

УДК 623.459:591.571 (261.24)

Затопленное химическое оружие: состояние проблемы

В. Т. Пака

ВАДИМ ТИМОФЕЕВИЧ ПАКА — доктор физико-математических наук, заместитель директора Института океанологии им. П.П. Ширинова РАН по Атлантическому отделению. Специальность: океанология (экспериментальная гидрофизика).

236000 Калининград, просп. Мира, д. 1, Институт океанологии им. П.П. Ширинова РАН, тел./факс (0112) 45-28-13, E-mail paka@ioran.baltnet.ru

Введение

Первая и Вторая Мировые войны и другие военные конфликты привели к накоплению значительных количеств химического оружия (ХО). В больших количествах ХО было захоронено на суше и затоплено в море, однако оно осталось опасным для людей и окружающей среды. Возникла сложная общественно важная проблема, которая долгое время не обсуждалась.

Внимание к этой проблеме обострилось в конце 80-х—начале 90-х годов прошлого столетия, когда с окончанием холодной войны и ростом осведомленности общественности появились возможности обсуждения проблемы и принятия политических решений. Этому способствовали мероприятия в рамках подготовки Конвенции о запрещении разработки, производства, накопления химического оружия и его уничтожения, деятельность Хельсинской Комиссии¹, международные и национальные конференции, соответствующие публикации. В результате возникла необходимость выяснения реальной опасности затопленного ХО и были предприняты первые практические шаги к обследованию районов морского захоронения ХО. Дальше всего удалось продвинуться в обследовании районов затопления ХО, произведенного нацистской Германией и захваченного армиями антигитлеровской коалиции. Этому всецело посвящены материалы Хельсинской Комиссии, которая образовала в составе Комиссии по защите морской среды Балтийского моря. Специальную рабочую группу по затопленному в Балтийском море и Датских проливах химическому оружию (HELCOM CHEMU (www.helcom.fi/pollution/chemicalmunitions.html)). Задачи, поставленные перед этой группой, решались посредством изучения информации, поступающей по исследуемой проблеме в форме отчетов национальных рабочих групп, а также путем накопления, обсуждения и выработки рекомендаций. Заседания рабочей группы состоялись в апреле и сентябре 1993 г. и в январе 1994 г. в С.-Петербурге, Вильнюсе и Копенгагене. Кроме оперативно распространяемых материалов о деятельности Комиссии, итоговый отчет по результатам работы Рабочей группы был представлен в сборнике [1] (www.baltic.vtt.fi/balticinfo/text_files/chapter8.3.html).

Более широко (в общественно-политическом плане) вопрос о затопленном ХО обсуждался при подготовке Конвенции по химическому оружию. В частности, этой теме было посвящено экспертное международное (без участия России) совещание в Мюнстере в октябре 1993 г., материалы которого были изданы SIPRI² отдельным сборником в 1997 г. [2]. В материалах конференции в качестве причины долгого замалчивания проблемы указывается конфронтация Запада и Востока, продолжавшаяся до перестроечных времен. С окончанием холодной войны и выводом иностранных войск из Германии возникла возможность переосмыслить ситуацию с захороненным ХО с позиций охраны окружающей среды.

В 1995 и 1996 гг. состоялись две международные конференции под эгидой Международного фонда «Конверсия в интересах охраны окружающей среды»³, первая — при поддержке НАТО, в подмосковном Калининграде (ныне г. Королев), вторая — в Италии, при поддержке фонда Рокфеллера. Доклады первой конференции были изданы отдельным сборником [3], а выводы и рекомендации обеих конференций помещены на сайте <http://cfe.iip.net/conferences.html>. Обе конференции были посвящены ХО, затопленному в морях, причем наряду с Балтийским морем и Датскими проливами упоминались пролив Ла-Манш, район к западу от Шотландии и Белое море. Обсуждалась программа действий, для реализации которой требовалось преодолеть инерцию и нежелание правительства практически заниматься проблемой затопленного оружия.

Не остались в стороне и США, имевшие прямое отношение к затоплению как собственного, так и трофейного ХО. В 1997 г. был опубликован отчет, в котором изложены результаты в основном теоретических исследований воздействия затопленного ХО на морскую экосистему, выполненных научной группой MEDEA некоммерческой неправительственной корпорации MITRE по заданию федерального правительства США (medea@mitre.org) [4].

Представительные международные совещания по проблеме затопленного в Балтийском море ХО прохо-

¹ Межправительственная Комиссия по охране морской среды Балтийского моря (Helsinki Commission — Baltic Marine Environment Protection Commission).

² Stockholm International Peace Research Institute — SIPRI, www.sipri.se.

³ CFE (Conversion For the Environment) International Foundation (<http://cfe.iip.net>) — NATO Scientific and Environmental Affairs Division Conference on Sea-Dumped Chemical Munitions (Kaliningrad, Moscow Region, 12–15 January 1995); The 2nd CFE Conference on sea-dumped chemical munitions, Bellagio, Italy, April 22–26, 1996.

