтой, значительное воздействие оказывает заток морских вод;
- III (центральный район) – северная часть располагается в пределах России, а южная – Польши, гидрологические и гидрохимические условия определяются совокупным влиянием морских вод из прибалтийского района и опресненных вод, поступающих из Эльблонгского залива, расположенного в польской части;
- IV (Приморская бухта) – мелководный район, достаточно изолированный от всего бассейна, динамическая изоляция района способствует концентрации загрязняющих веществ, поступавших по Калининградскому отводному каналу и из г. Приморска.

Для оценки пространственной и сезонной изменчивости гидрохимических показателей ежемесячные данные, полученные для 9 мониторинговых станций, были осреднены для четырех выделенных районов: восточный район (станции № 1, 2, 3), прибалтийский район (№ 5, 9, 10), центральный район (№ 6, 7) и Приморская бухта (№ 4) (рис. 1).

Результаты исследований и обсуждение

Вислинский залив представляет собой узкую, вытянутую вдоль берега лагуну, отделенную от моря Балтийской косой (рис. 1). Особенности гидрологического и гидрохимического режимов водоема в значительной степени определяются взаимодействием речного стока и вод Балтийского моря, проникающих в залив. Для Вислинского залива характерен интенсивный приток морских вод благодаря слабому речному стоку и фронтальному положению пролива относительно преобладающих ветров.

Соленость воды. По солености Вислинский залив можно классифицировать как опресненный морской водоем. Пространственно-временная динамика зависит от направления и силы ветра. При устойчивых ветрах западного и северного направлений резко возрастает заток морских вод, что обуславливает повышение солености в центральном и прибалтийском районах залива до 6,0–6,9 ‰. При восточных и южных ветрах речные воды свободно распространяются по заливу, область влияния морской воды сокращается, и соленость центральной части значительно снижается. Наблюдаются также сезонные изменения. Минимум отмечается весной (март–май), когда увеличивается речной сток и тает лед. В этот период соленость воды в восточном районе снижалась до 2,4–3,3 ‰, а в центральном и прибалтийском районах – до 3,9–4,4 ‰, что, в частности, наблюдалось в 2014 г. Максимум солености воды наблюдается в октябре–декабре, когда усиливается приток морской воды. В этот период соленость воды в центральном и прибалтийском районах, а также в Приморской бухте увеличивается в разные годы до 5,0–6,9 ‰. Относительно высокая соленость воды Вислинского залива определяет более поздние сроки его замерзания и раннее очищение ото льда.

Наибольшая соленость воды наблюдается в центральном и прибалтийском районах, на которые значительное влияние оказывает поступление морских вод через пролив. Средняя за вегетационный период соленость воды в прибалтийском районе (район II), центральном районе (район III) и Приморской бухте (район IV) изменялась в близких диапазонах 4,6–4,8 ‰ в 2014 и 2016 г., а в 2015 г. была значительно выше – 5,8–5,9 ‰. В восточной части залива (район I), где существенное влияние оказывает также сток реки Преголи, соленость воды была наименьшей и составляла 4,2 и 3,8 ‰ в 2014 и 2016 гг., увеличиваясь до 5,0 ‰ в 2015 г. (табл. 1). В 2015 г. в Вислинском заливе наблюдался наибольший уровень солености вод, зафиксированный как для отдельных месяцев (в августе 5,7 ‰, в сентябре 6,2 ‰), так и в среднем за год (5,4 ‰) за весь период

мониторинговых наблюдений с 1995 г. Среднегодовое соленость за период 2014–2016 гг. изменялась от 4,3 ‰ в восточном районе до 5,1–5,2 ‰ в центральном и прибалтийском районах и Приморской бухте (рис. 2а).

В 2014–2016 гг., как и в предыдущий период, в Вислинском заливе под влиянием затока морских вод большую часть вегетационного периода наблюдалась соленость воды, характерная для «критической солености» (4–5 ‰), которая оказывает влияние на химические и биологические характеристики в эстуарных экосистемах [Хлебович, 1987, 1989].

Содержание биогенных элементов

Основным гидрохимическим источником эвтрофирования водоемов служат концентрации в воде биогенных элементов, прежде всего фосфора и азота. Их содержание и пространственное распределение в заливе зависят от взаимодействия ряда факторов: интенсивности поступления с водосбора из природных и антропогенных источников, уровня потребления водорослями в вегетационный период и затока морских вод.

Соединения фосфора

Сезонный ход содержания минерального фосфора в заливе характеризуется следующими особенностями. Ранневесенний максимум наблюдается в марте за счет зимней аккумуляции и поступления паводковых вод в залив. После начала активной вегетации фитопланктона происходит снижение до минимальных значений (1–2 мкг Р/л в апреле–мае) (табл. 1). Концентрация возрастает вновь до максимальных годовых величин в летний период (в среднем до 20–40 мкг Р/л), что обуславливается активной (при максимальном прогреве воды) минерализацией органического вещества и поступлением фосфатов из донных отложений. Избыток фосфатов в воде служит химической предпосылкой и показателем эвтрофного состояния водоема [Романенко и др., 1998].

В сентябре–октябре содержание фосфатов может значительно снижаться вследствие более активного поступления обедненных биогенными элементами морских вод, прекращения действия азотной лимитации и продолжающейся вегетации фитопланктона. После завершения вегетационного периода в ноябре–декабре концентрация фосфатов вновь возрастает (до 20–30 мкг Р/л) из-за разложения органических веществ фитопланктона.

Таблица 1

Соленость воды и концентрации фосфатов и валового фосфора в разных районах Вислинского залива в 2014–2016 гг.
Salinity of water and concentration of phosphates and total phosphorus in the different regions of the Vistula Lagoon in 2014–2016

Год	Месяц	Соленость, ‰				Фосфаты, мкг Р/л				Фосфор валовый, мкг Р/л			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2014	III	-	-	-	-	10	12	10	7	99	66	59	92
	IV	2,4	4,0	4,4	3,9	3	2	2	9	82	39	47	67
	V	3,3	4,4	4,4	4,2	27	13	14	27	133	72	76	153
	VI	4,0	4,4	4,4	4,3	9	6	6	8	87	68	62	98
	VII	4,7	4,8	4,4	4,9	28	8	8	174	211	90	78	345
	VIII	4,9	5,2	4,9	5,2	89	40	9	204	247	132	87	359
	IX	4,9	5,4	5,0	5,3	3	3	3	3	127	72	56	96
	X	5,1	5,7	5,5	5,5	29	9	9	15	74	51	42	78
	XI	-	-	-	-	24	10	7	-	84	47	49	-
		Ср. ₂₀₁₄	4,2	4,8	4,7	4,8	25	11	8	56	127	71	62
2015	III	4,1	5,2	5,6	4,9	27	28	28	28	135	93	127	192
	IV	3,9	4,8	5,6	4,8	31	30	31	28	92	117	75	113
	VIII	5,5	6,0	5,6	5,8	10	37	15	11	169	126	105	252

