

**ПРОСТРАНСТВЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ
ПОКАЗАТЕЛЕЙ И СОЛЕННОСТИ ВОДЫ В ВИСЛИНСКОМ
ЗАЛИВЕ В 2010–2013 ГОДАХ**

С.В. Александров, С.А. Вахрушева,
И.Л. Мальфанов, Н.Е. Тренина

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

Александров С.В., Вахрушева С.А., Мальфанов И.Л., Тренина Н.Е. Пространственные изменения гидрохимических показателей и солености воды в Вислинском заливе в 2010–2013 годах // Труды АтлантНИРО. Новая серия. Том 1, № 3. 2017. Калининград: АтлантНИРО. С. 5–21.

ФГБНУ «АтлантНИРО» в рамках комплексных исследований водных биологических ресурсов и среды их обитания выполняет ежемесячный мониторинг загрязнения и эвтрофирования вод на всей российской акватории Вислинского залива. Были проанализированы данные о пространственной и сезонной изменчивости гидрохимических показателей Вислинского залива, полученные в 2010–2013 гг. В это время происходило вселение двустворчатого моллюска *Rangia cuneata* и существенные изменения экосистемы Вислинского залива. Выполнен также анализ многолетней динамики гидрохимических показателей за весь период регулярного мониторинга с 1995 г. Гидрохимический режим залива во многом определяется водообменом с морем, речным стоком, мелководностью. На содержание и распределение биогенных элементов (азота и фосфора), помимо естественных гидрохимических и гидродинамических процессов, загрязняющее влияние оказывало их поступление с водосборной территории и со сточными водами. Наиболее загрязненными акваториями по-прежнему остаются восточный район и Приморская бухта, куда поступают сточные воды Калининграда. В отдельные месяцы в этих районах наблюдалось превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов (например, по минеральному фосфору, аммонийному азоту). 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 на протяжении большинства лет исследованного периода в среднем для российской акватории соответствовало потенциально гипертрофному уровню экосистемы залива.

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

Aleksandrov S.V., Vakhrusheva S.A., Malfanov I.L., Trenina N.Ye. Spatial changes in hydrochemical indicators and water salinity in the Vistula Lagoon in 2010–2013 // Trudy AtlantNIRO New series. Vol. 1, № 3. Kaliningrad: AtlantNIRO Publ. 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. Spatial and seasonal variability of hydrochemical indicators was analyzed for the period from 2010 to 2013 which corresponds to the invasion of the bivalve mollusc *Rangia cuneata* and to significant changes in the ecosystem of the Vistula Lagoon.

Also the analysis of long-term dynamics has been performed for the entire period of regular monitoring since 1995. The hydrochemical regime of the lagoon, in many respects, is determined by water exchange with the sea, river runoff and shallow water. 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. The east area and the Primorsky Bay are the most polluted water areas due to the wastewater intake from Kaliningrad. Excess of MPC for fishery water bodies (for example, for mineral phosphorus, ammonium nitrogen) may be observed in certain months in these areas. 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 from Kaliningrad. 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 corresponded to the potentially hypertrophic level of the water bodies for the most years of monitoring of the Vistula Lagoon.

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

Введение

Вислинский залив Балтийского моря – одна из крупнейших лагунных экосистем Европы с отличными от моря гидрологическим и гидрохимическим режимами, специфическими биоценозами и условиями эвтрофирования. Лагунные экосистемы характеризуются сложной, уязвимой экологической структурой и имеют высокую чувствительность к воздействию внешних факторов среды, в т.ч. связанных с антропогенным эвтрофированием [Kjerfve, 1994]. Экосистемы лагун находятся под сильным воздействием природных (заток морских вод и речной сток) и антропогенных (поступление биогенных и загрязняющих веществ) факторов, оказывающих влияние на уровни первичного продуцирования и эвтрофирования вод.

Гидрохимический режим и структура биоценозов Вислинского залива во многом определяются особенностями гидрологического режима: сильным перемешиванием, мелководностью, речным стоком и водообменом с Балтийским морем. Морфометрические и гидрологические условия в лагуне, наряду с особенностями расположения источников антропогенного загрязнения, обуславливают значительную пространственную изменчивость гидрохимических показателей в Вислинском заливе.

ФГБНУ «АтлантНИРО» в рамках комплексных исследований водных биологических ресурсов и среды их обитания с 1995 г. выполняет ежемесячный мониторинг загрязнения и эвтрофирования вод на всей российской акватории Вислинского залива, что позволяет оценить гидрохимические условия и трофический статус в отдельных районах.

Для анализа пространственной и сезонной изменчивости гидрохимических показателей Вислинского залива в данной работе проанализированы данные, собранные в 2010–2013 гг. Этот период соответствовал вселению двустворчатого моллюска *Rangia cuneata*, который впервые зарегистрирован в 2010 г. [Рудинская, Гусев, 2012]. Массовое развитие этого моллюска в исследуемый период привело к существенной перестройке структуры, обилия и сезонной динамики сообществ зообентоса и фитопланктона и существенным образом сказалось на экосистеме Вислинского залива. Полученные результаты расширяют ранее опубликованные представления о многолетней динамике гидрохимического режима Вислинского залива, в которых проанализированы данные, полученные в 1995–2009 гг. [Александров, 2010, 2014].

Материал и методика

Исследования гидрохимических условий в Вислинском заливе выполнялись на протяжении вегетационного периода с апреля по ноябрь 2010–2013 гг. с периодичностью 1 раз в

месяц, что позволяет объективно оценивать сезонную динамику исследованных гидрохимических показателей. Расположение 9 стандартных станций мониторинга соответствует гидрологическому и гидрохимическому делениям и позволяет охватить всю российскую акваторию (рис. 1). Всего за 2010–2013 гг. проведена 31 съемка и проанализированы пробы воды, собранные на 275 станциях.

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 проводятся стандартными методами и включают 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 ..., 2010].