дили и в последующие годы, в частности в Риге в 2000 г. и в Генте в 2001 г., где наряду с обменом новой информацией об исследованиях в Балтийском и Северном морях продолжалось обсуждение необходимости международной кооперации, а также специально обсуждалась роль НАТО как координатора дальнейших коллективных действий. По итогам конференции в Генте выпущен сборник [5], в котором имеется информация и об итогах Рижской встречи [6].

Проведено немало других мероприятий различного уровня, однако существенных сдвигов в решении обсуждаемой проблемы не произошло. Как и прежде, констатируется дефицит сведений о реальном состоянии известных районов затопления ХО и о необходимости более энергичных совместных действий, которые сдерживаются пассивной позицией правительств стран Балтийского и Североморского регионов. Тем не менее можно констатировать накопление, хотя и медленное, информации о воздействии отравляющих веществ (ОВ) на морскую среду и сближение точек зрения специалистов при оценке реальной угрозы и выработке рекомендаций по минимизации этой угрозы.

Помимо упомянутых работ, имеется некоторое количество публикаций, рассматривающих отдельные научные и научно-технические аспекты проблемы. Сведения о натуральных исследованиях районов предполагаемого затопления ХО весьма редки [7]. В связи с этим обзор данных, полученных российской группой в результате начатого в 1996 г. и продолжающегося до настоящего времени мониторинга районов массового затопления ХО, представляется актуальным и своевременным. Первое сообщение об этих исследованиях появилось в 2001 г. [5]. Российские исследования морских захоронений ХО начались в рамках программы «Морской экологический патруль» Министерства природных ресурсов РФ и спустя год были продолжены в рамках Федеральной Целевой программы «Мировой океан» и заданий МЧС с участием исполнителей в более широком составе. Работы проводятся преимущественно на научно-исследовательском судне «Профессор Штокман». В настоящее время в исследованиях участвуют институты РАН, Министерство природных ресурсов, МЧС, Роскомгидромета, вузы и другие организации. Финансирование в основном бюджетное. Участие иностранных специалистов и вклады общественных организаций представляют скорее исключение, чем правило.

В предлагаемом обзоре дается оценка современного понимания проблемы затопленного химического оружия, позиция участников российского проекта, изложены полученные в рейсах НИС «Профессор Штокман» результаты и предлагаются дальнейшие действия исследовательского характера, необходимые для обоснования конкретных мер и затрат по ликвидации потенциальной угрозы природной среде и населению.

Затопленное химическое оружие: количество, состав, районы затопления

Наиболее полными, хотя и с некоторыми пробелами, являются сведения о затоплениях в Балтийском море и в Датских проливах ХО, произведенного Германией накануне и в годы Второй Мировой войны, представленные в материалах HELCOM. Согласно

отчету, обобщающему материалы HELCOM CНЕМU за 1989—1993 гг. производство ОВ превысило 65 тыс. т. Виды и количества ОВ указаны в табл. 1.

Таблица 1

Отравляющие вещества, произведенные Германией в 1935-45гг. (тыс. т)

Хлорацетофенон	7,1
Кларк 1 (дифениларсинхлорид)	1,5
Кларк 2 (дифениларсинцианид)	0,1
Адамсит	3,9
Арсинное масло*	7,5
Фосген	5,9
Иприт	25,0
Азотистый иприт (трихлортриэтиламин)	2,0
Табун	12,0
Люзит	Нет данных

* Смесь состава: фенилхлорарсин, Кларк 1, трихлорарсин и трифениларсин.

Решение о демилитаризации Германии было записано в Потсдамском соглашении от 2 августа 1945 г., а в ноябре 1945 г. Постоянным комитетом по военным материалам Союзной Контрольной Комиссии был опубликован документ, определяющий *способ ликвидации химического оружия путем затопления в море как единственный практически реализуемый в то время способ*. В январе 1946 г. оккупационным властям были предоставлены соответствующие полномочия на проведение затоплений или уничтожения химического оружия. Информация об этом со ссылкой на Агентство США по контролю за оружием и разоружением приводится в [8]. Ниже дана сводка действий по ликвидации захваченных химических арсеналов, составленная на основании данных HELCOM CНЕМU.

Союзными войсками было взято в качестве трофея около 300 тыс. т химического оружия. Большая часть его оказалась в распоряжении США и Великобритании. Это оружие было погружено на суда, которые затем были затоплены вместе с грузом в проливе Скагеррак в районах шведского маяка Мосешер (Måseskär) (30 тыс. т) на глубинах около 200 м, и норвежского порта Арендал (170 тыс. т) на глубинах около 600—700 м. Около 5 тыс. т палубного груза и два судна были затоплены в проливе Малый Бельт. Впоследствии этот район был очищен Германией.

