

СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

© 2021 г. М. А. Новиков*

*Полярный филиал Всероссийского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича, Мурманск, 183038 Россия*

**e-mail: mnovik@pinro.ru*

Поступила в редакцию 02.09.2019 г.

После доработки 25.09.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

На основе анализа многолетних (2003–2018 гг.) данных 625 станций приведено распространение хлорорганических пестицидов (ДДТ, гексахлорбензол и гексахлорциклогексан) и полихлорбифенилов в донных отложениях Баренцева моря. Содержание поллютантов анализировали для всего моря и отдельно для шести выделенных районов: шельф Шпицбергена, Медвежинский желоб, Северо-Восточный район, Юго-Восточный район (Печорское море), Центральная впадина и район Кольского залива. При обработке данных использовали методы математической статистики и ГИС-анализ в среде ArcView (ESRI). Представлены карты распределения содержания изученных поллютантов. Наиболее загрязненными оказались осадки Центральной впадины и района Кольского залива (включая Западный Мурман), наименее – Юго-Восточного района. Установлено, что Центральная впадина – основной депонирующий загрязнение район Баренцева моря. Значительная часть пестицидов и ПХБ, вероятно, представляет собой накопленное “старое” загрязнение, поступающее в море в результате таяния фирна и многолетнего льда в Арктике.

Ключевые слова: Баренцево море, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы, донные отложения.

DOI: 10.31857/S032105962103010X

ВВЕДЕНИЕ

Промышленная и сельскохозяйственная деятельность в XX в. привела к появлению в среде обитания человека качественно новых высокотоксичных веществ и соединений, многие из которых чрезвычайно устойчивы во внешней среде. Наиболее известные из них – хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ), или дифенилы, – принято объединять в группу стойких органических загрязнителей (СОЗ). СОЗ обладают рядом общих свойств, таких как чрезвычайно высокая токсичность, способность накапливаться в тканях живых организмов, длительное время сохраняться в среде обитания и очень медленно разрушаться под воздействием естественных природных факторов. Считают, что воздействие СОЗ на биоту и человека значительно более сильно в Арктике, чем в низких широтах [18–21, 38]. Из-за высокой потенциальной опасности СОЗ для уязвимой полярной биоты распространению их в Арктике уделяется особое внимание на международном уровне [3, 18, 19, 26, 27, 38]. Все СОЗ токсичны для водных организмов и вызывают долговременные изменения в водной экосистеме. Посред-

ством биоаккумуляции СОЗ накапливаются в живых организмах, и поэтому рыба, хищные птицы, млекопитающие и человек, находясь в верхней части пищевой цепи, подвергаются наибольшей опасности [3]. В России в настоящее время государственный мониторинг СОЗ в компонентах окружающей среды в виде отдельной системы наблюдений практически не существует, но в ряде случаев измерение содержания СОЗ предусмотрено в ведомственных системах экологического мониторинга. Например, элементы этой системы – мониторинг содержания ДДТ, ДДЕ, ГХБ, изомеров ГХЦГ в поверхностных водах, морской воде, почве и донных отложениях – включен в программы работ государственной наблюдательной сети Росгидромета [5].

Основные источники поступления загрязненных взвешенных веществ в Баренцево море следующие: терригенный (речной) сток, принос взвеси из морей, омывающих Западную Европу с водами Норвежского течения, перенос дрейфующими льдами, трансграничный атмосферный перенос в виде аэрозолей и др. Ранее автором было установлено, что основные водные массы Баренцева моря различаются между собой как по уров-

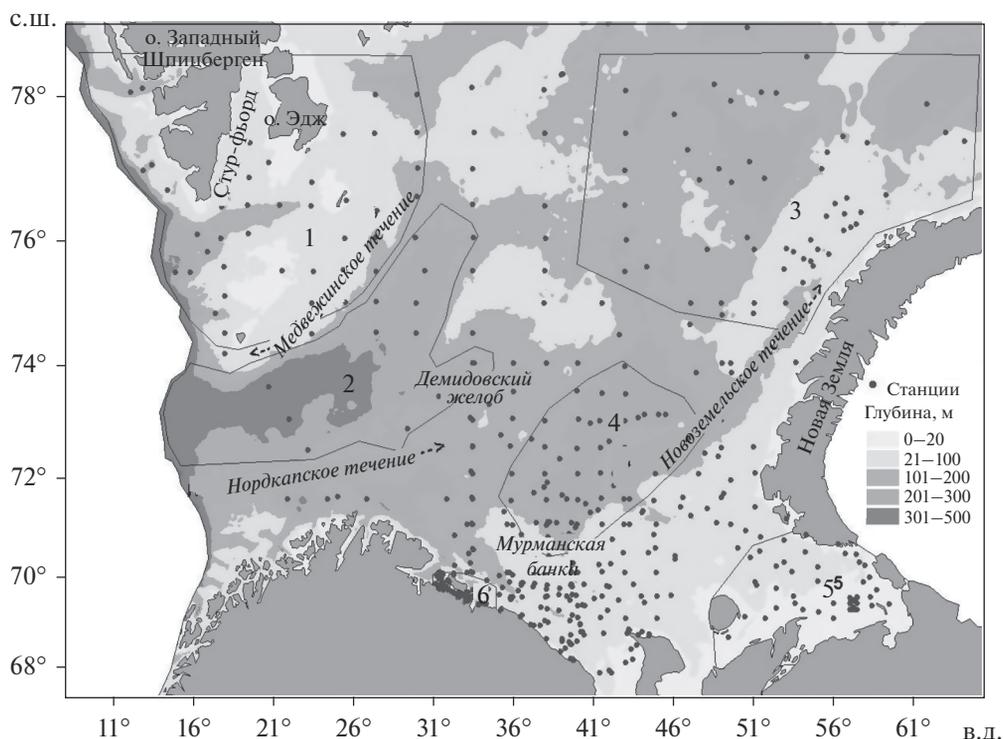


Рис. 1. Карта Баренцева моря с указанием дополнительных исследуемых районов: 1 – Шпицбергена, 2 – Медвежинского желоба, 3 – Северо-Восточный, 4 – Центральной впадины (желоба), 5 – Юго-Восточный (Печорское море), 6 – Кольского залива.

ню, так и характеру загрязнения [16]. Полагаем, что такие различия характерны и для разных значительных по размеру участков его дна.