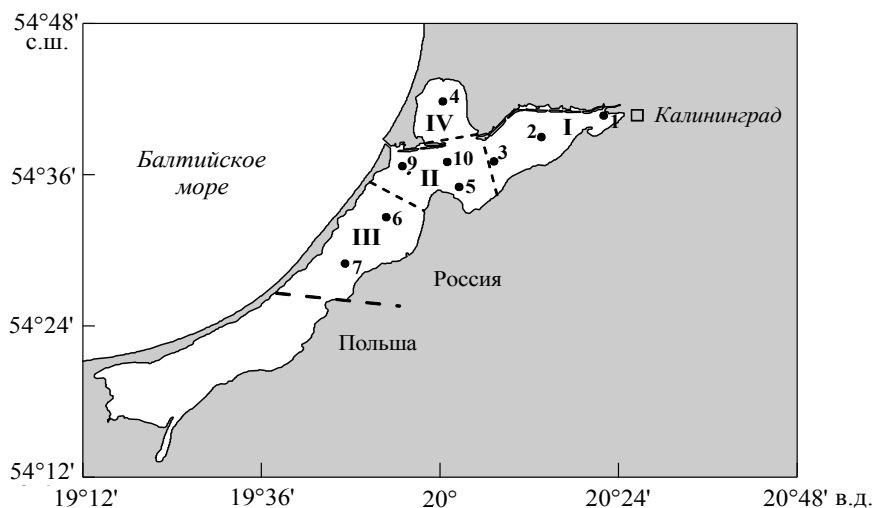


Рис. 1. Схема расположения станций мониторинга и условных границ выделенных районов в Вислинском заливе (I – восточный район, II – прибалтийский район, III – центральный район, IV – Приморская бухта)
 Fig. 1. Scheme of location of monitoring stations and conditional boundaries of the allocated areas 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 речного стока (р. Преголя) и подвергающийся загрязнению, поступающему с водосборной площади и со сточными водами Калининграда;

– II (прибалтийский район) – связан через пролив с Балтийским морем, расположен в центре российской части Вислинского залива между восточным районом, центральным районом и Приморской бухтой; на гидрологические и гидрохимические условия наибольшее воздействие оказывает заток морских вод через пролив;

– III (центральный район) – самый обширный, 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, поступающих по Калининградскому отводному каналу и из г. Приморска.

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

Результаты исследований и обсуждение

Вислинский залив расположен в восточной части южного побережья Балтийского моря и представляет собой узкую, вытянутую вдоль берега лагуну (рис. 1). От моря залив отделяется Балтийской косой (песчаной пересыпью длиной 50 км), соединяясь с ним проливом, расположенным в северо-западной части залива. Это пограничный водоем между водотоками (р. Преголя и другие) и Балтийским морем, чем объясняются особенности гидрологического и гидрохимического режимов залива, проявляющиеся во взаимодействии речного стока и вод Балтийского моря, проникающих в залив. Характерная особенность Вислинского залива – интенсивный приток морских вод благодаря слабому речному стоку, относительно широкому проливу, соединяющему залив с морем, и его фронтальному положению относительно преобладающих ветров западных направлений, вызывающих нагон морской воды [Беренбейм, 1992]. По геоморфологическим и гидрологическим признакам Вислинский залив можно отнести к лагунным экосистемам «полуоткрытого» типа из-за интенсивного притока морских вод благодаря слабому речному стоку и фронтальному положению пролива относительно преобладающих ветров западных направлений [Kjerfve, 1986].

Соленость воды. По солености Вислинский залив можно классифицировать как опресненный морской водоем. Наибольшая соленость воды наблюдается в центральном и прибалтийском районах, на которые значительное влияние оказывает поступление морских вод через пролив. В 2010–2013 гг. средняя за вегетационный период соленость воды в прибалтийском районе (район II) изменялась в диапазоне 3,4–4,0 ‰, а в центральном районе (район III) – 3,6–4,3 ‰. В восточной части залива (район I), где существенное влияние оказывает также сток реки Преголя, соленость воды была наименьшей и в 2010–2013 гг. изменялась от 2,5 до 2,8 ‰. В Приморской бухте (район IV) обычно наблюдается промежуточная соленость, обусловленная взаимодействием как опресненных вод, поступающих из восточного района, так и осолоненных вод из центральной части залива (табл. 1). Среднегодушная соленость изменялась от 2,6 ‰ в восточном районе до 3,8–4,0 ‰ в центральном и прибалтийском районах (рис. 2).

Таблица 1

Соленость воды и концентрации фосфатов и валового фосфора в разных районах Вислинского залива в 2010–2013 гг.
Salinity of water and concentration of phosphates and total phosphorus in the different regions of the Vistula Lagoon in 2010–2013

Год	Месяц	Соленость, ‰				Фосфаты, мкг P/л				Фосфор валовый, мкг P/л			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
2010	IV	2,0	3,1	3,5	3,0	5	2	3	2	103	67	60	123
	V	2,6	3,7	3,8	3,6	11	7	9	14	110	118	82	126
	VI	2,5	3,6	3,8	3,1	4	2	9	2	120	110	89	110
	VII	2,4	3,4	3,8	3,0	16	2	4	2	195	117	95	168
	VIII	2,9	4,7	4,3	3,7	68	17	17	22	198	101	134	151
	IX	3,3	3,7	4,0	3,8	2	4	6	2	149	140	124	132
	X	3,8	4,4	4,4	4,9	107	100	98	84	107	100	98	84

	XI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ср. ₂₀₁₀	2,8	3,8	3,9	3,6	30	19	21	18	140	108	97	128

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
2011	IV	1,6	2,4	2,7	2,4	2	1	2	1	60	39	42	106
	V	2,3	2,2	2,2	2,4	2	1	2	247	53	47	52	455
	VI	2,8	3,6	3,5	3,4	4	2	2	5	95	84	65	105
	VII	2,3	3,6	4,0	3,5	33	3	2	9	147	78	92	113
	VIII	2,2	3,5	3,5	3,2	23	3	5	2	128	78	90	90
	IX	2,7	3,7	4,1	2,7	5	4	7	4	134	104	101	132
	X	3,0	4,4	4,6	3,9	33	5	9	13	105	54	83	66
	XI	2,7	4,1	4,4	3,8	30	6	4	15	87	44	42	52
	Ср. ₂₀₁₁	2,5	3,4	3,6	3,2	17	3	4	37	101	66	71	140
2012	IV	1,7	3,5	3,9	3,1	2	2	3	2	84	59	60	80
	V	2,3	3,4	3,8	2,9	4	3	2	31	141	97	89	141
	VI	2,9	3,9	3,9	3,7	4	5	3	6	130	133	81	277
	VII	2,0	4,0	4,0	4,0	60	3	2	8	160	103	99	65
	VIII	2,4	3,6	4,0	3,6	33	2	6	12	156	126	111	172
	IX	3,1	4,1	4,9	3,6	48	12	10	31	161	92	87	150
	X	3,9	4,9	5,1	3,9	4	4	10	10	102	85	96	72
	XI	2,6	4,5	5,0	3,7	27	16	14	25	100	76	81	71
	Ср. ₂₀₁₂	2,6	4,0	4,3	3,6	23	6	6	16	129	96	88	129
2013	IV	1,5	3,6	3,7	3,3	7	3	2	11	99	65	57	106
	V	1,8	3,3	3,6	3,0	8	9	7	136	76	84	66	238
	VI	2,5	3,6	3,6	3,6	36	14	15	64	148	112	85	248
	VII	3,4	4,0	3,9	3,9	15	9	21	10	100	102	124	165
	VIII	3,5	3,9	3,8	4,0	14	12	13	2	131	111	125	132
	IX	3,5	4,4	4,7	4,3	26	12	10	15	93	85	75	122
	X	1,9	3,2	3,2	2,9	33	5	10	17	83	39	52	50
	XI	3,4	5,0	5,2	4,5	67	26	13	25	92	56	57	59
	Ср. ₂₀₁₃	2,7	3,9	4,0	3,7	26	11	11	35	103	82	80	140
Среднее за 2010–2013 гг.		2,6	3,8	4,0	3,5	24	10	11	26	118	88	84	134