Советское командование приняло решение затопить трофейное оружие в Балтийском море в Борнхольмской впадине на глубинах около 100 м (35 тыс. т) и в южной части Готландской впадины (район порта Лиепая) на глубинах 70—105 м (2 тыс. т). Предметы вооружений, при затоплении брошенные за борт, оказались рассредоточенными и погребенными в илах на значительных площадях. Последнее в максимальной степени относится к Готландскому району, границы которого определены нечетко. Сведения о видах ХО и составе ОВ, затопленных в Балтийском море, приведены в табл. 2.

Таблица 2

Типы химического оружия и количество отравляющего вещества, затопленного в Балтийском море по директивам Советского командования (всего и в том числе в Борнхольмской впадине в тыс. т)

	Иприт	Мышьяксо- держащие ОВ	Адамсит	Хлорацетофенон	Прочие	Всего
Авиабомбы	6,77/6,23	1,0/0,9	0,64/0,59	0,52/0,48	—	8,91/8,20
Артиллерийские снаряды	0,73/0,67	—	0,066/0,061	0,039/0,036	—	0,83/0,77
Мины	0,046/0,42	—	—	—	—	0,046/0,42
Упаковки	0,087/0,08	0,22/0,20	0,75/0,69	—	0,08/0,074	1,14/1,05
Дымовые шашки	—	—	0,071/0,065	—	—	0,071/0,065
Контейнеры	—	1,0/0,9	—	—	—	1,0/0,9
Барабаны	—	—	0,020/0,018	—	—	0,020/0,018
Всего	7,6/7,0	2,2/2,0	1,55/1,43	0,56/0,52	0,080/0,074	12,04/11,08

В отчете экспертов ФРГ [9] и в итоговом отчете HELCOM CHEMU [1] в качестве непроверенной информации упомянуто также о затоплении Британским командованием нескольких судов в мелководной зоне к юго-западу от Борнхольма (глубина 30 м, 15 тыс. т.) и в Борнхольмской впадине (глубина 100 м, 8 тыс. т.).

Первичное обследование районов массового захоронения ХО было проведено Германией в 1971—72 гг. в Малом Бельте [9], Норвегией в 1989 г. в проливе Скагеррак вблизи порта Арендал [10], Швецией в 1991 г. в Скагерраке вблизи маяка Мосешер [11] и Данией в 1992 г. в Борнхольмской котловине [12]. Предметы вооружения, поврежденные коррозией, были обнаружены во всех районах, но присутствие в донных осадках отравляющих веществ (иприт и его

производные) определили только датчане. В докладах Германии [9] и России [13] на первом заседании HELCOM CHEMU представлены общие океанографические характеристики районов затопления, основанные на ранее полученных данных. Дальнейшие специальные исследования в этих, а также других районах затопления ХО проводились в рамках Федеральной Целевой программы «Мировой океан».

Морские исследования: сроки и районы проведения работ, аппаратурное обеспечение

В табл. 3 перечислены в хронологическом порядке рейсы, в которых проводились гидрологические и геохимические экологические исследования районов предполагаемого затопления ХО, с указанием судна

Таблица 3

Рейсы специального обследования районов затопления химического оружия

Рейс, НИС	Дата	Основные исполнители	Аппаратура**	Районы работ
ПШ*34	VIII—IX 1997	ИОРАН, ВСЕГЕИ, НИИЦЭБ	1, 2, 3, 5, 6, 7, 10, 11, 13	Готландский и Борнхольмский бассейны, пр. Скагеррак
ПШ39	VI—VII 1998	МЧС, ИОРАН, ИГКЭ, ВСЕГЕИ, НИИЦЭБ	2, 3, 5, 6, 7, 10, 11, 9, 8, 12, 13	То же
ПШ43	IX—X 1999	ИОРАН, НТЦ «РИФ», МЧС, НИИЦЭБ	2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 13	Готландский и Борнхольмский бассейны
ПШ44	XII 1999—I 2000	ИОРАН, ИГКЭ, НТЦ «РИФ»	2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13	Борнхольмский бассейн
ПШ46	VIII—XI 2000	МЧС, ИОРАН, Фонд «Победа 1945», ВСЕГЕИ, НИИЦЭБ	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 14	Готландский и Борнхольмский бассейн, пр. Скагеррак
ПШ48	VI 2001	ИОРАН, МЧС, ВСЕГЕИ	2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 14	Борнхольмский бассейн, Белое море (прибрежные районы)
ПШ50	IX 2001	ИГКЭ, ИОРАН, ИОРАН	2, 3, 4, 5, 7, 9, 10, 12, 13	Борнхольмский бассейн, пр. Скагеррак
Центаурус 2	VI—VII 2002	РГГМУ, ИОРАН, ВСЕГЕИ	2, 6	Борнхольмский бассейн
ПШ54	VIII 2003	ИОРАН, НПО «Тайфун», МЧС, ВСЕГЕИ, НИИЦЭБ, МГУ	2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 14	Белое море (центр)
ПШ57	X 2003	ИОРАН, НПО «Тайфун», ВСЕГЕИ	2, 5, 6, 7, 14	Борнхольмский бассейн