Цель настоящей работы – оценить уровень загрязнения по СОЗ донных отложений (ДО) Баренцева моря; выявить особенности загрязнения ДО отдельных его районов и проанализировать возможные пути поступления СОЗ в баренцево-морской регион.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Материалом для исследований служили пробы поверхностного слоя ДО, отобранные сотрудниками Полярного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича (“ПИНРО” им. Н.М. Книповича) в морских экспедициях по исследованию состояния водных биоресурсов и среды их обитания. Для отбора проб ДО использовали дночерпатель Ван Вина с площадью захвата $\geq 0.1 \text{ м}^2$. Каждая проба сырого осадка весом 1 кг помещалась в отдельный герметичный полиэтиленовый пакет. Воздух из пакетов удаляли, после чего пробы подвергали заморозке при температуре -20°C и хранили в темноте. Всего в период 2003–2018 гг. было обработано 625 станций на содержание гексахлорбензола (ГХБ), гексахлор-

циклогексана (ГХЦГ), дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ) и ПХБ. Расположение станций отбора проб показано на рис. 1. Уровни содержания СОЗ в ДО определяли в лаборатории рыбохозяйственной экологии ПИНРО по аттестованным методикам.

Определение содержания ХОП в пробах ДО выполняли по известной методике М-МВИ-209-08 [10]. ХОП из ДО экстрагировали органическими растворителями (смесь *n*-гексана и ацетона в отношении 3 : 1) на ультразвуковой бане в течение 30 мин. Пестициды α -, β -, γ -ГХЦГ, ГХБ и метаболиты ДДТ (о,р'-ДДЕ, р,р'-ДДЕ, о,р'-ДДД, р,р'-ДДД, о,р'-ДДТ, р,р'-ДДТ) определяли методом капиллярной газовой хроматографии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus “Shimadzu” (Япония) с капиллярной кварцевой колонкой длиной 30 м. Идентификация индивидуальных соединений проводилась в режиме SIM (метод выбранных ионов). Количественное определение проводилось с использованием многоуровневой калибровки тестовыми смесями, приготовленными из сертифицированных кристаллических ХОП фирмы “Promochem” (Швеция). Для автоматической обработки результатов анализа применялась программа GCMSsolution 2.5 фирмы “Shimadzu”.

Для измерения содержания ПХБ в пробах ДО использована соответствующая методика М-МВИ-

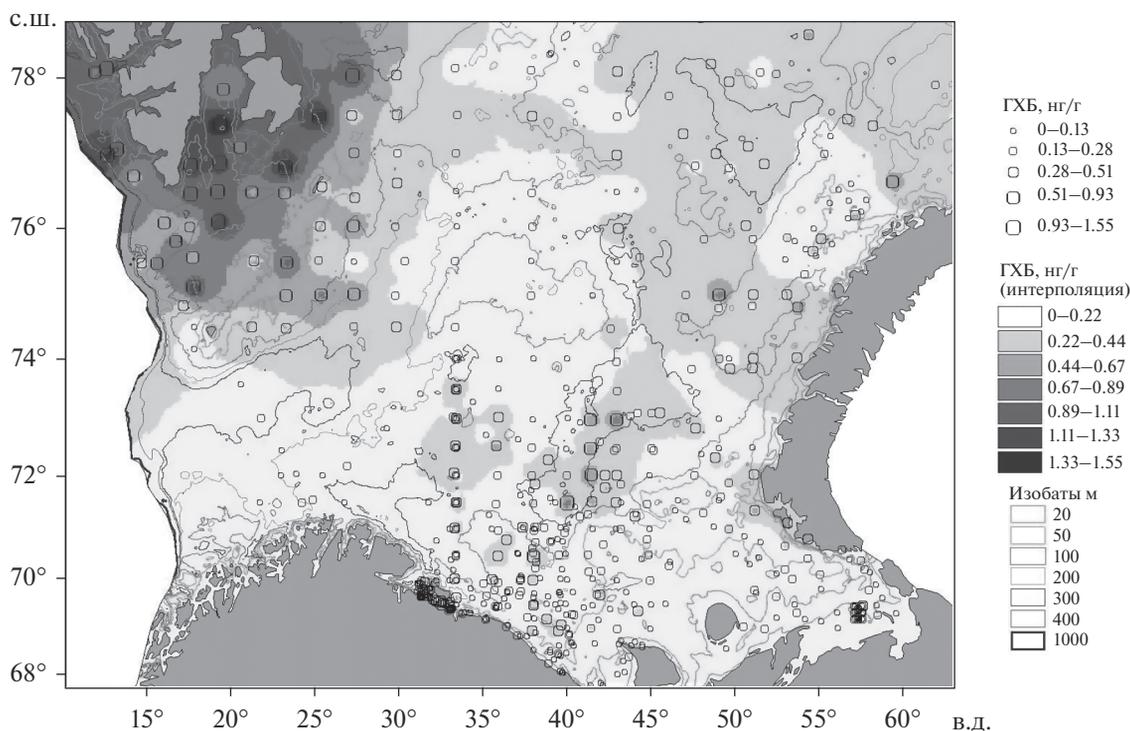


Рис. 2. Карта распределения содержания ГХБ в ДО Баренцева моря.

09-97 [11]. ПХБ из ДО экстрагировали смесью *n*-гексана и ацетона в отношении 3 : 1 на ультразвуковой бане в течение 30 мин. ПХБ – конгенеры с номерами по номенклатуре IUPAC: 28, 31, 52, 99, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180, 187 – определяли методом капиллярной газовой хроматографии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus “Shimadzu” (Япония) с капиллярной кварцевой колонкой длиной 30 м. Идентификация индивидуальных соединений проводилась в режиме SIM (метод выбранных ионов). Количественное определение выполнялось с использованием вышеупомянутой многоуровневой калибровки тестовыми смесями. Для обработки результатов применялась программа GCMSsolution 2.5 фирмы “Shimadzu”. Полученные значения содержания ХОП и ПХБ выражали в нанограммах на грамм сухой массы осадка.

Статистический анализ данных проводили в среде прикладного пакета программ Statistica 10. Картографирование, включая геостатистический анализ, выполняли в среде ГИС-приложения Arcview 3.2 (ESRI). В рамках акватории Баренцева моря выделяли и отдельно обрабатывали данные по станциям шести районов: Шпицбергена, Медвежинского желоба, Северо-Восточного, Юго-Восточного (Печорское море), Центральной впадины и Кольского залива. Под районом Кольского залива подразумевали прибрежные воды так называемого Западного Мурмана (к западу от

устья залива) и части Восточного Мурмана (к востоку от устья залива), подвергающиеся антропогенному воздействию материкового стока (рис. 1).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Из картограмм, представленных на рис. 2 и 3, видно, что основное загрязнение ДО по ГХБ наблюдается северной, а ДДТ – в северной и восточной частях Баренцева моря. В южной части моря, напротив, наблюдается самый низкий уровень содержания данных поллютантов. Исключение составляет район Кольского залива, вероятно, сильно загрязненный стоками Мурманской агломерации [8].