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

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 5,0–5,2 ‰. 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 может снижаться до 1,5–1,8 ‰, а в центральном и прибалтийском районах – до 2,4–2,7 ‰, что, в частности, наблюдалось в 2011 г. В летнее время в период межени и минимального речного стока соленость воды на акватории залива увеличивается до 3–4 ‰. Максимум солености воды наблюдается в октябре–ноябре, когда усиливается приток морской воды. В этот период соленость воды в центральном и прибалтийском районах увеличивается до 4,5–5,2 ‰. Относительно высокая соленость воды Вислинского залива определяет более поздние сроки его замерзания и раннее очищение ото льда. Это способствует его более высокому

теплосодержанию и большей продолжительности вегетационного периода по сравнению с Куршским заливом.

В центральном и прибалтийском районах Вислинского залива под влиянием затока морских вод большую часть вегетационного периода наблюдается соленость воды, характерная для «критической солености» (4–5 ‰), которая оказывает влияние на химические и биологические характеристики в эстуарных экосистемах [Хлебович, 1987, 1989].

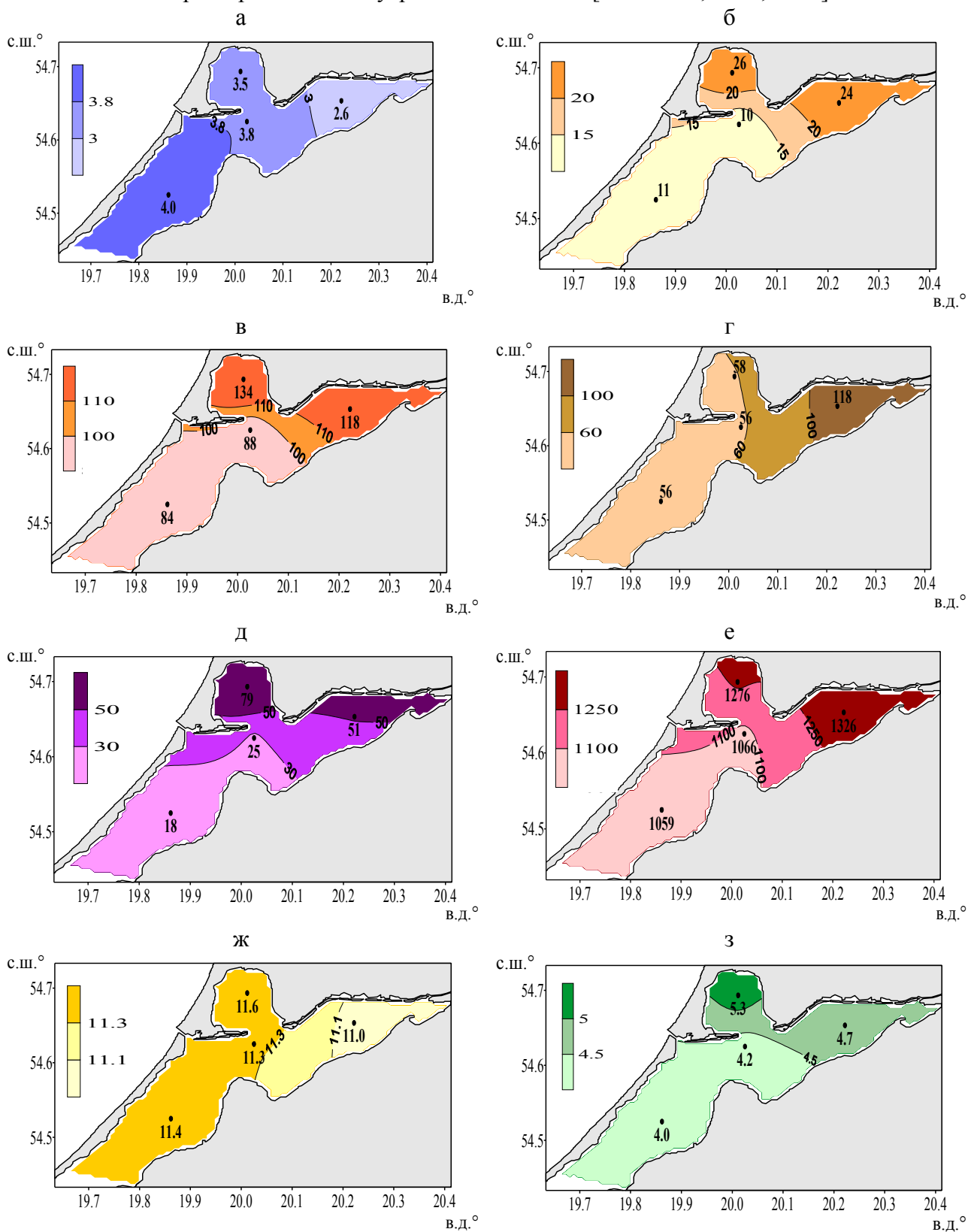


Рис. 2. Пространственное распределение солености воды (а), концентрации фосфатов (б) и валового

фосфора (в), нитратов (г), аммонийного азота (д), валового азота (е), растворенного кислорода (ж) и БПК₅ (з) в Вислинском заливе в среднем с апреля по октябрь 2010–2013 гг. (приведены средние значения для районов)

Fig. 3. Spatial distribution of water salinity (а), 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 April to October 2010–2013 (the average values for areas are presented)

Содержание биогенных элементов

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

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 (2–31 мкг Р/л в апреле–июне) (табл. 2). Концентрация возрастает вновь до максимальных годовых величин в августе–сентябре, несмотря на интенсивное использование фосфатов фитопланктоном, сокращение речного стока и разбавляющего влияния поступающих в залив морских вод. Такой избыток фосфатов в воде служит химической предпосылкой и показателем эвтрофного состояния водоема [Романенко и др., 1998]. Вероятно, летнее увеличение фосфатов обуславливается несколькими факторами: активной (при максимальном прогреве воды) минерализацией органического вещества и поступлением фосфатов из донных отложений, которые в условиях мелководья подвергаются взмучиванию, и поступлением фосфора со сточными водами.

Осенью, в октябре–ноябре, содержание фосфатов снижается в 3–5 раз вследствие более активного поступления обедненных биогенными элементами морских вод, прекращения действия азотной лимитации и продолжающейся вегетации фитопланктона.