* Судно «Профессор Штокман». ** Приборы: 1 — STD-зонд Марк 3, Niel Brown Inst.; 2 — 6-канальный зонд HIDRONAUT 316; 3 — измерители течений на заякоренных буйях; 4 — акустический доплеровский профилограф скорости течений; 5 — батометры Нискина, 6 — грунтовая трубка Ниемист; 7 — дночерпатель; 8 — гидролокатор бокового обзора, 9 — дифференциальный магнитометр; 10 — гидро- и геохимические анализаторы; 11 — рентгеновский спектральный анализатор; 12 — биологические пробоотборники; 13 — микробиологические пробоотборники, 14 — подводный телеуправляемый аппарат.

(НИС «Профессор Штокман» или парусный катамаран «Центаурус 2»), сроков, основных исполнителей, используемой аппаратуры и районов проведения работ.

На рис. 1 и 2 указаны районы, где проводились комплексные геоэкологические исследования.

Аппаратура

Аппаратурный комплекс НИС «Профессор Штокман» включает:

- стандартные пробоотборники воды и грунта;
- буксируемый сканирующий профилограф, разработанный в АО ИОРАН на основе зонда Hidronaut 316,

используемый для получения высокоразрешенных гидрологических разрезов и измерения температуры, электропроводности, глубины, рН и концентрации растворенного кислорода;

- гидролокатор бокового обзора и дифференциальный протонный магнитометр для поиска затопленных объектов;
- якорные станции с самописцами скорости течения;
- буксируемый акустический доплеровский профилограф скорости течений ADCP RDI;

— микроструктурные зонды и донная станция для исследования турбулентности в толще воды и придонном слое.

Для определения содержания в донных осадках мышьяка (продукта распада люизита и других мышьяксодержащих ОБ) и тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu, Co, Ni, Fe, Mn, Cr) применялся рентгено-флуоресцентный анализатор «Спектроскан». С помощью других измерительных приборов определялись концентрация растворенного кислорода, формы фосфора, показатель рН и окислительно-восстановительный потенциал в морской и поровой воде. Необходимое количество проб консервировалось для последующего анализа в стационарных береговых условиях. Обследование обнаруженных геофизическими приборами затопленных судов проводилось арендованными подводными телеуправляемыми аппаратами. Специальные определения иприта и других ОБ и продуктов их гидролиза проводились только в беломорском рейсе. В некоторых рейсах были применены чувствительные экспрессные детекторы, разработанные в целях гражданской обороны для обнаружения и идентификации ОБ. Опробование приборов оказалось успешным, и эти детекторы, предназначенные для определения иприта, зарина, зомана и других ОБ, предполагается использовать в дальнейших исследованиях в рамках программы «Мировой океан».

Гидрологические исследования

Для прогнозирования распространения отравляющих веществ, попадающих в воду, необходимо знание закономерностей горизонтального и вертикального водо- и массообмена в районах захороне-

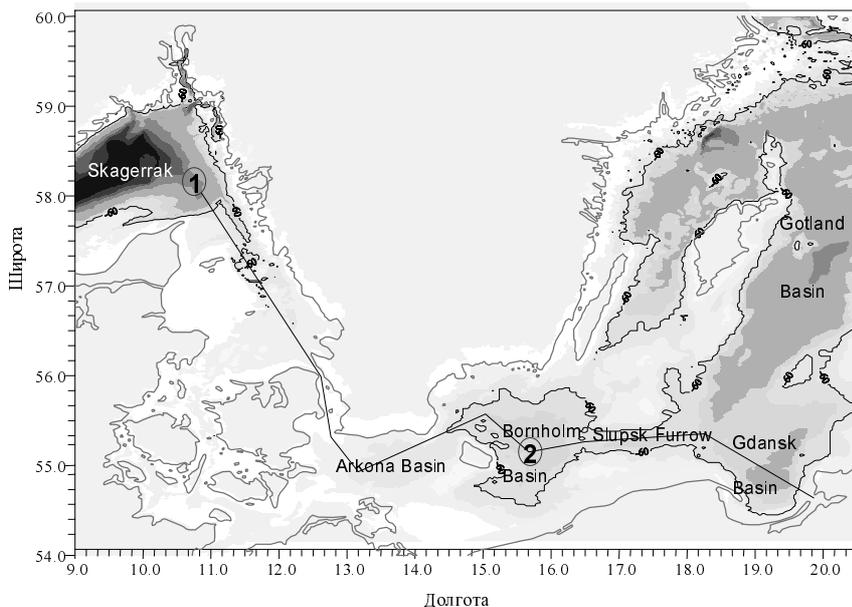


Рис. 1. Районы геоэкологических исследований в Балтийском море и Датских проливах.