	IX	5,7	6,4	6,4	6,9	19	7	7	14	128	75	63	118
	XII	6,0	6,4	6,6	6,4	20	19	24	11	72	76	64	68
	Ср. ₂₀₁₅	5,0	5,8	5,9	5,8	21	24	21	18	119	97	87	149
2016	III	2,8	3,9	4,8	3,7	5	3	1	2	85	67	65	81
	IV	3,0	4,1	4,0	4,2	2	2	2	1	65	59	57	77
	V	3,4	4,1	4,6	4,1	1	1	1	2	132	107	105	177
	VI	4,0	5,1	4,5	5,0	21	22	23	49	180	123	117	166
	VII	4,7	5,7	5,3	5,2	3	4	4	3	101	61	76	92
	VIII	4,6	5,3	5,2	5,1	2	3	3	3	101	73	62	144
	IX	3,9	4,9	5,0	4,8	29	7	3	3	107	79	51	96
	X	4,8	5,0	5,1	5,2	4	4	3	1	65	65	48	44
	XI	3,2	5,1	5,3	4,4	30	23	15	34	103	60	68	58

Окончание табл. 1

Год	Месяц	Соленость, ‰				Фосфаты, мкг Р/л				Фосфор валовый, мкг Р/л			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
	Ср. ₂₀₁₆	3,8	4,8	4,8	4,6	11	8	6	11	104	77	72	104
Среднее за 2014–2016 гг.		4,3	5,1	5,2	5,1	19	14	12	28	117	82	74	138

Примечание: I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта.

Наибольшему загрязнению подвергаются восточный район и Приморская бухта, куда поступают биогенные элементы с речным стоком и со сточными водами Калининграда. По данным многолетнего мониторинга, концентрации минерального фосфора в Приморской бухте и восточном районе обычно в несколько раз выше, чем в прибалтийском и центральном районах [Александров, 2010, 2014, 2017]. В 2014–2016 гг. максимум минерального фосфора наблюдался в Приморской бухте в августе 2014 г. (204 мкг Р/л), что соответствовало предельно допустимой концентрации для рыбохозяйственных водоемов (200 мкг Р/л для эвтрофных водоемов) [Приказ ..., 2016] и было обусловлено поступлением сточных вод Калининграда (табл. 1). В 2014 г. в Приморской бухте было зафиксировано наибольшее загрязнение минеральным фосфором (в среднем за вегетационный период 56 мкг Р/л), но в последующие годы концентрации фосфора (в среднем 18 и 11 мкг Р/л) лишь незначительно превышали фоновый уровень, характерный для других районов в заливе.

В прибалтийском и центральном районах, где сказывается разбавляющее влияние поступающих через пролив вод Балтийского моря, концентрации фосфатов были наименьшие и в среднем за вегетационный период изменялись в пределах 8–24 мкг Р/л и 6–21 мкг Р/л. (табл. 1). Среднее содержание минерального фосфора за период 2014–2016 гг. составило в Приморской бухте и восточном районе 19 и 28 мкг Р/л и было в 1,5–2,0 раза выше, чем в прибалтийском и центральном районах (14 и 12 мкг Р/л) (рис. 2б).

Сезонные изменения концентрации валового фосфора в воде как суммы минеральных и органических форм в заливе в течение безледного периода носят более стабильный характер. Величина валового фосфора в основном определяется органическими формами, содержащимися в биомассе фитопланктона. Максимальные значения (более 100 кг Р/л) характерны для летнего периода, когда увеличивается биомасса фитопланктона и, соответственно, в состав его органического вещества включается дополнительное количество фосфора, в том числе из донных осадков (табл. 1).

Пространственное распределение, а также сезонная и межгодовая динамики концентраций валового фосфора аналогичны концентрации фосфатов. Наибольшая концентрация валового фосфора наблюдается в Приморской бухте и восточном районе, куда поступают биогенные вещества с речным стоком и со сточными водами Калининграда, и происходит интенсивное развитие фитопланктона. В частности, максимум валового фосфора

(359 мкг Р/л) наблюдался в августе 2014 г. в Приморской бухте, в основном за счет поступления минерального фосфора со сточными водами Калининграда (табл. 1).

В 2014–2016 гг. средняя за вегетационный период концентрация валового фосфора в восточном районе изменялась в диапазоне 104–127 мкг Р/л, а в Приморской бухте – 104–161 мкг Р/л. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижается, в том числе под возможным влиянием «критической солености», концентрации валового фосфора были значительно ниже и в среднем за вегетационный период изменялись в пределах 71–97 мкг Р/л и 62–87 мкг Р/л (табл. 1).