Вычисленное среднее содержание ГХБ в ДО района Шпицбергена (0.77 нг/г) (табл. 1) было заметно выше отмеченного норвежскими исследователями на станциях прибрежной зоны этого архипелага в 1997 г. (~0.3 нг/г) [18], а также отмеченных в 2008 г. максимальных содержаний в пробах почв (>0.15 нг/г), отобранных вблизи источников эмиссии ГХБ на территории европейских государств [26]. Известно, что за последние 20 лет ГХБ – одно из немногих СОЗ, концентрации которого в арктическом воздухе не имеют однозначного тренда на снижение. На некоторых станциях другими исследователями зарегистрировано увеличение концентраций, что может быть объяснено потеплением Арктики и продол-

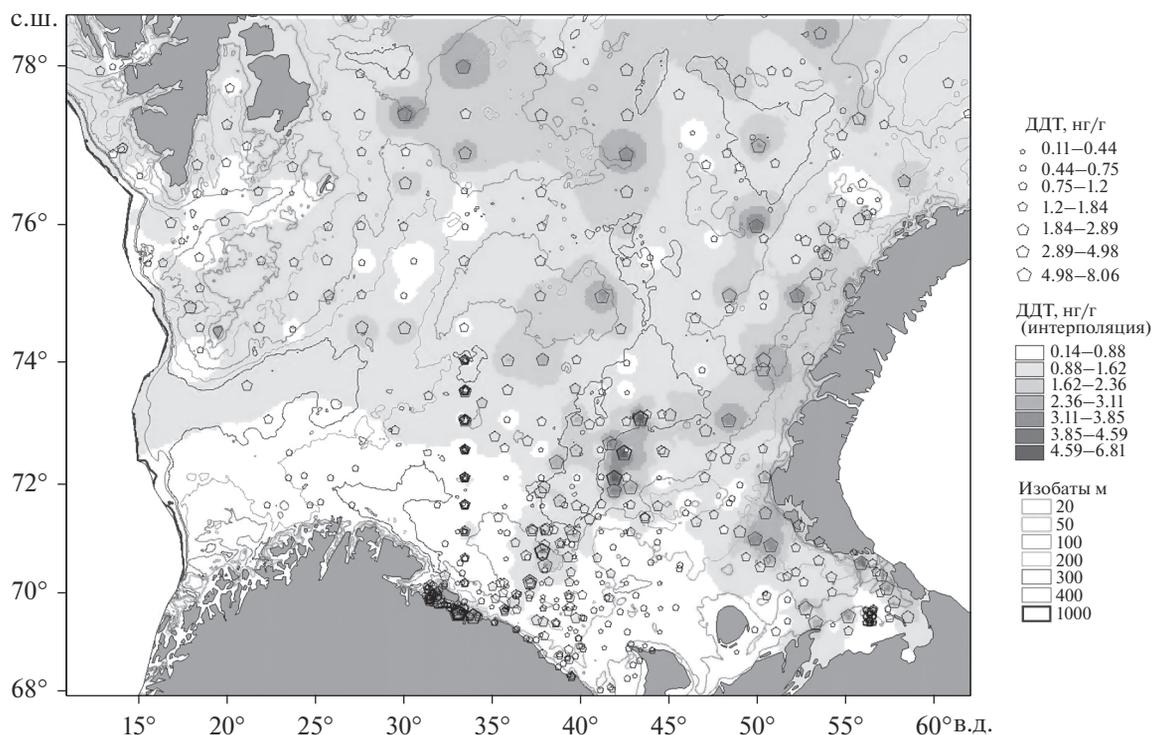


Рис. 3. Карта распределения содержания ДДТ в ДО Баренцева моря.

жающимися первичными выбросами ряда источников [31].

Анализ рис. 2 позволяет предположить, что загрязнение ГХБ поступает преимущественно со стороны Шпицбергена. Основное загрязнение

наблюдается в ДО прол. Стур-фьорд, прибрежной зоны о. Эдж и к 3 от о. Западный Шпицберген. При этом область влияния Нордкапского течения (Северной и Прибрежной ветви) и практически вся область ДО, испытывающие влияние

Таблица 1. Среднее содержание изученных СОЗ (нг/г) в ДО отдельных районов Баренцева моря (числитель) и доверительный интервал (знаменатель)

Район	Число станций	ΣПХБ	ΣГХЦГ	ГХБ	ΣДДТ	Сумма СОЗ
Шпицберген	39	$\frac{1.58}{1.32-1.84}$	$\frac{0.84}{0.69-0.99}$	$\frac{0.77}{0.65-0.89}$	$\frac{1.00}{0.89-1.11}$	4.19
Центральная впадина (желоб)	72	$\frac{0.97}{0.82-1.12}$	$\frac{4.44}{4.02-5.86}$	$\frac{0.22}{0.18-0.26}$	$\frac{1.52}{1.17-1.87}$	7.15
Северо-Восточный	55	$\frac{1.29}{1.11-1.47}$	$\frac{0.61}{0.43-0.79}$	$\frac{0.24}{0.20-0.28}$	$\frac{1.51}{1.25-1.77}$	3.65
Печорское море	70	$\frac{0.74}{0.64-0.84}$	$\frac{0.48}{0.39-0.57}$	$\frac{0.11}{0.09-0.13}$	$\frac{0.93}{0.72-1.14}$	2.26
Кольский залив	72	$\frac{3.68}{2.18-5.18}$	$\frac{1.96}{1.32-2.60}$	$\frac{0.16}{0.13-0.19}$	$\frac{1.33}{0.97-1.69}$	7.14
Медвежинский желоб	18	$\frac{0.90}{1.72-1.08}$	$\frac{2.60}{1.26-3.94}$	$\frac{0.18}{0.12-0.24}$	$\frac{0.97}{0.75-1.19}$	4.65
Баренцево море (все)	625	$\frac{1.25}{1.06-1.44}$	$\frac{1.66}{1.43-1.89}$	$\frac{0.20}{0.18-0.22}$	$\frac{1.15}{1.07-1.23}$	4.26