На карте указаны: пр. Скагеррак, Арконский бассейн, Борнхольмский бассейн, Слупский порог, Гданьский залив, Готландский бассейн

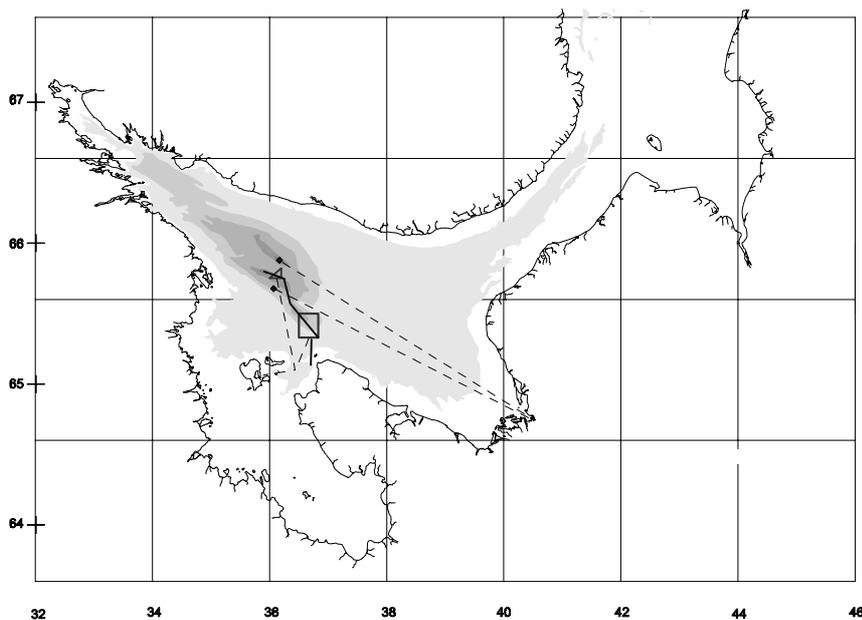


Рис. 2. Район геоэкологических исследований в центральной части Белого моря

ний ХО, особенно в придонном слое. С этой целью измерялась скорость течения, проводились исследования гидрологической структуры (температура, соленость и плотность воды) и турбулентность.

Как оказалось, три основных достоверно известных района затопления ХО соответствуют трем основным звеньям цепи так называемых «больших затоков» североморских вод, обеспечивающих вентиляцию глубинных бассейнов Балтийского моря (см. рис. 1). Первый район — пролив Скагеррак, из которого в Балтийское море проникает соленая плотная вода, насыщенная кислородом. Второй район — Борнхольмская впадина, представляющая собой главную буферную зону и накопитель вод эпизодических затоков. Третий район — Готландская впадина является основным поглотителем доходящих до центральной Балтики вод больших затоков. Отсутствие кислорода в глубинных слоях впадин характерно для Борнхольмской и Готландской котловин. Но при оценке возможности распространения ОВ следует учесть, что ХО было затоплено в Готландской впадине не на максимальных, а на промежуточных глубинах, и оказалось вблизи границы оксиклина (слоя, в котором наблюдается резкое снижение концентрации кислорода, находящегося в Балтийском море на глубине около 90 м). В виду большого рассеяния захоронений в Готландской впадине условия, в которых находится оказавшееся здесь ХО, могут быть весьма различными.

При прогнозировании переноса загрязняющих веществ необходимо учитывать, что большие затоки североморских (скагеррацких) вод способны доставлять различные антропогенные загрязнители во впадины Балтийского моря, однако большие затоки бывают редко. Из Скагеррака в Балтийское море попадают не глубинные воды, контактирующие с затопленными ОВ, а поверхностные, в которых концентрация продуктов распада ОВ незначительна. Поэтому перенос ОВ или продуктов их распада с водами больших затоков практически исключен.

Перемещение соленых и плотных вод из Борнхольмской котловины в центральную часть Балтийского моря происходит постоянно, хотя интенсивность и гидрологические параметры этого потока изменчивы и зависят от многих факторов. На восток текут умеренно соленые и плотные воды, находящиеся в Борнхольмской впадине в промежуточном слое на уровне стоящего на их пути Слупского порога, нижняя точка которого находится на глубине около 60 м, в то время как в контакт с высвобождающимися ОВ вступают максимально соленые и плотные придонные воды на глубине 95—100 м.

Наиболее интенсивный перенос придонных вод, находящихся в прямом контакте с затопленным ХО, происходит в периоды больших затоков, когда «старые» придонные воды вытесняются на более высокий уровень, с которого возможен перелив через Слупский порог. В случае умеренных и слабых затоков, когда плотность «новых» вод ниже плотности «старых» придонных борнхольмских вод, заток распространяется в промежуточных горизонтах. При этом потенциально опасные примеси из остающихся в придонном слое «старых» вод могут быть вовлечены в перенос в восточном направлении только за счет турбулентной диффузии с преодолением устойчивой плотностной стратификации. Очевидно, что поток растворенных и

взвешенных примесей при диффузионном переносе должен быть значительно слабее, чем при переносе с полным вытеснением «старых» вод.