Больше всего загрязнению подвергается восточный район и Приморская бухта, куда поступают биогены с речным стоком и со сточными водами Калининграда. В 2010–2013 гг. максимум минерального фосфора наблюдался в Приморской бухте в мае 2011 г. (247 мкг Р/л), что превышало предельно допустимые концентрации для рыбохозяйственных водоемов (200 мкг Р/л для эвтрофных водоемов) [Приказ ..., 2010] и было обусловлено поступлением сточных вод Калининграда (табл. 2). Концентрации минерального фосфора в Приморской бухте и восточном районе обычно в несколько раз выше, чем в прибалтийском и центральном районах. В 2010–2013 гг. средняя за вегетационный период концентрация фосфатов в восточном районе (район I) изменялась от 17 до 30 мкг Р/л, а в Приморской бухте (район IV) – от 16 до 37 мкг Р/л. Максимальные величины в этих районах в отдельные годы были обусловлены эпизодически регистрируемым загрязнением вод со сточными водами, а не природными факторами. В прибалтийском и центральном районах, где сказывается разбавляющее влияние поступающих через пролив вод Балтийского моря, концентрации фосфатов были значительно ниже и в среднем за вегетационный период изменялись в пределах 3–19 мкг Р/л и 4–21 мкг Р/л. (табл. 1). Среднее содержание минерального фосфора за период 2010–2013 гг. составило в восточном районе и Приморской бухте 24 и 26 мкг Р/л. Оно было в 2–3 раза выше, чем в прибалтийском и центральном районах (10 и 11 мкг Р/л) (рис. 2).

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. Минимальные значения (меньше 100 мкг Р/л) отмечаются в марте–апреле и октябре–ноябре, то есть до начала и после окончания активной вегетации фитопланктона (табл. 1). Максимальные значения характерны для летнего периода, когда увеличивается биомасса фитопланктона и, соответственно, в состав его органического вещества включается дополнительное количество фосфора, поступающего

в том числе из донных осадков. Пространственное распределение, а также сезонная и межгодовая динамики концентраций валового фосфора аналогичны концентрации фосфатов. Наибольшая доля валового фосфора наблюдается в восточном районе и Приморской бухте, куда поступают биогенные вещества с речным стоком и со сточными водами Калининграда, и наблюдается наибольшее развитие фитопланктона. В частности, максимум валового фосфора (455 мкг Р/л) наблюдался в мае 2011 г. в Приморской бухте, вероятно за счет поступления органических веществ со сточными водами Калининграда (табл. 2).

В 2010–2013 гг. средняя за вегетационный период концентрация валового фосфора в восточном районе изменялась в диапазоне 101–140 мкг Р/л, а в Приморской бухте – 128–140 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 66–108 мкг Р/л и 71–97 мкг Р/л (табл. 1).

Средние за вегетационный период 2010–2013 гг. концентрации валового фосфора в восточном районе (118 мкгР/л) и Приморской бухте (134 мкгР/л) были значительно выше, чем в прибалтийском и центральном районах (88 и 84 мкг Р/л) (рис. 2). Аналогичная пространственная изменчивость, согласно литературным данным, была характерна для предыдущих 2007–2009 гг. [Александров, 2014]. Однако величины валового фосфора во всех районах Вислинского залива в 2010–2013 гг. снизились в результате значительного уменьшения обилия фитопланктона после вселения двустворчатого моллюска – фильтратора *Rangia cuneata*. В частности, в прибалтийском районе содержание в воде валового фосфора уменьшилось с 121 до 88 мкг Р/л, а центральном районе – с 108 до 84 мкг Р/л.

Соединения азота

Концентрация в воде Вислинского залива нитратов, основной формы минерального азота, подвержена резко выраженной сезонной изменчивости. Весной с паводковыми водами в залив поступает значительное количество биогенных веществ, что определяет весенний максимум содержания нитратов и их неравномерное распределение по акватории. В 2010–2013 гг. максимум нитратов (до 737 мкг N/л) наблюдался в апреле в восточном районе, куда биогенные вещества поступают со стоком р. Преголя (табл. 1). На остальной акватории концентрация нитратов снижалась, особенно в прибалтийском (район II) и центральном (район III) районах, где сказывается разбавляющее влияние морских вод. В период весеннего развития фитопланктона (апрель–май) концентрация нитратов, которые интенсивно потребляются водорослями, многократно снижается и сохраняется на большей части акватории на минимальном уровне (меньше 10 мкг N/л) до осени. Исключением был 2011 г., когда концентрация хлорофилла «а» («обилие фитопланктона») снизилась в 4 раза до минимального многолетнего уровня после вселения моллюска – фильтратора *Rangia cuneata*, особенно в летний период. В результате в июле–августе 2011 г. на всей акватории залива сохранялся высокий уровень нитратов, неиспользованных фитопланктоном (больше 20 мкг N/л) (табл. 2). В октябре после похолодания и резкого снижения вегетации водорослей содержание нитратов вновь увеличивается с последующей зимней аккумуляцией.

Таблица 2

**Концентрации аммонийного, нитратного и валового азота
в разных районах Вислинского залива в 2010–2013 гг.
Concentrations of nitrate, ammonium and total nitrogen in the different
areas of the Vistula Lagoon in 2010–2013**

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
2010	IV	326	290	327	184	40	14	17	14	1724	1221	1129	1297
	V	40	19	5	16	18	13	6	49	1255	1019	829	879
	VI	3	1	1	2	13	11	13	14	1242	923	720	913
	VII	4	3	2	3	21	22	22	23	1724	1650	1681	2170

	VIII	48	44	51	44	16	15	18	15	1062	815	999	903
	IX	4	15	53	11	8	10	10	4	1318	1214	1448	1257
	X	4	42	58	54	10	7	7	23	1061	903	865	889
	XI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ср-2010	61	59	71	45	18	13	13	20	1341	1106	1096	1187