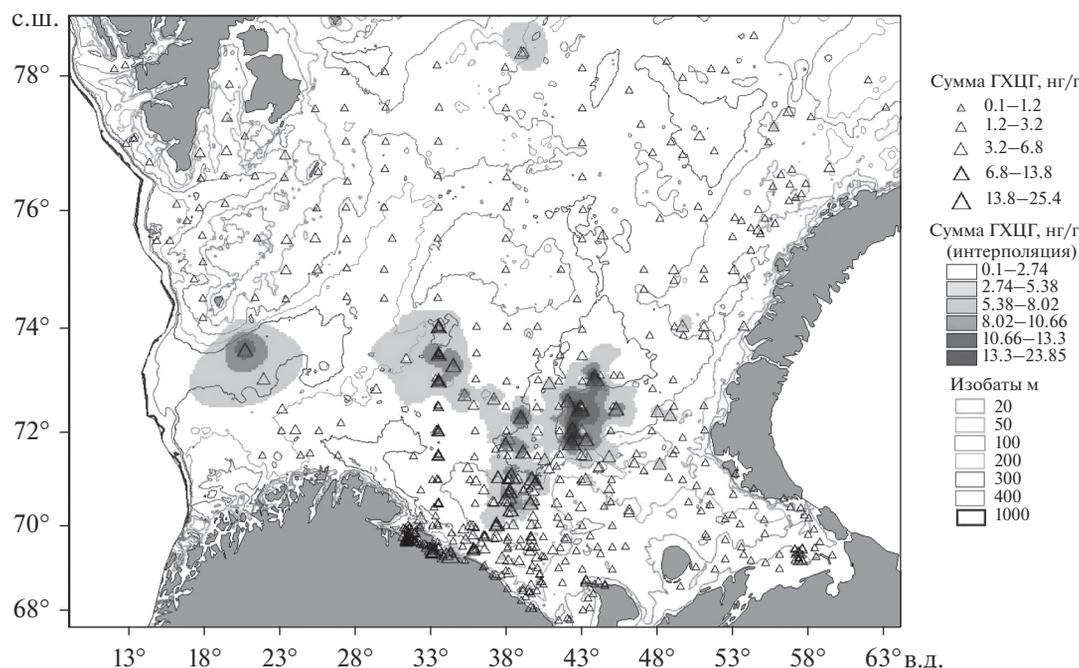


Рис. 4. Карта распределения содержания ГХЦГ в ДО Баренцева моря.

западного переноса морских вод на акватории Баренцева моря вплоть до юго-восточной его части, почти свободна от загрязнения ГХБ.

Для содержания ДДТ в ДО Баренцева моря характерно распространение загрязнения в общем направлении с С на Ю (рис. 3). Наибольшее среднее содержание ДДТ отмечено в Северо-Восточном районе и в Центральной впадине (желобе) (рис. 1; табл. 1). Максимальное значение суммы ДДТ (8.06 нг/г) обнаружено в Кольском заливе. Подобная ситуация с депонированием загрязнения отмечена автором ранее [14, 15] и характерна для распределения в ДО Баренцева моря таких металлов, как Ni, Zn, Cu, Hg и отчасти Pb и Sr. В юго-восточной части моря прослеживается аккумуляция ДДТ в ДО у берегов о. Южный архипелага Новая Земля (рис. 3). В целом содержание ДДТ в ДО Баренцева моря можно считать умеренным, незначительно превышающем фон, установленный для Норвежского моря – 0.5 нг/г [22]. Содержание изомера *p,p'*-ДДЕ было выше содержания изомера *p,p'*-ДДТ на всех исследованных станциях Баренцева моря, что свидетельствует о длительном процессе трансформации ДДТ в более стойкие метаболиты, т.е. о “старом” загрязнении [4, 24].

Максимальное содержание ДДТ в Баренцевом море отмечено автором в ДО восточного склона Центрального желоба. Факт содержания ДДТ в ДО Центрального желоба на уровне максимальных для Баренцева моря значений уже отмечался другими исследователями [7]. Однако, согласно

данным, представленным на рис. 2, собственно для дна желоба (глубже изолинии 300) высокая степень загрязнения не характерна. Ранее автором отмечалось преимущественное распространение комплексного загрязнения тяжелыми металлами именно по восточному склону упомянутого желоба [15].

Распределение содержания ПХБ в ДО Баренцева моря относительно равномерно и наблюдается в основном в северной половине акватории. Наибольшие средние значения отмечены для районов Шпицбергена и Кольского залива (табл. 1). Исходя из норматива, установленного для ДО Норвежского моря (5 нг/г) [22], среднее содержание ПХБ в ДО Баренцева моря не превышает фоновый уровень.

Как видно из картограммы распределения суммы ГХЦГ, представленной на рис. 4 и в табл. 1, этот пестицид в Баренцевом море накапливается преимущественно в ДО восточных склонов Центрального и Медвежинского желобов, а также Мурманской банки. Последнее хорошо согласуется с данными других исследователей [7]. Под Медвежинским желобом здесь имеется в виду прежде всего его восточная часть, называемая Демидовским желобом (рис. 1).

Приведенные в табл. 1 содержания ГХЦГ в ДО в большинстве случаев превышают известный норматив фонового содержания γ -ГХЦГ (линдана) в ДО Норвежского моря (1.1 нг/г) [22]. Однако в определяемой автором сумме ГХЦГ преобладает α -ГХЦГ (старое загрязнение), поэтому ситуа-

цию с загрязнением Баренцева моря γ -ГХЦГ можно считать стабильной [4]. Напомним, что пестициды α -, β - и γ -ГХЦГ запрещены Стокгольмской конвенцией в 2009 г., а ГХБ, ДДТ и ПХБ – в 2001 г. Россия ратифицировала Стокгольмскую конвенцию в 2011 г. [5].

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Исследования, выполненные норвежскими исследователями на ст. Цеппелин (о. Западный Шпицберген, пос. Нью-Олесунн) в 2013 г., показали, что в приземном слое атмосферы содержание ГХБ (83 нг/м^3) превышало содержание остальных СОЗ: суммы ГХЦГ (5.7 нг/м^3), ДДТ (0.6 нг/м^3), ПХБ (3.3) – в десятки раз [35]. Ранее для того же пос. Нью-Олесунна норвежские исследователи приводили данные о высоком содержании ГХБ, составлявшем в 1999 г. $>90 \text{ нг/м}^3$; такие же значения получены и для приземного атмосферного слоя на о. Медвежьем (Bear Island) в Баренцевом море [18, 28]. Содержание остальных СОЗ в 1999 г. также было значительно ниже, чем ГХБ. Отмеченное по результатам комплексных экогеохимических исследований на о. Западный Шпицберген содержание полихлорбензолов в наземных сосудистых растениях в 75–100% случаев превышало фоновые значения по критериям “Neue Niederlandische Liste 3/95” [2]. Последнее свидетельствует в пользу дальнего переноса ГХБ с аэрозолями сначала на поверхность архипелага, а потом терригенным стоком в море. По тем же данным, содержание суммы хлорбензолов в верхнем (0–5 см) слое ДО зал. Гренфьорд (Шпицберген) в 2002–2013 гг. менялось в широких пределах: среднее значение – 0.12, максимальное – 3.05 нг/г сухой массы в прибрежной части залива; соответственно 0.04 и 1.2 нг/г – в центральной части [2]. Следовательно, на основе вышеприведенных и авторских данных можно говорить об устойчивом депонировании ГХБ в ДО шельфа Шпицбергена, который поступает в регион, очевидно, в результате дальнего трансграничного переноса.