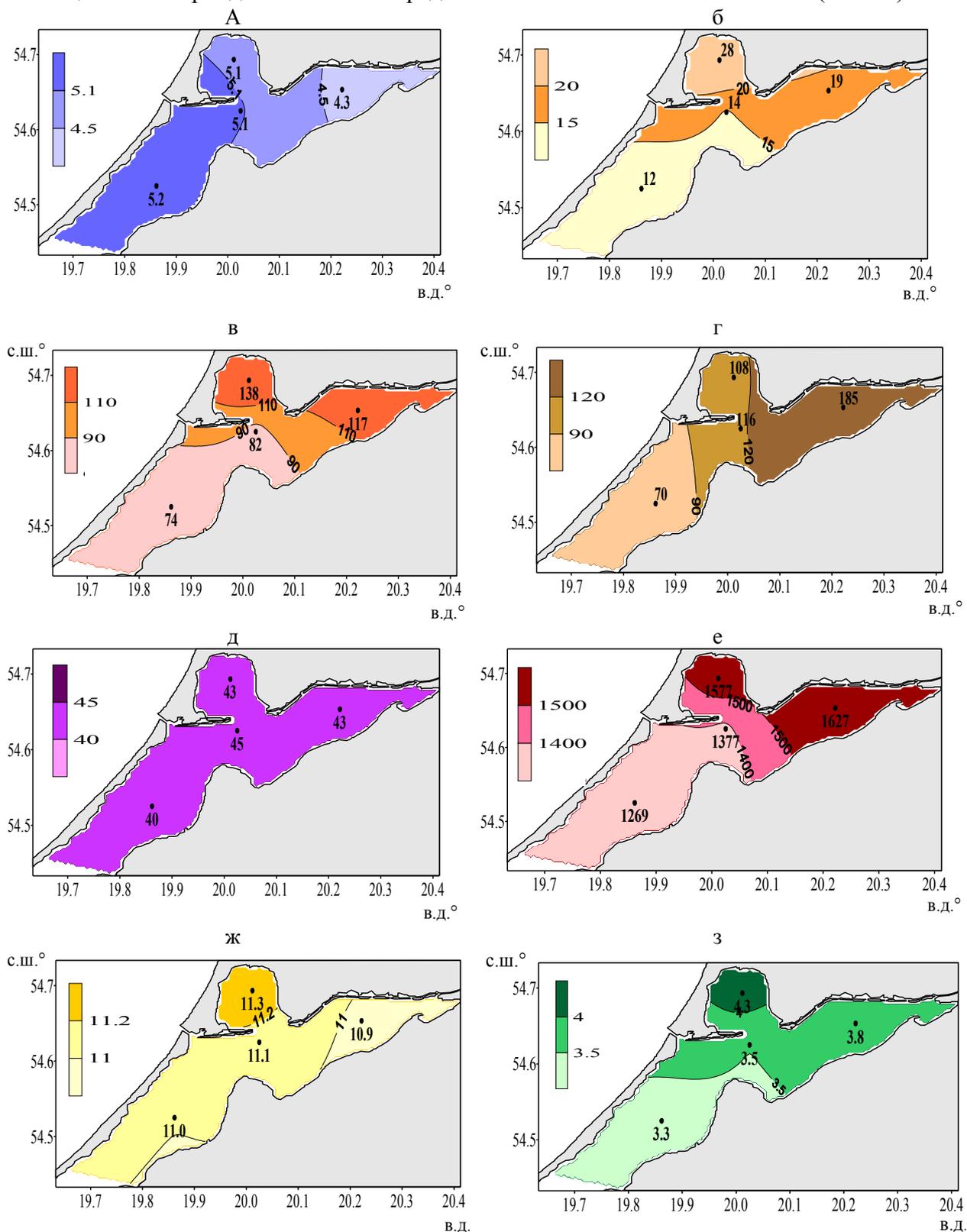


Рис. 2. Пространственное распределение солености воды (а), концентрации фосфатов (б) и валового фосфора (в), нитратов (г), аммонийного азота (д), валового азота (е), растворенного кислорода (ж) и БПК₅ (з) в Вислинском заливе в среднем с марта по ноябрь (декабрь) 2014–2016 гг. (приведены средние значения для районов)

Fig. 2. Spatial distribution of water salinity (a), phosphates concentration (б) and total phosphorus (в) nitrates (г), ammonium (д) and total nitrogen (е), dissolved oxygen (ж) and BOD₅ (з) in the Vistula Lagoon on the average from March to November (December) 2014–2016 (the average values for areas are presented)

Средние за вегетационный период 2014–2016 гг. концентрации валового фосфора в восточном районе (117 мкгР/л) и Приморской бухте (138 мкгР/л) были в 1,5–2,0 раза выше, чем в прибалтийском и центральном районах (82 и 74 мкг Р/л) (рис. 2в).

Аналогичная пространственная изменчивость, согласно литературным данным, была характерна для предыдущих 2007–2013 гг. По сравнению с периодом 2010–2013 гг. концентрации валового фосфора в разных районах залива не изменились, но значительно снизились по сравнению с периодом 2007–2009 г. [Александров, 2014, 2017]. В частности, в прибалтийском районе в 2010–2017 гг. по сравнению с 2007–2009 гг. содержание в воде валового фосфора уменьшилось с 121 до 82 мкг Р/л, а центральном районе – с 108 до 74 мкг Р/л. Такое значительное снижение связано со значительным уменьшением обилия фитопланктона после вселения и массового развития двустворчатого моллюска – фильтратора *Rangia cuneata* [Науменко и др., 2014].

Соединения азота

Концентрация в воде нитратов – основной формы минерального азота, подвержена резко выраженной сезонной изменчивости. Весной за счет паводковых вод в залив поступает значительное количество биогенных веществ, что определяет весенний максимум содержания нитратов и их неравномерное распределение по акватории. В 2014–2016 гг. наибольшие концентрации нитратов (до 400–600 мкг N/л) наблюдались в марте и апреле с максимумом в восточном районе, куда биогенные вещества поступают со стоком р. Преголи (табл. 1). В прибалтийском и центральном районах концентрация нитратов снижалась из-за разбавляющего влияния морских вод. После начала весеннего развития фитопланктона (апрель–май) концентрации нитратов, которые интенсивно потребляются водорослями, многократно снижались и сохранялись на большей части акватории на минимальном уровне (меньше 10 мкг N/л) до осени (табл. 2). В октябре после похолодания и резкого снижения вегетации водорослей содержание нитратов вновь увеличивается с последующей зимней аккумуляцией. Высокие концентрации наблюдаются в период осеннего паводка, в частности в восточном районе в ноябре 2016 г. отмечен максимум концентрации нитратов (1553 мкг N/л).

Таблица 2

Концентрации аммонийного, нитратного и валового азота в разных районах Вислинского залива в 2014–2016 гг.
Concentrations of nitrate, ammonium and total nitrogen in the different areas of the Vistula Lagoon in 2014–2016

ОГод	Месяц	Нитраты, мкгN/л				Аммонийный азот, мкгN/л				Азот валовый, мкгN/л			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2014	III	585	593	530	493	38	25	13	67	1395	1198	1151	1236
	IV	343	95	85	298	8	6	8	9	1642	1031	1064	1069
	V	100	14	10	7	59	8	8	14	1257	583	592	834
	VI	6	7	5	8	22	22	29	24	1017	1055	962	1058
	VII	6	5	5	9	12	12	9	13	1859	1356	1319	1713
	VIII	10	10	16	9	20	11	40	20	1677	1393	1676	1666
	IX	22	17	22	8	25	27	23	29	1263	997	937	1159

	X	21	56	60	18	45	10	7	24	847	822	783	966
	XI	43	73	79	-	42	70	39	-	1002	832	829	-
	Ср. ₂₀₁₄	126	97	90	106	30	21	20	25	1329	1030	1035	1213
2015	III	239	419	26	206	51	61	42	51	1311	1490	860	1754
	IV	227	17	10	14	18	5	5	5	952	905	641	739
	VIII	4	4	4	5	35	58	84	54	1456	1290	1283	1241
	IX	4	3	4	3	29	44	50	36	1243	933	807	1106
	XII	149	123	129	141	29	45	57	79	1323	1205	1220	2310
	Ср. ₂₀₁₅	124	113	35	74	32	43	48	45	1257	1165	962	1430