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
2011	IV	236	220	277	182	21	10	31	5	1050	1498	2062	1127
	V	11	4	4	14	10	10	11	218	700	738	904	3260
	VI	16	23	8	5	10	11	11	11	1038	891	764	1066
	VII	36	25	21	20	49	9	13	9	2024	1335	1622	1657
	VIII	82	19	25	33	19	15	9	12	1623	1544	1590	1625
	IX	43	42	39	47	10	16	8	6	1641	1597	1292	1981
	X	90	78	68	66	79	15	20	154	1358	1054	1055	1256
	XI	153	75	80	117	76	20	8	148	1182	1094	889	1086
	Ср-2011	83	61	65	61	34	13	14	70	1327	1219	1272	1632
2012	IV	202	30	21	14	24	22	27	21	962	671	602	758
	V	138	71	22	188	25	17	23	77	1997	902	743	1151
	VI	4	5	6	7	15	20	13	22	1127	1194	783	1918
	VII	29	9	9	8	127	17	16	53	1339	1123	1166	708
	VIII	83	6	6	7	89	27	26	23	1866	1471	1617	1246
	IX	58	9	4	33	99	19	14	100	1314	956	914	1067
	X	40	28	26	70	65	62	31	302	1191	942	900	1077
	XI	329	110	147	196	179	162	90	675	1532	761	1099	1430
	Ср-2012	110	34	30	65	78	43	30	159	1416	1003	978	1169
2013	IV	737	321	235	168	26	13	16	15	1418	907	960	900
	V	107	13	12	9	81	10	25	101	986	803	770	991
	VI	7	6	19	5	23	12	27	19	1387	1105	1030	1258
	VII	6	4	5	3	74	20	4	61	1010	975	1055	1197
	VIII	5	3	3	5	15	18	9	22	1353	1254	1361	1449
	IX	20	4	5	3	22	13	15	12	1101	945	858	1205
	X	417	19	26	7	215	84	12	12	1009	541	208	507
	XI	449	205	152	300	132	80	12	282	1510	971	878	1414
	Ср-2013	219	72	57	63	74	31	15	66	1222	938	890	1115
Среднее за 2010–2013 гг.		118	56	56	58	51	25	18	79	1326	1066	1059	1276

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

Содержание в воде аммонийного азота меньше подвержено сезонным изменениям и обычно составляет около 5–20 мкгN/л (табл. 2). Более высокие величины на всей акватории наблюдались в октябре–ноябре, когда во время окончания вегетационного периода начинается активное разложение органического вещества фитопланктона. Значительно большее влияние оказывает локальное загрязнение в Приморской бухте и в восточном районе (особенно в устье р. Преголя), куда поступают сточные воды Калининграда. В результате концентрации аммонийного азота в данных районах в несколько раз выше, чем на остальной акватории залива и периодически превышали предельно допустимые концентрации. Чрезвычайно высокая концентрация аммонийного азота (675 мкг N/л) наблюдалась в ноябре 2012 г. в Приморской бухте, которая в 1,7 раза превышала ПДК для рыбохозяйственных водоемов (400 мкг N/л) [Приказ ..., 2010]. Средняя концентрация аммонийного азота за вегетационный период 2010–2013 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 18–78 мкг N/л, а в Приморской бухте – 20–159 мкг N/л. Столь значительные межгодовые колебания были обусловлены эпизодически регистрируемым загрязнением вод со сточными водами, а не природ-

ными факторами. В прибалтийском и центральном районах, где не сказывалось поступление сточных вод, концентрации аммонийного азота были значительно ниже и в среднем за 2010–2013 гг. изменялись в меньших диапазонах 13–43 мкг N/л и 14–30 мкг N/л соответственно (табл. 2). Средние за весь период 2010–2013 гг. концентрации нитратов в восточном районе и Приморской бухте (51 и 79 мкг N/л) были в 3–4 раза выше, чем в прибалтийском и центральном районах (25 и 18 мкг N/л) (табл. 2, рис. 2).

Концентрация валового азота в воде как суммы минеральных и органических форм в заливе в течение вегетационного периода находилась на достаточно постоянном уровне (обычно 1000–1500 мкг N/л). В начале весеннего развития водорослей минеральные формы (нитраты, нитриты, аммонийный азот) составляли 10–30 % валового содержания азота в воде. Особенно высокая доля минеральных форм наблюдалась в восточном районе и Приморской бухте, куда биогены поступают со стоком р. Преголя и со сточными водами Калининграда. 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 летом 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. В частности, максимум валового азота (3260 мкг N/л) зафиксирован в мае 2011 г. в Приморской бухте (табл. 2). Средняя концентрация валового азота за вегетационный период 2010–2013 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 1222–1416 мкг N/л, а в Приморской бухте – 1115–1632 мкг N/л. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижается, в том числе под возможным влиянием «критической солености», концентрации валового фосфора были ниже и в отдельные годы изменялись в пределах 938–1219 мкг N/л и 890–1272 мкг N/л (табл. 2). Средние концентрации валового азота за вегетационный период 2010–2013 гг. в восточном районе и Приморской бухте (1326 и 1276 мкг N/л) были выше, чем в прибалтийском и центральном районах (1066 и 1056 мкг N/л) (табл. 2, рис. 2). Аналогичная пространственная изменчивость была характерна для 2007–2009 гг. [Александров, 2014].

Гидрохимические последствия эвтрофирования и загрязнения вод

Влияние эвтрофирования водоемов на гидрохимический режим проявляется в содержании растворенного кислорода, органического вещества (по БПК₅).

Кислородный режим определяется интенсивностью биохимических процессов, скоростью фотосинтеза, мелководностью залива, взаимодействием с морем и загрязнением. Наблюдались сезонные изменения содержания кислорода в воде: весенний максимум в апреле в период интенсивного фотосинтеза при низких температурах (до 14,0–17,5 мг/л) и летнее уменьшение до 9–10 мг/л из-за прогрева вод и уменьшения растворимости кислорода. Значительных пространственных изменений по акватории залива не отмечено. В частности, в отдельные месяцы концентрация растворенного кислорода в восточном районе Вислинского залива была как ниже из-за дополнительного потребления кислорода на разложение загрязняющих органических веществ, поступающих с речным стоком (особенно в устье р. Преголя), так и выше, чем на остальной акватории из-за более интенсивного развития водорослей и большей интенсивности фотосинтеза.

Средняя концентрация растворенного кислорода за вегетационный период 2010–2013 гг. на акватории залива изменялась в небольшом диапазоне и составляла в восточном районе в разные годы 10,1–11,6 мгO₂/л, в прибалтийском районе – 10,9–11,7 мгO₂/л, в центральном районе – 11,0–11,7 мгO₂/л и в Приморской бухте – 11,3–12,3 мгO₂/л (табл. 2). Средние концентрации кислорода в 2010–2013 гг. в исследованных районах залива были на близком уровне (11,0–11,6 мгO₂/л) (табл. 3, рис. 2). Аналогичная пространственная изменчивость и диапазон величин (11,0–11,6 мгO₂/л) были характерны для 2007–2009 гг. [Александров, 2014].

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 (табл. 3). В 2010–2013 гг. лишь однажды наблюдался значимый дефицит кислорода (насыщение 73 %) – в мае 2011 г. в Приморской бухте за счет разложения больших количеств органических веществ, поступивших со сточными водами Калининграда, что подтверждается одновременно максимумами содержания валового фосфора и азота (табл. 1–3). В остальные месяцы во всех районах Вислинского залива насыщение воды кислородом варьировало от 97 до 164 %. Максимум насыщения (больше 120 %) наблюдался в летние месяцы при интенсивном развитии фитопланктона и высокой первичной продукции. Средние величины насыщения воды кислородом за вегетационный период 2010–2013 гг. в исследованных районах Вислинского залива были на близком уровне (111–118 %) (табл. 3).