Согласно данным, представленным ЕМЕР (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe), основным источником антропогенной эмиссии ГХБ в Европе в 1990 г. была Великобритания [27]. Объем эмиссии на значительной площади этой страны составлял $10\text{--}20 \text{ г/км}^2$ в год и более. Значительные объемы эмиссии были характерны для Норвегии и Франции. К 2012 г. ситуация заметно изменилась: основной объем эмиссии ГХБ в странах действия программы ЕМЕР приходился на Украину. Общий объем выбросов ГХБ значительно снизился с 6 до 0.95 т . В целом по планете основной объем эмиссии ГХБ

в 2012 г. приходился на Индию и КНР [27]. Известно, что абсолютное содержание ГХБ в атмосфере растет с увеличением широты. Полагают, что эта группа соединений в атмосфере проходит холодную конденсацию с повторным испарением (“эффект кузнечика”) и способна к дальнему переносу [37, 38].

По данным компании “Akvaplan-niva” (Норвегия), содержание суммы ДДТ в ДО глубоководного участка Конгс-фьорда (пос. Нью-Олесунн, о. Западный Шпицберген) в 1997 г. составило 0.38 нг/г сухой массы, в то время как в прибрежных участках прол. Эрик-Эриксен (у о. Северо-Восточная Земля) содержание ДДТ в ДО было меньше – 0.2 нг/г [18]. В работе [2] отмечено очень высокое содержание ДДТ в верхнем слое ДО зал. Грен-фьорд (Шпицберген) в период 2002–2013 гг. Наиболее часто повышенный уровень содержания ДДТ (до 32.5 нг/г) отмечался в прибрежной части залива – в $\sim 30\%$ отобранных проб ДО; в центральной части залива только 10% проб превышали допустимый уровень (2.5 нг/г , по критериям “Neue Niederlandische Liste 3/95”), достигая максимума – 27.5 нг/г сухой массы осадка. Это в десятки раз превышает полученные автором статьи значения (табл. 1). Приведенное в [2] высокое содержание ДДТ в ДО зал. Грен-фьорд, на взгляд автора статьи, свидетельствует о наличии местного источника ДДТ на водосборной площади. Например, это могут быть тающие многолетние льды (ледники). Известно, что водный режим фьордов препятствует выходу из них загрязнения, представляя собой “ловушку” для взвеси [1], при этом со временем происходит перемещение ДО вместе с загрязнением из прибрежной зоны в глубоководную часть залива.

На основе данных автора можно предположить, что ДДТ имеет сходные с ПХБ пути поступления в ДО Баренцева моря. Для пары ПХБ–ДДТ для всего моря коэффициент корреляции Спирмена $r_s = 0.53$, отдельно для Северо-Восточного района коэффициент корреляции Пирсона этой пары $r_p = 0.66$. Сравнение ПХБ и ДДТ в ДО разных районов моря позволяет предположить, что основное количество ПХБ, как и ДДТ, поступает из северной области Баренцева моря.

Для содержаний ДДТ и ПХБ в ДО в районе Кольского залива $r_p = 0.83$ – весьма высок. В сочетании с самым высоким по морю средним содержанием ПХБ, равным 3.68 нг/г , и максимумом 33.5 нг/г это свидетельствует в пользу существования дополнительного источника поступления обоих СОЗ в Кольский залив, вероятно, из района Мурманской городской агломерации. Таким источником могут быть “кладбища” старых кораблей [8].

Согласно оценкам в работе [23], наибольшее ($\sim 86\%$) использование ПХБ и последующая

эмиссия в атмосферу происходят на промышленно развитых территориях в умеренных широтах между 30°–60° с.ш. Франция, Германия, Италия, Япония, Испания, Великобритания и США несут ответственность за 68% глобального использования ПХБ [36]. Как и в случае с ГХБ, для ПХБ отмечена четкая закономерность увеличения его концентрации от низких широт к высоким. Это обуславливает повышенное содержание ПХБ в океанских водах на полюсах, главным образом в Арктике. Так, по данным [26], в 2008 г. наибольшие среднегодовые концентрации (>5 пг/л) конгенера ПХБ-153 отмечены у берегов Гренландии и Исландии. В водах Северного Ледовитого океана наблюдается рассеянное загрязнение на уровне 2–3 пг/л. Подобное рассеянное загрязнение ПХБ в Баренцевом море отмечено и в результате настоящих исследований, за исключением упомянутого Кольского залива.

Примечательно, что в Северо-Восточном районе моря содержания всех четырех изученных СОЗ в ДО довольно хорошо коррелируют между собой. Коэффициенты r_p всех возможных сочетаний варьируют в узком интервале от 0.45 до 0.68, что, вероятно, свидетельствует в пользу рассеянного комплексного загрязнения по СОЗ, поступающего в результате таяния ледников на близлежащих архипелагах, а также многолетнего дрейфующего льда, приносимого из Карского моря.

Необходимо отметить высокую корреляцию содержания ПХБ и ГХБ в ДО станций Медвежинского желоба – $r_p = 0.71$; при этом все остальные положительные коэффициенты корреляции между изученными СОЗ были ≤ 0.14 . Если связать этот факт с тем, что содержание обоих соединений в ДО данного желоба было одним из самых низких в Баренцевом море, а рядом, в районе Шпицбергена, – одним из самых высоких с коэффициентом корреляции $r_p = 0.16$, то можно предположить существование географического барьера, отделяющего этот Медвежинский желоб от Шпицбергенского шельфа. Таков, по всей видимости, Полярный фронт, связанный с Медвежинско-Надеждинским поднятием (возвышенностью) и Медвежинским течением.