Окончание табл. 2

Год	Месяц	Нитраты, мкгN/л				Аммонийный азот, мкгN/л				Азот валовый, мкгN/л			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2016	III	253	356	76	211	55	64	52	57	2553	1797	1581	2068
	IV	550	170	28	165	83	54	35	55	2406	1348	871	1836
	V	70	14	11	14	36	71	47	33	1090	1067	952	912
	VI	25	13	22	15	50	43	34	36	1454	1508	1407	1525
	VII	7	7	7	8	93	105	66	79	2600	2379	2757	2371
	VIII	48	26	20	20	49	50	41	48	2711	2388	2273	2145
	IX	63	17	17	8	80	98	87	49	3323	3365	3161	3144
	X	171	96	80	85	88	100	71	117	2346	1524	1145	2435
	XI	1553	558	498	773	74	56	52	62	2168	2053	2146	2371
	Ср. ₂₀₁₆	305	140	84	144	68	71	54	59	2295	1937	1810	2090
	Среднее за 2014–2016 гг.		185	116	70	108	43	45	40	43	1627	1377	1269

Примечание: I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта.

Как следствие дополнительного поступления биогенных веществ со стоком р. Преголи – концентрация нитратов в восточном районе значительно выше, чем на остальной акватории. В 2014–2016 гг. средняя за вегетационный период концентрация нитратов в восточном районе (район I) изменялась в диапазоне 124–305 мкг N/л. В прибалтийском районе концентрация нитратов варьировала в диапазоне 97–140 мкг N/л, в центральном районе – 35–90 мкг N/л, в Приморской бухте – 74–144 мкг N/л. Средние за вегетационный период 2014–2016 гг. концентрации нитратов в восточном районе (185 мкг N/л) были в 1,5–2,5 раза выше, чем в остальных районах российской части Вислинского залива (Приморская бухта, прибалтийский район, центральный район), где они были на близком уровне (70–116 мкг N/л) (табл. 2, рис. 2).

Содержание в воде аммонийного азота меньше подвержено сезонным изменениям. Более высокие величины на всей акватории могут наблюдаться в марте–апреле, в июле и октябре–ноябре, когда происходит активное развитие и последующее разложение фитопланктона. В отличие от предыдущих лет исследования, в 2014–2016 гг. не выявлено существенного загрязнения аммонийным азотом Приморской бухты и восточного района и превышения ПДК для рыбохозяйственных водоемов (400 мкг N/л) [Приказ ..., 2016]. Средняя концентрация аммонийного азота за вегетационный период 2014–2016 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 30–68 мкг N/л, в прибалтийском – 21–71 мкг N/л, центральном – 20–54 мкг N/л, в Приморской бухте – 25–59 мкг N/л. В отличие от предыдущих лет концентрация аммонийного азота в восточном районе и Приморской бухте (43 и 43 мкг N/л) не превышала уровень в прибалтийском и центральном районах (45 и 40 мкг N/л) (табл. 2, рис. 2д). Отмечено значительное (в 2–3 раза) увеличение средних концентраций аммонийного азота с 2014 г. по 2016 г. во всех районах

Вислинского залива, что, возможно, свидетельствует об интенсификации природных процессов разложения органических веществ в водоеме, не связанных напрямую с локальным антропогенным загрязнением.

Концентрация валового азота в воде как суммы минеральных и органических форм в заливе характеризовалась существенной сезонной и межгодовой изменчивостью в пределах 583–3365 мкг N/л. В начале весеннего развития водорослей минеральные формы (нитраты, нитриты, аммонийный азот) составляли 10–30 % валового содержания азота в воде. В период активной вегетации фитопланктона (май–сентябрь) происходит почти полное потребление минеральных форм, которые обычно составляют в воде не более нескольких процентов. Увеличение концентрации валового азота наблюдается в июле–сентябре за счет органических форм как результат массового развития фитопланктона. Особенно высокие концентрации валового азота отмечены в годы, когда летом наблюдается интенсивное развитие водорослей. Более высокие концентрации валового азота характерны для восточного района и Приморской бухты, где в условиях дополнительного обогащения биогенными веществами с речным стоком и сточными водами и благоприятного гидрологического режима (пониженная соленость) наблюдается более высокое обилие фитопланктона. Средняя концентрация валового азота за вегетационный период 2014–2016 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 1257–2295 мкг N/л, а в Приморской бухте – 1213–2090 мкг N/л. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижается, в том числе под влиянием «критической солености», концентрации валового азота были ниже и в отдельные годы изменялись в пределах 1030–1937 мкг N/л и 962–1810 мкг N/л. Средние концентрации валового азота за вегетационный период 2014–2016 гг. в восточном районе и Приморской бухте (1627 и 1577 мкг N/л) были выше, чем в прибалтийском и центральном районах (1377 и 1269 мкг N/л) (табл. 2, рис. 2е). Аналогичная пространственная изменчивость была характерна для 2007–2013 гг. [Александров, 2014, 2017]. Отмечено значительное увеличение в 2 раза средних концентраций валового азота в 2016 г. по сравнению с 2014–2015 гг. во всех районах Вислинского залива, что, возможно, свидетельствует об интенсификации природных процессов образования органических веществ и их поступления в водоем.

Гидрохимические последствия эвтрофирования и загрязнения вод

Влияние эвтрофирования водоемов на гидрохимический режим проявляется в содержании растворенного кислорода и органического вещества (по БПК₅). Кислородный режим определяется интенсивностью биохимических процессов, скоростью фотосинтеза и степенью перемешивания вод залива. Наблюдались сезонные изменения содержания кислорода в воде: весенний максимум в марте–апреле в период интенсивного фотосинтеза при низких температурах (до 13,0–14,5 мг O₂/л) и летнее уменьшение (до 7,5–10 мг O₂/л) из-за прогрева вод и уменьшения растворимости кислорода.