Таблица 3

Содержание кислорода и БПК₅ в Вислинском заливе в 2010–2013 гг.
Content of dissolved oxygen and BOD₅ in the Vistula Lagoon in 2010–2013

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
2010	IV	7,8	7,0	5,8	9,5	15,0	15,2	13,4	17,5	134	134	119	156
	V	4,3	4,2	3,5	4,6	10,2	10,2	10,5	10,0	99	98	101	97
	VI	4,6	3,9	2,8	4,3	10,4	10,3	9,8	10,3	112	110	105	110
	VII	7,2	6,8	7,2	8,1	10,3	11,1	11,4	10,7	127	138	141	134
	VIII	8,4	5,2	7,7	8,6	13,0	12,1	13,9	14,9	151	142	164	176
	IX	3,9	2,5	1,7	3,6	10,5	11,0	10,7	11,1	102	108	105	107
	X	5,0	3,2	3,0	3,9	11,9	12,0	12,0	11,9	98	101	102	100
	XI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ср. ₂₀₁₀	5,9	4,7	4,5	6,1	11,6	11,7	11,7	12,3	118	119	120	126
2011	IV	4,8	5,2	5,1	7,6	14,2	14,9	12,2	15,7	133	141	116	150
	V	4,8	4,1	3,7	6,0	12,0	11,6	12,9	7,0	121	121	134	73
	VI	4,5	3,6	2,7	4,5	10,3	10,5	10,0	10,9	113	116	112	121
	VII	7,2	4,7	6,9	7,0	11,2	11,9	13,0	13,5	129	138	156	157
	VIII	5,3	4,3	4,6	5,3	11,6	11,1	11,7	12,3	128	124	131	137
	IX	4,7	2,8	2,6	5,2	10,1	9,6	9,7	10,3	107	103	104	111
	X	3,3	2,2	2,3	3,1	11,3	11,2	11,3	11,2	100	102	103	101
	XI	-	-	-	-	11,4	7,7	11,6	11,4	98	68	105	100
	Ср. ₂₀₁₁	4,9	3,8	4,0	5,5	11,5	11,1	11,6	11,5	116	114	120	119
2012	IV	6,6	4,9	4,7	6,1	12,3	11,9	11,6	12,3	112	109	108	115
	V	3,5	3,1	3,3	4,2	11,3	11,9	12,1	12,1	113	120	125	122
	VI	5,6	6,2	4,2	10,8	10,3	10,6	11,1	11,6	115	120	126	130
	VII	4,4	5,4	5,6	2,5	8,9	10,9	11,1	8,3	103	130	132	98
	VIII	7,0	8,1	6,6	5,7	10,2	12,4	11,8	11,1	120	148	142	132
	IX	5,7	6,2	4,6	7,2	11,5	12,5	11,7	12,0	120	135	126	128
	X	2,5	2,5	2,3	2,4	11,1	11,1	11,2	10,8	102	103	105	99
	XI	1,9	1,9	2,0	1,9	11,6	12,1	12,3	12,0	97	104	105	102
	Ср. ₂₀₁₂	4,7	4,8	4,2	5,1	10,9	11,7	11,6	11,3	110	121	121	116
2013	IV	4,1	5,9	4,5	6,5	12,0	14,4	13,6	15,6	109	132	125	149
	V	3,2	3,1	3,4	5,4	9,6	9,9	9,5	10,0	98	103	98	102
	VI	3,1	3,2	2,9	3,4	8,7	9,3	9,9	9,1	98	106	112	102
	VII	2,3	2,1	2,4	2,8	8,3	8,5	8,5	8,3	91	94	93	91
	VIII	5,5	4,9	5,2	7,2	11,6	12,0	12,7	12,7	132	139	146	148
	IX	2,4	2,3	2,3	3,3	9,0	9,0	9,8	9,4	94	96	105	100
	X	2,8	2,9	2,8	3,5	10,2	11,8	11,5	12,7	93	108	105	115
	XI	-	-	-	-	11,1	12,3	12,2	12,3	89	101	101	101
	Ср. ₂₀₁₃	3,3	3,5	3,4	4,6	10,1	10,9	11,0	11,3	101	110	111	114

Среднее за 2010–2013 гг.	4,7	4,2	4,0	5,3	11,0	11,3	11,4	11,6	111	116	118	118
-----------------------------	-----	-----	-----	-----	------	------	------	------	-----	-----	-----	-----

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

Величины биохимического потребления БПК₅, характеризующие содержание в воде органического вещества, окисляемого биохимическим путем, часто имели два сезонных максимума (в апреле и июле–сентябре). В начале вегетационного периода происходит интенсивное разложение органических веществ, поступивших и скопившихся в воде за зимний период, а также выносимых с водосборной площади в период половодья. Как следствие, наибольшие величины БПК₅ (до 7,8–9,5 мгО₂/л) наблюдались в восточном районе и Приморской бухте (табл. 3). В мае–июне величины БПК₅ снижаются и составляют обычно 3–4 мгО₂/л. В летний период, когда наблюдается наибольшее развитие водорослей, величина БПК₅ вновь достигает максимума за счет разложения органических веществ фитопланктона. Наибольшие величины БПК₅ наблюдаются в восточном районе и в Приморской бухте, где наиболее интенсивно развивается фитопланктон.

Из-за эвтрофного состояния Вислинского залива и интенсивного развития фитопланктона содержание органических веществ, преимущественно входящих в состав фитопланктона, велико. В результате для всего вегетационного периода характерно превышение по БПК₅ предельно допустимой концентрации для рыбохозяйственных водоемов (2,0 мгО₂/л). Лишь в отдельные месяцы в прибалтийском и центральном районах, где уровень развития фитопланктона снижается, возможно из-за «критической солености», величины БПК₅ (1,7–1,9 мгО₂/л) были незначительно ниже ПДК. В периоды сезонных максимумов (начало весны и летом) величины БПК₅ значительно превышали не только рыбохозяйственный норматив (2 мгО₂/л), но ПДК для санитарно-бытового водопользования (6 мгО₂/л), особенно в восточном районе и Приморской бухте. В частности, это наблюдалось на большей части российской акватории залива в июле 2010 г., июле 2011 г. и августе 2012 г. (табл. 3). Это объясняется интенсивным развитием фитопланктона, достигающим летом состояния «цветения» воды, и дополнительным загрязнением со сточными водами и с водосборной площади.