Диффузионный вертикальный перенос примесей возможен также и в присклоновой области Готландской впадины, к которой приурочена большая часть липайского захоронения на глубинах 70—105 м. В этом интервале глубин динамическая активность вод, способная возбудить турбулентность, обусловлена высвобождением энергии внутренних волн в слое скачка плотности на границе соленых и распрессенных вод (около 70 м) при их набегании на склоны. На непрерывных гидрологических разрезах вдоль линии примыкания халоклина (слоя, в котором происходит резкое повышение солености, а следовательно, и плотности морской воды) к склону неоднократно регистрировались эффекты внутреннего прилива [14]. Что касается горизонтального переноса, то ему способствует присклоновое течение, часто наблюдаемое во впадинах.

Возвращаясь к процессам в Борнхольмской впадине, отметим, что природа динамической активности вод в ее центре, где находится затопленное ХО, априори неясна. Существуют косвенные признаки динамической активности, проявляющиеся в наличии зон эрозии и аккумуляции неконсолидированных осадков, наблюдаемых на записях эхолотов. Это означает, что скорость придонных течений может возрастать, и тогда осадок взмучивается и уносится, а затем уменьшается, что приводит к выпадению взвешенных веществ и их переотложению в новом месте (если только это не было движение по замкнутой траектории). Прямыми инструментальными методами динамика придонного слоя ранее не изучалась. Организация специального мониторинга районов захоронений ХО позволила поставить такую задачу, и в первом приближении она была решена. При исследовании внутри- и межбассейнового водообмена проводилось сопоставление высокоразрешенных разрезов в основных гидрологических полях, полученных через интервалы времени порядка нескольких месяцев. Для оценки адекватного и турбулентного переноса измерялась скорость течения и исследовалась микроструктура водной толщи.

Радикальные изменения температуры и солености в придонных борнхольмских водах происходят сравнительно часто. Примером может служить 1999 год [15]. В сентябре 1999 г. большая часть объема придонной борнхольмской воды имела температуру около 7 °С и соленость от 14 до 16‰, и на этом фоне была обнаружена интрузия более теплой и соленой воды в ее начальный момент. В декабре 1999 г. вся глубинная борнхольмская вода была полностью замещена водами этой интрузии, не относящейся к категории больших затоков. Вода с соленостью 15‰, омывавшая в сентябре дно в центре Борнхольмского бассейна, в декабре обнаружилась за Слупским порогом в Слупском желобе и в Гданьской впадине. Перетеканию вод через Слупский порог наряду с переполнением котловины водами затока способствовали внутривпадинные возмущения, предположительно сейшевые колебания всей массы борнхольмской воды. Эти колебания позволяют водам вблизи порога подниматься выше их среднего положения в центральной части.

Таким образом, гидрологические исследования показывают, что вынос вод, контактировавших с затопленными ОВ, происходит, причем вследствие затоков, не относящихся к категории «больших». Однако

априори не известно, может ли в обычных условиях осуществляться интенсивная диффузия ОВ и продуктов их распада в толщу воды. В Борнхольмском районе захоронения в паузах между большими затоками обычно возникает стагнация. Значит ли это, что динамика придонного слоя также должна претерпевать периоды застоя? Чтобы ответить на этот вопрос, нужно иметь сведения о придонной турбулентности в различных ситуациях. Прямые инструментальные измерения турбулентности на донной станции в пределах района захоронения ХО в июне 2001 г., в типичный период отсутствия затока и отсутствия энергичных атмосферных воздействий, показали существование перемежающейся турбулентности. Измерения скорости течений позволили предположить, что турбулентность обусловлена течениями, индуцированными инерционными волнами, признаком которых являются четко выраженные колебания с инерционным периодом (14 ч). Эти волны, создающие периодические течения со скоростью до 40 см/с, можно связать с вихревым движением в проливе, соединяющем Борнхольмский и Арконский бассейны. Данные мониторинга показывают, что генерация вихрей там происходит постоянно и что соответствующие динамические возмущения достигают районов захоронения ХО.

При турбулизации придонного течения устойчивая придонная плотностная стратификация, возникающая за счет придонных интрузий соленой плотной воды, должна разрушаться. Это подтверждают многочисленные измерения на разрезах, что является косвенным подтверждением активности турбулентного перемешивания. Видеосъемки с подводных аппаратов также демонстрируют быстрое движение взвешенных частиц над самым дном. Таким образом, для вывода о существовании продолжительных периодов динамического застоя в центре Борнхольмской впадины нет оснований. Аналогичные измерения придонных течений и турбулентности в Готландском и Скагерракском (Мосешер) районах захоронений, как и следовало ожидать, также показали динамическую активность. Определенные выводы можно сделать о толщине слоя, в пределах которого распространяются вещества, вымываемые из донных отложений. Естественной границей этого слоя является скачок плотности, который в Борнхольмском районе обострен и находится всего в 20–30 м от поверхности дна. В более глубокой Готландской впадине эта граница расположена значительно выше относительно дна и не столь обострена, а в проливе Скагеррак она практически отсутствует. Ограничения на масштабы вертикальной и горизонтальной миграции токсикантов максимальны в Борнхольмской котловине. Поэтому при равных мощностях источников максимальных концентраций загрязняющих примесей следует ожидать именно в этом районе Балтики.