Значительных пространственных изменений по акватории залива не отмечено. Средняя концентрация растворенного кислорода за вегетационный период 2014–2016 гг. на акватории изменялась в небольшом диапазоне и в разные годы в восточном районе составляла 10,4–11,3 мгO₂/л, в прибалтийском районе – 10,5–11,4 мгO₂/л, в центральном районе – 10,6–11,3 мгO₂/л, в Приморской бухте – 10,8–11,7 мгO₂/л. Средние концентрации кислорода в 2014–2016 гг. в исследованных районах залива были на близком уровне (10,9–11,3 мгO₂/л) (табл. 3, рис. 2). Аналогичная пространственная изменчивость и диапазон величин (11,0–11,6 мгO₂/л) были характерны для 2007–2013 гг. [Александров, 2014, 2017].

Таблица 3

**Содержание кислорода и БПК₅ в Вислинском заливе в 2014–2016 гг.
Content of dissolved oxygen and BOD₅ in the Vistula Lagoon in 2014–2016**

Год	Месяц	БПК ₅ , мгО ₂ /л				Кислород, мгО ₂ /л				Кислород, % насыщения			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2014	III	3,1	3,1	3,1	3,7	12,1	12,6	12,6	12,5	96	102	102	100
	IV	4,5	4,2	3,4	5,1	11,3	12,2	11,8	13,1	101	109	106	118
	V	2,7	2,8	2,6	4,8	9,8	10,9	10,8	10,9	95	109	107	108
	VI	3,2	2,8	2,8	3,8	10,6	11,0	11,2	11,4	113	117	120	124
	VII	6,0	4,0	3,3	4,1	10,8	9,6	9,3	10,2	131	115	113	123
	VIII	4,5	3,8	3,5	4,8	7,9	7,6	8,3	7,5	96	90	99	89
	IX	3,3	2,5	2,5	3,2	9,4	9,3	9,3	9,7	100	101	100	105
	X	3,2	2,6	2,3	3,3	10,4	10,4	10,3	10,7	100	102	101	104
	XI	4,5	3,5	4,0	-	11,2	11,6	11,6	-	99	105	104	-
	Ср. ₂₀₁₄	3,9	3,3	3,1	4,1	10,4	10,5	10,6	10,8	103	106	106	109

Окончание табл. 3

Год	Месяц	БПК ₅ , мгО ₂ /л				Кислород, мгО ₂ /л				Кислород, % насыщения			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2015	III	3,9	4,6	4,1	4,8	12,8	13,1	12,6	13,4	105	108	104	109
	IV	4,7	5,0	4,4	6,2	11,5	11,9	11,6	12,9	104	109	105	117
	VIII	5,3	4,1	3,2	5,1	9,9	10,3	9,8	10,2	113	118	112	115
	IX	3,1	2,7	2,8	3,7	10,7	10,5	10,6	10,3	111	109	112	107
	XII	2,2	2,4	1,6	2,3	11,1	11,4	11,3	11,1	86	87	87	86
	Ср. ₂₀₁₅	3,9	3,8	3,2	4,4	11,2	11,4	11,2	11,6	104	106	104	107
2016	III	4,1	5,2	4,8	5,8	12,8	13,7	13,0	14,5	98	106	101	111
	IV	4,3	5,0	4,6	6,2	11,6	12,3	11,9	12,9	107	113	110	119
	V	4,2	4,0	5,7	4,5	10,3	10,1	9,7	9,9	110	110	105	107
	VI	3,0	2,9	3,4	3,1	9,5	9,7	9,7	8,7	102	104	106	95
	VII	4,8	3,2	3,6	4,4	10,6	9,8	10,1	10,1	118	110	114	113
	VIII	3,1	2,2	2,4	4,1	9,8	9,8	9,7	10,6	108	111	109	118
	IX	3,9	4,3	3,4	5,9	9,4	9,7	9,7	11,3	108	112	112	131
	X	2,2	1,7	2,0	2,2	11,2	11,3	11,8	11,7	97	101	106	104
	XI	3,7	3,1	3,2	3,3	16,1	15,8	16,0	15,8	121	124	125	123
	Ср. ₂₀₁₆	3,7	3,5	3,7	4,4	11,3	11,4	11,3	11,7	108	110	110	113
Среднее за 2014–2016 гг.		3,8	3,5	3,3	4,3	10,9	11,1	11,0	11,3	105	107	106	110

Примечание: I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта.

Из-за небольших глубин водные массы Вислинского залива хорошо перемешиваются и аэрируются, поэтому насыщенность всего столба воды всегда близка или превышает 100 %, что создает благоприятные условия для гидробионтов. В 2014–2016 гг. минимальное насыщение воды (86–87 %) в заливе отмечено в декабре 2015 г. за счет высокой растворимости при низкой температуре и почти полного прекращения фотосинтеза. В остальные месяцы во всех районах Вислинского залива насыщение воды кислородом варьировало от 89 до 125 %. Средние величины насыщения воды кислородом за вегетационный период 2014–2016 гг. в исследованных районах Вислинского залива были на близком уровне (105–110 %) и сопоставимы с предыдущим периодом исследований (табл. 3).

Величины биохимического потребления кислорода (БПК₅), характеризующие содержание в воде органического вещества, окисляемого биохимическим путем, имели два сезонных максимума (в апреле и июле–августе). В начале вегетационного периода происходило интенсивное разложение органических веществ, поступивших и скопившихся в воде за зимний период, а также интенсивное развитие фитопланктона (табл. 3). В летний период,

когда наблюдалось наибольшее развитие водорослей [Дмитриева, Семенова, 2012], величина БПК₅ вновь достигала максимума за счет разложения органических веществ фитопланктона.

Из-за эвтрофного состояния залива и интенсивного развития фитопланктона содержание органических веществ, преимущественно входящих в состав фитопланктона, велико. В результате для всего вегетационного периода было характерно превышение по БПК₅ предельно допустимой концентрации для рыбохозяйственных водоемов – 2,1 мгО₂/л (табл. 3).

Наибольшие величины БПК₅ наблюдались в восточном районе и в Приморской бухте, где наиболее интенсивно развивается фитопланктон. Средняя величина БПК₅ за вегетационный период 2014–2016 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 3,7–3,9 мгО₂/л, а в Приморской бухте – 4,1–4,4 мгО₂/л. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижалось, в том числе под возможным влиянием «критической солености», и поступление сточных вод было минимально, величины БПК₅ были ниже и в отдельные годы изменялись в пределах 3,3–3,8 мгО₂/л и 3,1–3,7 мгО₂/л (табл. 2). Средние величины БПК₅ за вегетационный период 2014–2016 гг. в восточном районе и Приморской бухте (3,8 и 4,3 мгО₂/л) были выше, чем в прибалтийском и центральном районах (3,5 и 3,3 мгО₂/л) (табл. 3, рис. 2з). Аналогичная пространственная изменчивость была характерна для 2007–2013 гг., но по сравнению с 2010–2013 гг. отмечено снижение величины БПК₅ во всех районах Вислинского залива в среднем на 0,7–1,0 мгО₂/л [Александров, 2014, 2017]. Это отражает общую тенденцию, характерную для периода с 2010 г. и, вероятно, связано как с общим снижением поступления сточных вод, так и с вселением моллюска-фильтратора *Rangia cuneata*, который с 2011 г. сформировал поселения с высокими биомассами [Науменко и др., 2014].