Средняя величина БПК₅ за вегетационный период 2010–2013 гг. в восточном районе изменялась в диапазоне 3,3–5,9 мгО₂/л, а в Приморской бухте – 4,6–6,1 мгО₂/л. В прибалтийском и центральном районах, где обилие фитопланктона снижалось, в том числе под возможным влиянием «критической солености», поступление сточных вод минимально, а величины БПК₅ были ниже и в отдельные годы изменялись в пределах 3,5–4,8 мгО₂/л и 3,4–4,5 мгО₂/л (табл. 2). Средние величины БПК₅ за вегетационный период 2010–2013 гг. в восточном районе и Приморской бухте (4,7 и 5,3 мгО₂/л) были выше, чем в прибалтийском и центральном районах (4,2 и 4,0 мгО₂/л) (табл. 3, рис. 2). Аналогичная пространственная изменчивость и близкий диапазон величин были характерны для 2007–2009 гг. [Александров, 2014].

Наблюдалось заметное снижение величины БПК₅ с 2010 г. по 2013 г. В частности, в восточном районе средняя за вегетационный период эта величина уменьшилась с 5,9 до 3,3 мгО₂/л, а в Приморской бухте с 6,1 до 4,6 мгО₂/л. Это, возможно, связано как с общим снижением поступления сточных вод, так и с жизнедеятельностью моллюска-фильтратора *Rangia cuneata*, который в 2011–2013 гг. расселился по всей российской акватории залива и сформировал поселения с высокими биомассами.

Уровень эвтрофирования Вислинского залива

В современных российских и зарубежных классификациях в качестве основополагающих критериев трофического статуса (уровня эвтрофирования) водоемов используются такие показатели, как первичная продукция, концентрации хлорофилла, общего фосфора и азота, биомасса фитопланктона, прозрачность воды [Бульон, 1994; Nurnberg, 1996; OECD, 1982]. Заслуживает внимания классификация, предложенная для эстуарных и лагунных экосистем Балтийского моря [Wasmund et al., 2001]. Обобщая подходы, предложенные в этих класси-

фикациях, можно предложить следующую систему для оценки трофического статуса лагунной экосистемы Вислинского залива (табл. 4).

Считается, что концентрация хлорофилла «а» отражает сам уровень трофического состояния водоема, а содержание валового фосфора и азота характеризует нагрузку на водоем и его потенциальную возможность достичь определенного уровня биопродуктивности [Коплан-Дикс и др., 1993]. Для оценки потенциального трофического уровня Вислинского залива были рассчитаны средние за лето величины валового фосфора и валового азота для 4 районов Вислинского залива за период 2007–2013 гг. на основе первичных данных по отдельным станциям и анализа литературных данных [Александров, 2014].

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

Для Вислинского залива характерны высокие концентрации валового азота и валового фосфора, обусловленные интенсивным развитием фитопланктона и дополнительным поступлением с речным стоком и сточными водами Калининграда. В 2007–2013 гг. содержание валового азота изменялось в разных районах Вислинского залива в диапазоне 1016–1737 мкг N/л, что соответствует уровню, характерному как для эвтрофных (650–1200 мкгN/л), так и для гипертрофных вод (>1200 мкгN/л) (табл. 4, 5).

Максимальный уровень эвтрофирования вод по валовому азоту был характерен для восточного района и Приморской бухты, в условиях дополнительного обогащения биогенными веществами, поступающими с речным стоком и сточными водами.

Среднее содержание валового азота в воде летом 2007–2013 гг. для всей российской акватории Вислинского залива варьировало в диапазоне 1117–1519 мкг N/л. Только в 2007 г. на всей акватории наблюдался переходный уровень от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод, а для 2008–2013 гг. был характерен потенциально гипертрофный уровень (табл. 4, 5).

Таблица 5

Многолетняя динамика содержания биогенных элементов
в различных районах Вислинского залива в летний период
Long-term dynamics of biogenic elements content 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
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

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

В 2007–2013 гг. содержание валового фосфора изменялось в разных районах в диапазоне 80–303 мкгР/л, что соответствует уровню, характерному как для эвтрофных (31–100 мкгР/л), так и для гипертрофных вод (>100 мкгР/л) (табл. 4, 5). Максимальный уровень эвтрофирования вод по фосфору так же, как и по азоту, был характерен для восточного района и Приморской бухты, в условиях дополнительного обогащения биогенными веществами, поступающими с речным стоком и сточными водами.

Среднее содержание валового фосфора в воде летом 2007–2013 гг. для всей российской акватории Вислинского залива варьировало в диапазоне 97–217 мкг Р/л. Таким образом, только в 2011 г. наблюдался переходный уровень от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод. В остальные годы (2007–2009 и 2012–2013 гг.) для Вислинского залива был характерен потенциально гипертрофный уровень (табл. 4, 5).

Материалы многолетнего гидрохимического мониторинга, проводимого ФГБНУ «АтлантНИРО» на российской акватории Вислинского залива с 1995 г. ежемесячно (с марта по ноябрь), позволяют получать многолетние сопоставимые данные. В результате их анализа существенных изменений в концентрации валового азота за последние 20 лет не выявлено, несмотря на многократное снижение внешней биогенной нагрузки [Александров, Горбунова, 2010]. На протяжении всего периода мониторинговых исследований с 1995 г. содержание валового азота в летний период в воде Вислинского залива соответствует потенциально гипертрофному состоянию либо переходному уровню от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод. По средним за вегетационный период (апрель–октябрь) данным, в 2000-х годах был отмечен даже небольшой тренд увеличения по сравнению со второй половиной 1990-х годов, что обусловлено, возможно, дополнительным поступлением за счет азотфиксации синезеленых водорослей при снижении концентрации нитратов в этот период (рис. 3). Вселение и интенсивное развитие в 2011–2013 гг. моллюска-фильтратора *Rangia cuneata* в Вислинском заливе не оказало существенного влияния на многолетнюю динамику концентраций нитратов и валового азота.

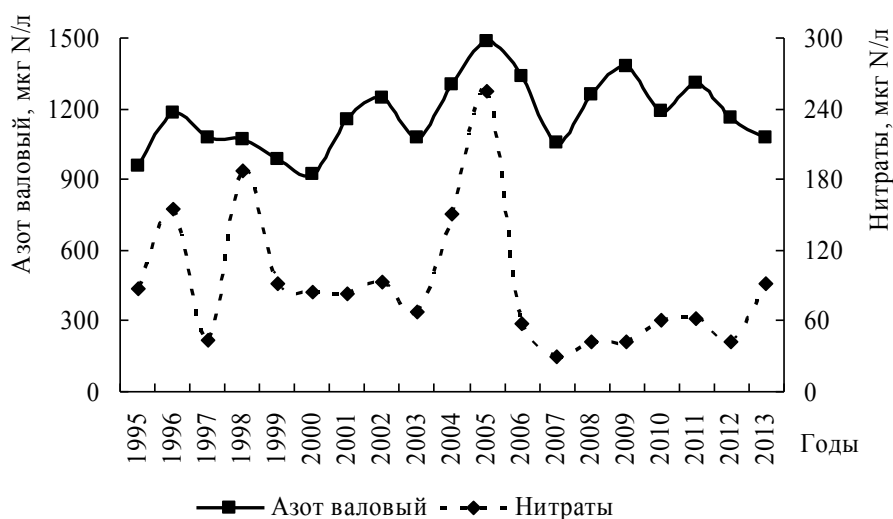


Рис. 3. Многолетние изменения средних для вегетационного периода (апрель–октябрь) концентраций нитратов и валового азота в Вислинском заливе