Известно, что динамика содержания ГХЦГ в атмосферном воздухе в целом типична для СОЗ, для которых характерно циклическое изменение концентраций с более высоким содержанием в период лета–осени и низким зимой–весной [21]. Многократное выпадение атмосферных осадков зимой в виде снега приводит к накоплению ГХЦГ на дневной поверхности. Так, если в выпадающем на о. Медвеьем снеге в мае 2000 г. концентрация ГХЦГ составляла всего 0.078 нг/л, то в июле–сентябре в талых и дождевых водах на острове она была намного выше – 0.490 нг/л, в сентябре–ноябре того же года концентрация в талых

и дождевых водах уже достигала 1.8 нг/л [18, 28]. Ситуация с содержанием ПХБ, по тем же данным, для о. Медвежьего была иная. Максимальное содержание суммы ПХБ было характерно для снега, выпавшего в мае 2000 г., – 7.2 нг/л. Затем концентрация в воде снижалась, составив сентябре–ноябре 2000 г. 0.85 нг/л. В [28] полагают, что эта разнонаправленная динамика двух СОЗ отчасти может быть объяснена повторным испарением в атмосферу низкохлорированных ПХБ и параллельным непрерывным поглощением из атмосферы растворимого в воде ГХЦГ в соответствии с циклической моделью конденсации–испарения, рассмотренной выше на примере ГХБ [37, 38]. Авторы этой модели считают, что она также хорошо применима и для ДДТ с той разницей, что летучесть ДДТ заметно ниже, чем ГХБ и ГХЦГ.

Очень высокий коэффициент корреляции пары ГХЦГ–ДДТ ($r_p = 0.90$) в ДО станций района Центральной впадины и относительно невысокий ($r_p = 0.51$) для Баренцева моря свидетельствуют о том, что оба пестицида с большой долей вероятности поступают в район Центральной впадины одним путем, и этот путь лишь опосредованно связан с атмосферным переносом на акваторию.

Исторически основными источниками эмиссии $\alpha + \beta$ -ГХЦГ были Китай, Индия, Индонезия и Западная Европа. В период с 1980 по 2000 г. производство и использование $\alpha + \beta$ -ГХЦГ сократилось в несколько раз [18]. Известные модели путей распространения ГХЦГ в атмосфере от основных источников загрязнения в Европе (Испания, Великобритания) и Азии не предполагают достижения этим пестицидом региона Баренцева моря, в отличие от ГХБ и ПХБ [26, 34]. Основное загрязнение ГХЦГ из Европы, по-видимому, осаждается на акватории Северной Атлантики, Средиземного и Северного морей. Следовательно, можно говорить о переносе ГХЦГ от берегов Западной Европы в Баренцево море последовательно Континентальным склоновым, Норвежским, Шпицбергенским и Нордкапским течениями [17, 29, 30]. В район о. Медвежьего ГХЦГ может поступать с водами Медвежинского течения с С. Подобная возможность транзита α -ГХЦГ в Арктический бассейн с тихоокеанскими водами через Берингов пролив была показана ранее в [34]. Однако, как видно из рис. 2–4, перенос загрязнения течениями из Западной Европы в Баренцево море не прослеживается. Содержание СОЗ в ДО наименьшее именно в юго-западной и южной частях моря. Автор полагает, что перенос ГХЦГ и, возможно, ДДТ на дальние расстояния происходит в результате транспорта взвеси в придонном нефеллоидном слое с контурными течениями [1, 9, 12]. Откадывается эта взвесь на дне и склонах желобов в геоморфологических “ловушках”, главная

из которых в Баренцевом море, по всей видимости, — Центральная впадина. Однако прямых свидетельств поступления ГХЦГ в Баренцево море с атлантическими водами Нордкапского течения (с 3) или через так называемые северные проливы между архипелагами Шпицберген и Земля Франца-Иосифа [17] (с С) не обнаружено.

Среди выделенных шести районов Баренцева моря наиболее схожи по характеру загрязнения СОЗ оказались Медвежинский и Центральный желоба. Так, относительное содержание ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ в сумме СОЗ в районе Центральной впадины составляло 3, 21, 14 и 62% соответственно, а в районе Медвежинского желоба — 4, 21, 19 и 56% соответственно. Это сходство вряд ли случайно. В других выделенных районах относительное содержание компонентов СОЗ широко варьировало. Контакт между желобами хорошо просматривается на рис. 4 на примере ГХЦГ. Более высокие средние концентрации СОЗ в Центральном желобе могут свидетельствовать о том, что с придонной водой взвешенное вещество перемещается из него в Медвежинский желоб, точнее в ту его часть, которая обозначена автором как Демидовский желоб (рис. 1). Это предположение согласуется с известным утверждением, что насыщенные взвесью придонные баренцевоморские воды перемещаются в западном направлении, компенсируя приток атлантических вод [1, 12]. Перемещение взвеси, вероятно, происходит в нефелоидном слое. Считают, что с придонными течениями из Баренцева моря через Демидовскую возвышенность выносятся порядка 40 тыс. т взвеси в сутки, а через Демидовский желоб — 50 тыс. т [12].

Отрицательная корреляция содержаний ГХЦГ и ГХБ в ДО Медвежинского желоба ($r_p = -0.48$) подтверждает отмеченный выше разнонаправленный характер их поступления в район. В результате ГХЦГ аккумулируется преимущественно в восточной части желоба, а ГХБ в небольшом количестве отмечен в его северной части. Одинокое высокое содержание ГХЦГ в ДО отмечено на западе желоба на глубине 451 м в “ловушке” его самой глубокой части (рис. 4).

Весьма важное следствие из данных, представленных в табл. 1, заключается в том, что суммарное загрязнение ДО Центральной впадины по СОЗ происходит на уровне загрязнения ДО акваторий, прилегающих к устью Кольского залива. Это подтверждает высказанное автором ранее предположение, что Центральная впадина (желоб) — важный депонирующий загрязнение район Баренцева моря [14, 15]. Причем нисходящий литодинамический поток, включающий загрязнение, может также поступать в нее и из Печорского и Белого морей с так называемых Печороморской и Канинской ступеней через Гусиный и Канин-

ский желоба [1, 6, 15]. Следует отметить, что повышенному содержанию СОЗ в ДО Центральной впадины, Демидовского желоба и других понижений морского дна может способствовать их гранулометрический состав, а именно: эти депрессии заполнены преимущественно тонкозернистыми отложениями — илом и глиной. Известно, что этот тип отложений способствует аккумуляции загрязнения самого различного генезиса [4, 7, 15].