Уровень эвтрофирования Вислинского залива

В современных российских и зарубежных классификациях в качестве основополагающих критериев трофического статуса (уровня эвтрофирования) водоемов, в том числе эстуарных и лагунных экосистем Балтийского моря, используются такие показатели, как первичная продукция, концентрации хлорофилла, общего фосфора и азота, биомасса фитопланктона, прозрачность воды [Бульон, 1994; Nurnberg, 1996; OECD, 1982; Wasmund et al., 2001]. Обобщая подходы, предложенные в этих классификациях, можно предложить следующую систему для оценки трофического статуса лагунной экосистемы Вислинского залива (табл. 4).

Таблица 4

Показатели трофического статуса водоемов, включая лагунные экосистемы
[Бульон, 1994; Nurnberg, 1996; OECD, 1982; Trophic status ..., 2001]
Indicators of trophic status of water bodies, including lagoon ecosystems
[Бульон, 1994; Nurnberg, 1996; OECD, 1982; Trophic status ..., 2001]

Показатель	Период года	Олиготрофные	Мезотрофные	Эвтрофные	Гипертрофные
Фосфор валовый, мкгР/л	лето	<10	10–30	31–100	>100
Азот валовый, мкгN/л	лето	<350	350–650	650–1200	>1200

Концентрация валового фосфора и азота характеризует нагрузку на водоем и его потенциальную возможность достичь определенного уровня биопродуктивности [Копландикс и др., 1993]. Для оценки потенциального трофического уровня Вислинского залива были рассчитаны средние за лето (июнь–август) величины валового фосфора и валового азота для четырех районов Вислинского залива за период 2007–2016 гг. на основе первичных данных по отдельным станциям и анализа литературных данных [Александров, 2014, 2017] (табл. 5).

Для лагунной экосистемы Вислинского залива характерны высокие концентрации валового азота и валового фосфора, обусловленные интенсивным развитием фитопланктона и

дополнительным поступлением с речным стоком и сточными водами Калининграда. Максимальные значения характерны для летнего периода, когда наблюдается пик биомассы фитопланктона, обусловленный массовым развитием синезеленых и диатомовых водорослей [Дмитриева, Семенова, 2012]. В результате увеличения биомассы фитопланктона в состав его органического вещества включается дополнительное количество фосфора и азота, поступающего в том числе из донных осадков.

В 2007–2016 гг. содержание валового фосфора в летний период изменялось в разных районах в диапазоне от 76 до 303 мкг Р/л, что соответствует уровню, характерному как для эвтрофных (31–100 мкг Р/л), так и для гипертрофных вод (>100 мкг Р/л) (табл. 4, 5). Пространственное распределение валового фосфора как в отдельные годы, так и в среднем за период 2007–2016 гг. характеризовалось наибольшими концентрациями в восточном районе (от 123 до 242, в среднем 163 мкг Р/л) и Приморской бухте (от 103 до 303, в среднем 190 мкг Р/л). Для этих районов на протяжении всех лет мониторинга содержание валового фосфора соответствовало уровню, потенциально обеспечивающему гипертрофное состояние продуктивности вод (>100 мкг Р/л). Такой высокий уровень валового фосфора обеспечивался более интенсивным развитием фитопланктона и дополнительным поступлением фосфора с речным стоком и сточными водами. Концентрация валового фосфора в прибалтийском (от 90 до 186, в среднем 116 мкг Р/л) и центральном (от 76 до 136, в среднем 104 мкг Р/л) районах снижалась в 1,5–2,0 раза за счет уменьшения обилия фитопланктона, удаленности от устья р. Преголи и залива морских вод. Как следствие, в отдельные годы (2011, 2014, 2016 гг.) в прибалтийском и центральном районах наблюдался потенциально эвтрофный уровень, а в остальные – потенциально гипертрофное состояние вод.

Таблица 5

Многолетняя динамика содержания биогенных элементов в различных районах Вислинского залива в летний период
Long-term dynamics of biogenic elements concentrations in the different areas of the Vistula Lagoon in the summer period

Год	I	II	III	IV	Среднее
Фосфор валовый, мкг Р/л					
2007	157	118	114	158	137
2008	186	133	129	180	157
2009	242	186	136	303	217
2010	171	109	106	143	132
2011	123	80	82	103	97
2012	149	121	97	171	134
2013	126	108	111	188	132
2014	181	97	76	267	155
2015	169	126	105	252	163
2016	128	85	85	134	108
Среднее	163	116	104	190	143
Азот валовой, мкг N/л					
2007	1137	1098	1016	1217	1117
2008	1443	1170	1063	1591	1317
2009	1737	1542	1300	1738	1519
2010	1343	1129	1133	1329	1234
2011	1562	1257	1325	1449	1398
2012	1444	1263	1189	1291	1297
2013	1250	1112	1148	1301	1203
2014	1518	1268	1319	1479	1396

2015	1456	1290	1283	1241	1318
2016	2255	2092	2145	2014	2127
Среднее	1515	1322	1292	1465	1393

Примечание: I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта

В 2016 г. концентрации фосфора значительно снизились во всех районах, но особенно значительно в Приморской бухте, куда ранее поступали неочищенные сточные воды Калининграда. На этом, вероятно, положительно сказался ввод в эксплуатацию современных очистных сооружений, которые, в частности, предусматривают дефосфотирование и химическое удаление фосфора (табл. 4, 5, рис 3а).

Среднее содержание валового фосфора в воде летом 2007–2016 гг. для всей российской акватории Вислинского залива варьировало в диапазоне 97–217 мкг P/л. Таким образом, только в 2011 г. наблюдался переходный уровень от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод. В остальные годы (2007–2009 и 2012–2016 гг.) для Вислинского залива был характерен потенциально гипертрофный уровень (табл. 4, 5).