Fig. 3. Long-term changes in the means for the growing season (April–October) of nitrates (a) and total nitrogen concentrations in the Vistula Lagoon

По данным ежемесячного мониторинга, проводимого с 1995 г., несмотря на многократное снижение внешней биогенной нагрузки, содержание валового фосфора в летний период в воде Вислинского залива соответствует потенциально гипертрофному состоянию либо переходному уровню от эвтрофного к гипертрофному состоянию вод [Александров, Горбунова, 2010; Александров, 2014]. По средним за вегетационный период (апрель–октябрь) данным, с середины 1990-х до 2009 гг. наблюдался достаточно стабильный уровень концентраций фосфатов и валового фосфора в пределах относительно небольшой межгодовой изменчивости. В 2011–2013 гг. содержание фосфатов и валового фосфора снизилось, что, возможно, связано как с жизнедеятельностью массового моллюска-фильтратора *Rangia cuneata*, так и со снижением поступления фосфора с водосборной территории и со сточными водами (рис. 4).

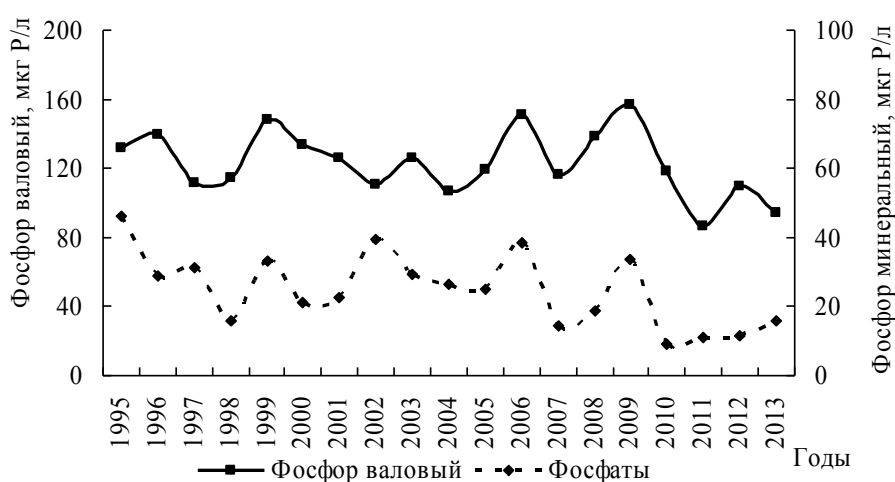


Рис. 4. Многолетние изменения средних для вегетационного периода (апрель–октябрь) концентраций фосфатов и валового фосфора в Вислинском заливе

Fig. 4. Long-term changes in the means for the growing season (April–October) of phosphates and total phosphorus concentrations in the Vistula Lagoon

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 влияют на развитие синезеленых водорослей и фитопланктона в целом, а с 2011 г. важным фактором стала жизнедеятельность моллюска-фильтратора *Rangia cuneata*.

Заключение

Вислинский залив Балтийского моря относится к крупнейшим лагунным экосистемам Европы с отличными от моря гидрологическим и гидрохимическим режимами, влияющими на процессы эвтрофирования. На большей части Вислинского залива, за исключением восточного района, под влиянием залива морских вод наблюдается соленость воды, характерная для «критической солености» (4–5 ‰), которая оказывает влияние на химические и биологические характеристики эстуарных экосистем.

Гидрохимический режим залива во многом определяется водообменом с морем, речным стоком, мелководностью и антропогенным загрязнением. Вислинский залив подвергается

ется постоянному загрязнению сточными водами (г. Калининграда с полумиллионным населением) и биогенными элементами, смываемыми с водосборной площади. Пространственная изменчивость минеральных форм азота и фосфора характеризуется максимумами в восточной части залива и в Приморской бухте, куда поступают сточные воды г. Калининграда и основной речной сток с водосборной площади. В отдельные месяцы в этих районах может наблюдаться превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов (например, по минеральному фосфору в мае 2011 г.). Пространственная изменчивость других показателей, связанных с обилием фитопланктона (валовый азот и валовый фосфор, БПК₅), также характеризуется наибольшими величинами в восточной части залива и Приморской бухте.

Из-за эвтрофных условий величины БПК₅ в течение года обычно превышают ПДК. В периоды сезонных максимумов (начало весны и лето) величины БПК₅ значительно превышали не только рыбохозяйственный норматив, но ПДК для санитарно-бытового водопользования. Интенсивный водообмен с морем способствует выносу загрязняющих веществ и снижению биогенной нагрузки и уровня загрязнения органическими веществами (по БПК₅). 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).

Содержание валового азота и валового фосфора в разных районах Вислинского залива в 2007–2013 г. соответствовало уровню, характерному как для эвтрофных, так и для гипертрофных вод. Для всей российской акватории Вислинского залива в 2007–2013 гг. содержание валового азота и валового фосфора было на уровне гипертрофного состояния вод (за исключением 2007 г. для азота и 2011 г. для фосфора). Таким образом, содержание биогенных элементов в воде формирует потенциально гипертрофный уровень экосистемы залива.

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 // Промышленно-биологические исследования АтлантНИРО в 2010–2013 годах. Т.1. Балтийское море и заливы. Калининград: АтлантНИРО, 2014. С. 85–100.

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

Беренбейм Д.Я. Гидрометеорологическое описание Вислинского залива // Экологические рыбохозяйственные исследования в Вислинском заливе Балтийского моря: Сб. науч. тр. / Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии. Калининград, 1992. С. 5–14.

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

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.

Кравцова Г.В. Особенности развития фитопланктона в солоноватоводных внутренних водоемах // Особенности развития фитопланктона в рыбохозяйственных водоемах различного типа. Л.: ГосНИОРХ, 1987. С. 43–53.

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

Приказ Федерального агентства по рыболовству «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» от 18 января 2010 г. № 20 г. Москва.

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.

Рудинская Л.В., Гусев А.А. Вселение североамериканского двустворчатого моллюска *Rangia cuneata* (G.V. Sowerby, 1831) (Bivalvia: Macrtridae) в Вислинский залив Балтийского моря // Рос. журн. биол. инвазий. 2012. № 2. С. 115–128.

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.

Kjerfve B. Coastal Lagoon Processes. Oceanography Series, №60. New York: Elsevier Science Publishers, 1994. 577 p.

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.

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