Роль желобов Баренцева моря как ловушек осадочного вещества уже обсуждалась в научной литературе; акцент, в частности, делался на Медвежинском желобе [13], аккумулирующая роль которого настоящими исследованиями подтверждается лишь отчасти (в отношении Рb и ГХЦГ) [14, 15]. Данные автора настоящей статьи позволяют рассматривать этот желоб скорее как зону транзита вещества [13]. Они согласуются с известной точкой зрения об отсутствии современных ДО в северной части Медвежинского желоба [9]. Демидовский желоб в этом плане следует рассматривать отдельно от Медвежинского.

Анализ авторских и норвежских данных не обнаруживает заметной связи распространения содержания ГХБ, ДДТ, ГХЦГ, ПХБ, а также ряда тяжелых металлов по акватории Баренцева моря с переносом загрязнения поверхностным Норвежским, а затем — Нордкапским течениями от берегов Европы [14, 16, 32].

Можно предположить, что архипелаг Шпицберген — один из важных конечных пунктов транспорта загрязненного аэрозоля из Западной Европы в Арктику, что в значительной мере связано со сильным смещением арктического атмосферного фронта летом на С, особенно заметным в районе Шпицбергена [20, 33]. Согласно данным [25], наиболее вероятные источники загрязнения Шпицбергена (ст. Цеппелин), например сажевым аэрозолем в летнюю половину года (май—октябрь), в период 1998—2007 гг. были расположены в Германии, Швеции, Польше и Центральном федеральном округе России. Положение арктического фронта зимой, напротив, способствует поступлению аэрозолей в бассейн Баренцева моря преимущественно с территории Российской Федерации [25, 33]. Непосредственно в район Шпицбергена в летний период атмосферный аэрозоль может интенсивно поступать также из Северной Америки с западными ветрами [18].

Таким образом, среди основных факторов, влияющих на уровень загрязнения ДО северной части Баренцева моря, по мнению автора, можно рассматривать дальний атмосферный перенос, поступление поллютантов из Центрального арктического бассейна с многолетними льдами, а также таяние фирна и ледников на архипелагах Шпицберген, Земля Франца-Иосифа и Новая

Земля. Устойчивые тенденции изменения содержания ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ в ДО Баренцева моря за исследованный период не обнаружены. Полученные тренды как для всего моря, так и для отдельных его районов не имели достоверных коэффициентов аппроксимации.

ВЫВОДЫ

Средний уровень загрязнения ДО Баренцева моря по ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ за период с 2003 по 2018 г. практически не изменился и остался относительно низким.

Содержание суммы СОЗ в осадках выделенных районов уменьшается в последовательности: Центральная впадина (7.15 нг/г) > Кольский залив (7.14) > Медвежинский желоб (4.65) > шельф Шпицбергена (4.19) > Северо-Восточный район (3.65) > Юго-Восточный район (Печорское море) (2.26 нг/г).

Центральная впадина, по всей видимости, — основной депонирующий загрязнение район Баренцева моря. В районе Кольского и других заливов Западного Мурмана имеются локальные специфические источники поступления ПХБ и ДДТ.

Загрязнение ГХБ, ДДТ, ПХБ поступает в ДО Баренцева моря преимущественно с С и СВ стороны арктических архипелагов. Загрязнение ГХБ и в некоторой мере ПХБ распространяется вокруг архипелага Шпицберген. Дальнейшему распространению загрязнения ГХБ и ПХБ с шельфа Шпицбергена на Ю в западной части моря препятствует естественный барьер — Полярный фронт.

Существенный источник ГХБ, ДДТ и ПХБ в ДО Баренцева моря, по всей видимости, — “старое” загрязнение, накопленное фирном и ледниками архипелагов Шпицберген, Земля Франца-Иосифа и Новая Земля в результате дальнего переноса аэрозолей от источников в Европе, Азии и Северной Америке. Интенсивное таяние ледников на арктических островах региона, а также многолетних льдов, поступающих из Карского моря, в последние десятилетия, вероятно, приводит к постоянному поступлению загрязнения СОЗ на Баренцевоморский шельф.

Основное загрязнение ГХЦГ регистрируется в центральной части Баренцева моря (Центральный и Демидовский желоба, Мурманская банка). Направление поступления загрязнения ГХЦГ в этот район моря однозначно не идентифицируется, но высокий коэффициент корреляции содержаний ГХЦГ и ДДТ в ДО Центральной впадины свидетельствует в пользу перемещения ГХЦГ в область депонирования со стороны Земли Франца-Иосифа и о. Северного архипелага Новая Земля, где в связи с глобальным потеплением высвобождается ранее накопленное загрязнение.

Автор выражает благодарность сотрудникам лаборатории прикладной экологии и токсикологии “ПИНРО” им. Н.М. Книповича А.Ю. Жилину, Н.Ф. Плотицыной и Т.А. Зимовой за неоценимую помощь в обработке проб и консультации при обсуждении результатов настоящего исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айбулатов Н.А., Матюшенко В.А., Шевченко В.П., Политова Н.В., Потехина Е.М. Новые данные о поперечной структуре латеральных потоков взвешенного вещества по периферии Баренцева моря // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 1999. № 6. С. 526–540.
2. Демешкин А.С. Геоэкологическая оценка состояния природной среды в районе расположения российского угледобывающего рудника Баренцбург на архипелаге Шпицберген. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб.: РГГМУ, 2015. 22 с.
3. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации (Расширенное резюме). ЮНЕП, ГЭФ / Отв. ред. Б.А. Моргунов. М.: Науч. мир, 2011. [Электронный ресурс]. URL: <http://do.gendocs.ru/docs/index-37910.html> (дата обращения: 21.01.2019)
4. Жилин А.Ю., Плотицына Н.Ф. Характеристика состояния загрязнения элементов экосистемы Баренцева моря в 2012 году // Матер. IV всерос. науч.-практ. конф. “Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование”. Петропавловск-Камчатский: Изд-во КамчатГТУ, 2013. Секция 4. С. 156–160.
5. Завалов М.А. Мониторинг стойких органических загрязнителей — объективный и независимый инструмент оценки эффективности Стокгольмской конвенции о СОЗ (2001) // Химическая безопасность. 2018. Т. 2. № 2. С. 295–307.
6. Зинченко А.Г. Геоморфологическая основа комплексных ландшафтно-геоэкологических исследований Баренцева моря // Опыт системных океанологических исследований в Арктике. М.: Науч. мир, 2001. С. 476–481.
7. Ильин Г.В., Усягина И.С., Касаткина Н.Е. Геоэкологическое состояние среды морей российского сектора Арктики в условиях современных техногенных нагрузок // Вестн. КНЦ РАН. 2015. № 2 (21). С. 82–93.
8. Кольский залив: освоение и рациональное использование / Отв. ред. Г.Г. Матишов. М.: Наука, 2009. 381 с.
9. Лукашин В.Н., Шербинин А.Д. Исследование гидрологических особенностей взвеси и потоков осадочного вещества в толще воды Медвежинского желоба // Океанология. 2007. Т. 47. № 1. С. 78–89.
10. Методика выполнения измерений массовой доли хлорорганических пестицидов в пробах почв и донных отложений методом хромато-масс-спектрометрии с изотопным разбавлением. ВНИИМ. Св. № 242/41-08 от 16.06.89 (М-МВИ-209-08).