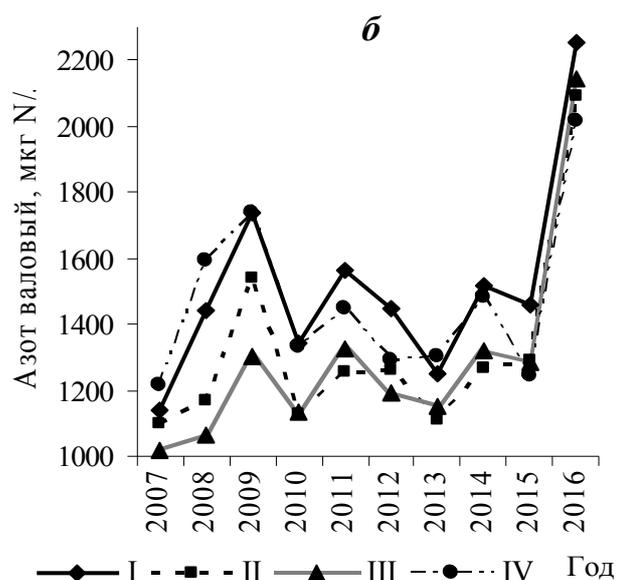
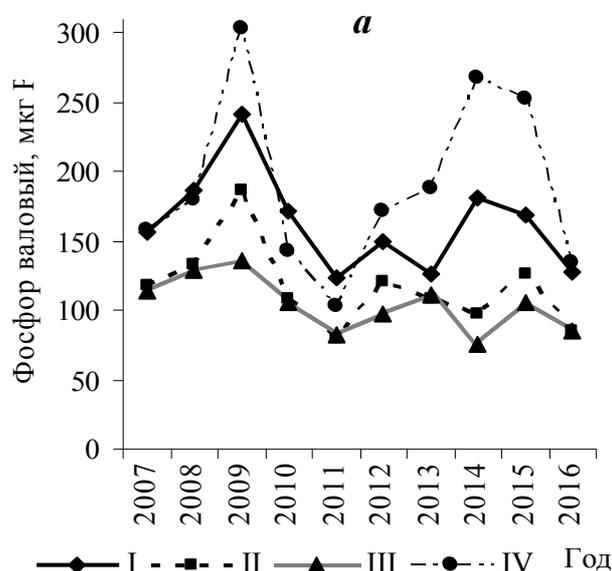


Рис. 3. Многолетние изменения средних для летнего периода концентраций валового фосфора (а) и валового азота (б) в Вислинском заливе (I – восточный район,

II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта)

Fig. 3. Long-term changes in the means for the summer season of total phosphorus (a) and total nitrogen (б) concentrations in the Vistula Lagoon

(I – eastern region, II – near Baltic region, III – centra region, IV – Primorsky Bay)

В 2007–2016 гг. содержание валового азота в летний период изменялось в разных районах в диапазоне от 1098 до 2255 мкг N/л, что соответствует уровню, характерному как для эвтрофных (650–1200 мкг N/л), так и для гипертрофных вод (>1200 мкг N/л) (табл. 4, 5). Пространственное распределение валового азота как в отдельные годы, так и в среднем за период 2007–2016 гг. характеризовалось наибольшими концентрациями в восточном районе (от 1137 до 2255, в среднем 1515 мкг N/л) и Приморской бухте (от 1217 до 2014, в среднем 1465 мкг N/л), что соответствует распределению валового фосфора. Для этих районов на протяжении всех лет мониторинга содержание валового азота соответствовало уровню, потенциально обеспечивающему гипертрофное состояние продуктивности вод (>1200 мкг N/л). Такой высокий уровень валового азота обеспечивался более интенсивным развитием фитопланктона и дополнительным поступлением азота с речным стоком и сточными водами. Концентрация валового азота в прибалтийском (от 1098 до 2092, в среднем 1322 мкг N/л) и центральном (от 1016 до 2145, в среднем 1292 мкг N/л) районах снижалась за счет уменьшения обилия фитопланктона, удаленности от устья р. Преголи и затока морских вод. Как следствие, в отдельные годы (2007, 2008, 2010, 2013 гг.) в прибалтийском и центральном районах наблюдался потенциально эвтрофный уровень, а в остальные – потенциально гипертрофное состояние вод (табл. 4, 5, рис. 3б).

В 2016 г. было отмечено значительное увеличение концентраций как минеральных, так и органических форм азота (нитратный, аммонийный и валовый азот). Особенно значительное двукратное увеличение наблюдалось по валовому азоту, концентрация которого достигла максимума за весь период мониторинговых наблюдений с 1995 г. Важно отметить, что в 2016 г. значительное увеличение концентраций азота наблюдалось во всех районах Вислинского залива, что, возможно, свидетельствует об интенсификации природных процессов образования и поступления в водоем органических веществ, не связанных напрямую с локальным антропогенным загрязнением и эксплуатацией очистных сооружений.

Среднее содержание валового азота летом 2007–2016 гг. для всей российской акватории Вислинского залива варьировало в диапазоне 1117–2127 мкг N/л. Только в 2007 г. наблюдался переходный уровень от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод. В последующие годы для залива был характерен потенциально гипертрофный уровень (табл. 4, 5).

Таким образом, современный уровень концентрации биогенных веществ в воде (азота и фосфора) создает условия для потенциально гипертрофного состояния экосистемы Вислинского залива. Реализуемый уровень продуктивности вод и обилия фитопланктона в заливе может быть существенно ниже вследствие воздействия различных факторов. В частности, на снижение трофического статуса существенное влияние может оказывать значительный водообмен, проточность вод, «критическая соленость», которые препятствуют «гиперцветению» синезеленых водорослей, а с 2011 г. важным фактором стало массовое развитие и жизнедеятельность моллюска-фильтратора *Rangia cuneata*, который может потреблять значительную часть фитопланктона.

Заключение

Вислинский залив Балтийского моря относится к крупнейшим лагунным экосистемам Европы с отличными от моря гидрологическим и гидрохимическим режимами, влияющими на процессы эвтрофирования.

По солености Вислинский залив можно классифицировать как опресненный морской водоем. Среднемноголетняя соленость за период 2014–2016 гг. составляла

5,1–5,2 ‰ в центральном и прибалтийском районах и Приморской бухте, и снижалась до 4,3 ‰ в восточном районе под влиянием стока р. Преголи. В 2015 г. наблюдалась наибольшая соленость вод как для отдельных месяцев, так и в среднем за год за весь период наблюдений с 1995 г. В 2014–2016 гг., как и в предыдущий период, в заливе наблюдалась соленость воды, характерная для «критической солености» (4–5 ‰), которая оказывает влияние на химические и биологические характеристики в эстуарных экосистемах.