Геохимические исследования

Отметим, что в начальный период исследований районов захоронения ХО западные эксперты стремились к получению прямых свидетельств утечки ОВ, проводя поиск ОВ в воде и грунтах [9–12]. Постановка задач для рейсов НИС «Профессор Штокман» была иной — поиск районов захоронения по признакам утечки ОВ из ХО и воздействия ОВ или продуктов их распада на экосистему. Известно, что затопленные

отравляющие вещества в воде подвержены гидролизу, поэтому относительно высокие концентрации исходных продуктов могут наблюдаться только в непосредственной близости от их источников. В связи с этим представляется логичным искать накапливающиеся продукты гидролиза и признаки их воздействия на гео- и гидрохимические и биологические параметры морской среды, используя общепринятые методы химического и биоэкологического мониторинга.

Накапливающимся продуктом распада затопленных ОВ (в их числе люизит, входящий в ипритные смеси, преобладавшие в общей массе затопленных ОВ) является мышьяк. При гидролизе фосфорорганических отравляющих веществ высвобождается фосфор в органической форме и образуются кислоты, способные изменять рН поровых и придонных вод. Все эти признаки обнаруживаются только вблизи действующего источника и исчезают естественным путем через некоторое время. Тем не менее их определение также имеет смысл, если учесть, что многие ОВ малорастворимы, поэтому развитие локальных химических аномалий растягивается во времени. Что касается тяжелых металлов, то повышение их концентрации также может быть признаком присутствия ХО, точнее его разрушающихся оболочек, и/или обломков судов.

Основные результаты поиска признаков высвобождения отравляющих веществ из затопленного ХО излагаются ниже.

Определение мышьяка в донных грунтах. Повышенное внимание к мышьяку связано с его способностью накапливаться в осадках, поэтому в случае обнаружения его в донном грунте можно предполагать об утечке ОВ из разгерметизированных боеприпасов. Мышьяк входит в состав люизита и других ОВ. Содержание люизита в рецептуре, называемой зимним ипритом, составляет до 37%, так что этот элемент можно рассматривать как индикатор ОВ смешанного типа.

Аналитические работы по обнаружению и количественному определению в пробах донных грунтов проводились в рейсе НИС «Профессор Штокман» сотрудниками ИОРАН и ВСЕГЕИ, начиная с 1997 г. Анализы выполнялись на мобильном рентгеноспектральном приборе «Спектроскан», использовались также и более чувствительные стационарные приборы, порог обнаружения не более 9 мг/кг. Доступные нам данные по мышьяку, датированные до 1997 г., получены со значительно меньшей чувствительностью определения, и эти данные сейчас не рассматриваются.

Таблица 4

Район отбора проб	Содержание мышьяка в донных грунтах		
	Содержание As, мг/кг грунта		
	$C_{\text{мин}}$	$C_{\text{макс}}$	фон
Готландский (Лиепая)	18	28	24
Скагеррак (Мосешер)	< 9	200	25
Борнхольмский	18	277*	25
Белое море, центр	26	173	64
Белое море, южный склон	10	189	52

* В статистике не учитывается проба из точки 55°21,38' с.ш., 15°37,82' в.д. с «ураганным» содержанием As 2658 мг/кг.