11. Методика выполнения измерений массовой доли полихлорированных бифенилов в почве и донных отложениях методами газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии. НПО “Мониторинг”, НИИ гигиены, профпатологии и экологии человека МЗМП РФ. Св. № 2420/ 463-97/0463 от 20.06.97 (М-МВИ-09-97).
12. Митяев М.В., Герасимова М.В., Павлова Л.Г., Дружкова Е.И. Латеральные потоки взвешенного вещества на разрезе “Кольский меридиан” // Тр. КНЦ РАН. 2018. Т. 9. № 4, 5. С. 109–117.
13. Митяев М.В., Хасанкаев В.Б., Голубев В.А. Желоба Баренцева моря – современные каналы транспортировки или ловушки осадочного вещества? // Арктика и Антарктика. 2007. Вып. 5(39). С. 72–79.
14. Новиков М.А. К вопросу о фоновых значениях уровней содержания тяжелых металлов в донных отложениях Баренцева моря // Вестн. МГТУ. 2017. Т. 20. № 1/2. С. 280–288.
15. Новиков М.А. Применение цифровой модели донных отложений Баренцева моря для анализа загрязнения // Вестн. КНЦ РАН. 2018. № 3 (10). С. 205–209.
16. Новиков М.А., Драганов Д.М. Пространственное распределение показателей загрязнения водных масс Баренцева моря // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 5. С. 583–589.
17. Ожигин В.К., Ившин В.А., Трофимов А.Г., Карсаков А.Л., Анциферов М.Ю. Воды Баренцева моря: структура, циркуляция, изменчивость. Мурманск: ПИНРО, 2016. 260 с.
18. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway, 2004. 310 p.
19. AMAP Arctic Pollution 2009. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway, 2009. 83 p.
20. AMAP Assessment 2015. Black carbon and ozone as Arctic climate forcers. AMAP. Oslo, Norway, 2015. 116 p.
21. AMAP Assessment 2016. Chemicals of Emerging Arctic Concern. AMAP. Oslo, Norway, 2017. 353 p.
22. Bakke T., Breedveld G., Kællgvist T. et al. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter // SFT Veiledning. 2007. 12 p. (in Norwegian).
23. Breivik K., Sweetman A., Pacyna J.M., Jones K.C. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 1. Global production and consumption // The Sci. Total Environ. 2002. V. 290. P. 181–198.
24. Chernyak S. M., McConnel L.L., Rice C.B. Fate of some chlorinated hydrocarbons in arctic and far eastern ecosystems in the Russian Federation // Sci. Total Environ. 1995. V. 160/161. P. 75–85.
25. Eleftheriadis K., Vratolis S., Nyeki S. Aerosol black carbon in the European Arctic: Measurements at Zeppelin station, Ny-Alesund, Svalbard from 1998–2007 // Geophys. Res. Lett. 2009. V. 36. L02809.
26. EMEP, 2010. Persistent Organic Pollutants in the Environment / Eds V. Shatalov, A. Gusev, S. Dutchak, O. Rozovskaya, V. Sokovykh, N. Vulykh, W. Aas, K. Breivik. EMEP Status Rep. 3/2010. 2010. 101 p.
27. EMEP, 2014. Persistent Organic Pollutants in the Environment / Eds A. Gusev, O. Rozovskaya, V. Shatalov, W. Aas, P. Nizzetto. Status Rep. 3/2014. 2014. 60 p.
28. Evenset A., Christensen G., Kallenborn R., Skotvold T. The “Bjornøya Case”. Akvaplan-niva report. Tromsø, Norway, 2002. 33 p.
29. Gyory J., Mariano A.J., Ryan E.H. The Slope/Shelf Edge Current // Surface Currents in the Atlantic Ocean. 2003. [Электронный ресурс]. <https://ocean-currents.rsmas.miami.edu/atlantic/slope.html> (дата обращения: 14.02.2019)
30. Hansen B., Osterhus S., Gould W.J., Rickards L.J. North Atlantic-Norwegian Sea Exchanges: the ICES NANSEN Project // North Atlantic-Norwegian Sea Exchanges: the ICES NANSEN Project. ICES Cooperative Res. Rep. 1998. № 225. P. 3–82.
31. Hung H., Katsoyiannis A.A., Brorstrom-Lunden E., Olafsdottir K., Aas W. et al. Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) // Environ. Pollut. 2016. V. 217. P. 52–61.
32. Knies J., Jensen H.K.B., Finne T.E., Lepland A., Sæther O.M. Sediment composition and heavy metal distribution in Barents Sea surface samples: Results from Institute of Marine Research 2003 and 2004 cruises // Report no. 2006.067. Trondheim: NGU, 2006. 183 p.
33. Li S.M., Talbot R.W., Barrie L.A., Harriss R.C., Davidson C.I., Jaffrezo J.-L. Seasonal and geographical variations of methane sulphonic acid in the Arctic troposphere // Atmos. Environ. 1993. V. 27A. P. 3011–3024.
34. Li Y.-F., Macdonald R.W., Jantunen L.M.M., Harner T., Bidleman T.F., Strachan W.M.J. The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH // The Sci. Total Environ. 2002. V. 291. P. 229–246.
35. NILU. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, Annual Rep. 2013. Rep. M202-2014. Oslo, Norway: NILU, 2014.
36. Ockenden W.A., Breivik K., Meijer S.N., Steinnes E., Sweetman A.J., Jones K.C. The global recycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils // Environ. Pollution. 2002. V. 121. P. 71–80.
37. Wania F., Mackay D. Tracking the distribution of the persistent organic pollutants // Environ. Sci. Technol. 1996. V. 30. P. 390A–396A.
38. Wania F. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar region // Environ. Sci. Technol. 2003. V. 37. P. 1344–1351.