Гидрохимический режим залива во многом определяется водообменом с морем, речным стоком, мелководностью и антропогенным загрязнением. До ввода в 2016 г. современных очистных сооружений Вислинский залив подвергался постоянному загрязнению практически не очищенными сточными водами г. Калининграда. Также большое влияние оказывает поступление биогенных элементов, смываемых с водосборной площади, особенно в период паводков. Пространственная изменчивость минеральных форм азота и фосфора характеризовалась максимумами в восточной части залива и в Приморской бухте, куда поступали сточные воды г. Калининграда и основной речной сток с водосборной площади. В августе 2014 г. в Приморской бухте концентрация минерального фосфора соответствовала предельно допустимой концентрации для рыбохозяйственных водоемов (200 мкг P/л) из-за поступления сточных вод Калининграда, но количество случаев превышения ПДК в последние годы снизилось, в частности в 2014–2016 гг. не выявлено существенного загрязнения и превышения ПДК по аммонийному азоту.

Пространственная изменчивость других показателей, связанных с обилием фитопланктона (валовый азот и фосфор, БПК₅), также характеризуется наибольшими величинами в восточной части залива и Приморской бухте. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижалось, в том числе под возможным влиянием «критической солености», и поступление сточных вод минимально, величины валового фосфора и азота, и БПК₅ были значительно ниже. По сравнению с предыдущим периодом отмечено снижение величины БПК₅ во всех районах Вислинского залива, что отражает общую тенденцию, характерную для периода с 2010 г. и, вероятно, связано как с общим снижением поступления сточных вод, так и с вселением моллюска-фильтратора *Rangia cuneata* [Рудинская и др., 2014].

Из-за мелководности водные массы Вислинского залива хорошо перемешиваются и аэрируются, поэтому насыщенность всего столба воды всегда близка к 100 %, что способствует сохранению благоприятных условий для гидробионтов даже при высоком уровне органического загрязнения вод (по БПК₅).

Для лагунной экосистемы Вислинского залива характерны высокие концентрации валового азота и валового фосфора, обусловленные интенсивным развитием фитопланктона и дополнительным поступлением с речным стоком и сточными водами Калининграда. Максимальные значения характерны для летнего периода, когда согласно современным классификациям по концентрациям валового фосфора и азота можно оценить потенциальную возможность водоема достичь определенного трофического уровня. Пространственное распределение валового фосфора и валового азота как в отдельные годы, так и в среднем за 2007–2016 гг. характеризовалось наибольшими концентрациями в восточном районе и Приморской бухте. Для этих районов на протяжении всех лет мониторинга содержание валового фосфора и азота соответствовало уровню, потенциально обеспечивающему гипертрофное состояние продуктивности вод (больше 100 мкгP/л и 1200 мкг N/л). Такой высокий уровень валового фосфора и азота обеспечивался более интенсивным развитием фитопланктона и дополнительным поступлением фосфора с речным стоком и сточными водами. Концентрации валового фосфора и азота в прибалтийском и центральном районах снижались (до 1,5–2,0 раз по валовому фосфору) за счет уменьшения обилия фитопланктона, удаленности от устья р. Преголи и затока морских вод, однако за

исключением отдельных лет они соответствовали потенциально гипертрофному состоянию вод.

Таким образом, современный уровень концентрации биогенных веществ в воде (азота и фосфора) создает условия для потенциально гипертрофного состояния экосистемы Вислинского залива, но реализуемый уровень продуктивности вод и обилия фитопланктона в заливе может быть существенно ниже вследствие воздействия различных факторов – значительный водообмен, «критическая соленость», развитие моллюсков-фильтраторов и другие.

Список литературы

Александров С.В. Первичная продукция планктона в лагунах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). Калининград: АтлантНИРО, 2010. 228 с.

Александров С.В. Гидрохимический режим и эвтрофирование Вислинского залива Балтийского моря // Промыслово-биологические исследования АтлантНИРО в 2010–2013 годах. Т.1. Балтийское море и заливы. Калининград: АтлантНИРО, 2014. С. 85–100.

Александров С.В., Вахрушева С.А., Тренина Н.Е. Пространственные изменения гидрохимических показателей и солености воды в Вислинском заливе в 2010–2013 годах // Труды АтлантНИРО. 2017. Новая серия. Т. 1, № 3. Калининград: АтлантНИРО. С. 33–64.

Александров С.В., Горбунова Ю.А. Биогенная нагрузка на Вислинский залив со стоком реки Преголя // Вода: химия и экология. 2010. № 1. С. 4–8.

Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.

Горбунова Ю.А., Чубаренко Б.В., Домнин Д.А. Биогенная нагрузка на водосборный бассейн реки Преголи от антропогенных источников // Известия КГТУ, 2017. № 47. С.34–45.

Дмитриева О.А., Семенова А.С. Сезонная динамика и трофические взаимоотношения фито- и зоопланктона в Вислинском заливе Балтийского моря // Океанология. 2012. Т. 52, № 6. С. 851–856.

Коплан-Дикс И.С. [и др.]. Возможность количественной оценки пространственной неоднородности уровня трофии озер / Коплан-Дикс И.С., Крыленкова Н.Л., Милиус А.Ю., Стравинская Е.А. // Антропогенное перераспределение органического вещества в биосфере. СПб.: Наука, 1993. С. 132–136.

Методы гидрохимических исследований океана. М.: Наука, 1978. 272 с.

Науменко Е.Н., Рудинская Л.В., Гусев А.А. Влияние видов-вселенцев на структуру зоопланктона и зообентоса в Вислинском заливе Балтийского моря // Региональная экология. 2014. № 1–2 (35). С. 21–28.

Приказ Минсельхоза РФ «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» № 552 от 13.12.2016 г.

Романенко В.И., Сиренко Л.А., Федоровский А.Д. Экологические проблемы Днепра в ретроспективе и на современном этапе // Гидробиол. журн., 1998. Т. 34, № 6. С. 22–35.

Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана. М.: ВНИРО, 2003. 202 с.

Хлебович В.В. Критическая соленость биологических процессов. Л.: Наука, 1974. 236 с.

Хлебович В.В. Критическая соленость и хорогалиникум: современный анализ понятий // Тр. ЗИН АН СССР, 1989. Т. 196. С. 5–11.

Nurnberg G.K. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwaterlakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish // *J. Lake and Reservoir Management*, 1996. № 12. P. 432–447.

OECD: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris, 1982. 154 p.

Wasmund N. [et al.]. Trophic status of the south-eastern Baltic sea: a comparison of coastal and open areas // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2001. Vol. 53. P. 849–864.