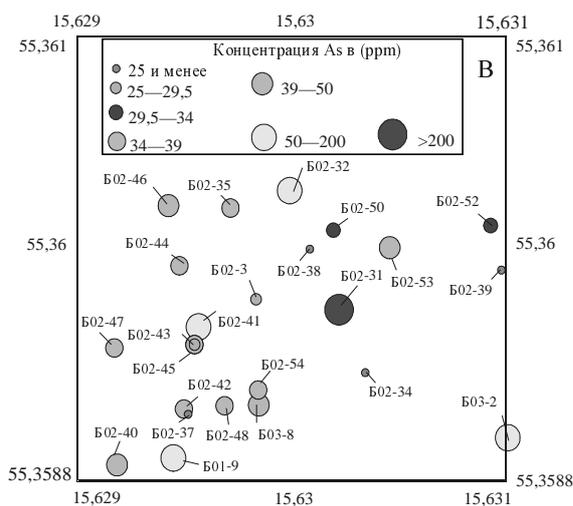
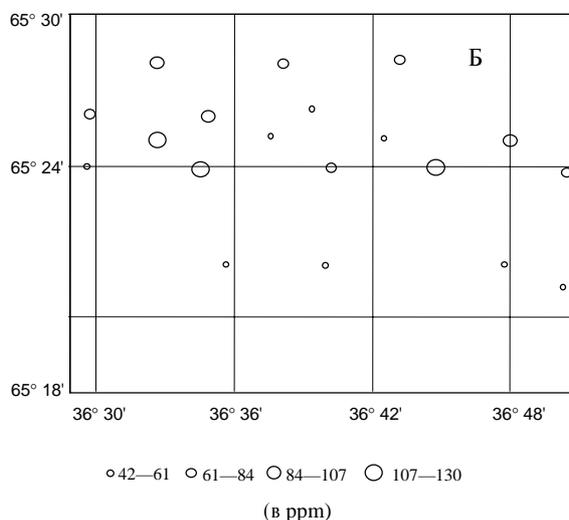
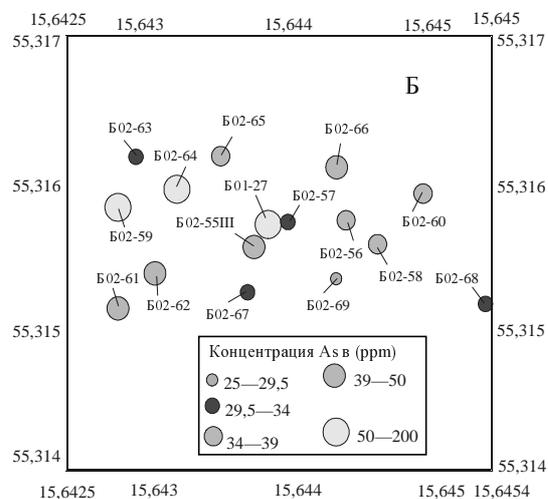
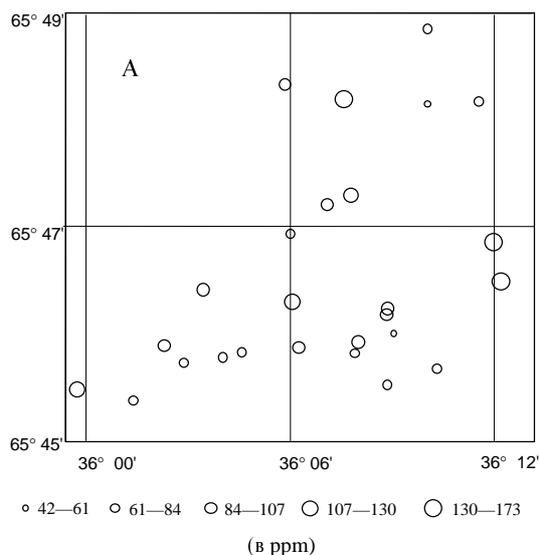
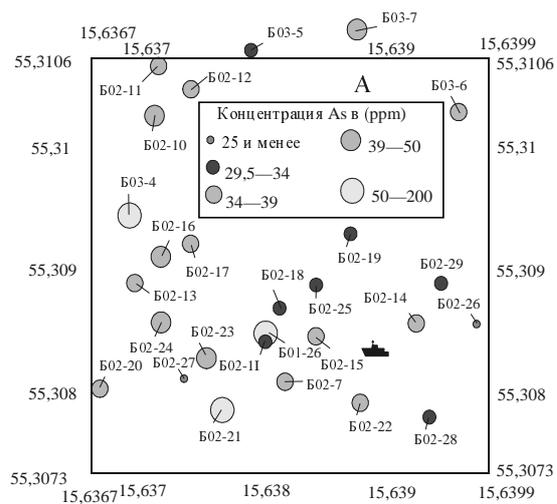


Рис.4. Распределение мышьяка в донных отложениях на двух участках (А, Б) в Белом море

Рис. 3. Распределение мышьяка в донных отложениях на трех участках (А, Б, В) в Борнхольмском районе захоронения ХО (по результатам отбора проб в 2001, 2002 и 2003 гг.)

Первые два полигона находятся вблизи, а последний — на большом удалении от обнаруженных затопленных судов. Данные разделены на 5 указанных групп. Размеры кружков соответствуют концентрации в мгAs/kg сухого грунта.

Мышьяк определялся в донных грунтах во всех районах исследовательских работ, указанных на рис. 1 и 2. Результаты представлены на рис. 3 и 4.

В табл. 4 приведены данные по минимальному, максимальному и типичному фоновому содержанию мышьяка для достоверно установленных районов захоронения ХО в Балтийском море и в проливе Скагеррак. Необходимо заметить, что минимальные и фоновые величины отличаются от представленных в отчете HELCOM [9], в котором в качестве типичного фонового содержания мышьяка в балтийских осадках указано 100 мг/кг, что значительно выше приведенной в табл. 4 оценки 24–25 мг/кг. Минимальное содержание мышьяка по нашим данным в Готландском и Борнхольмском бассейнах составляет 18 мг/кг, в Скагерраке оно оказалось ниже порога обнаружения. Для Готландского района максимальное содержание мышьяка в осадках в 3,5 раза ниже указанного в [9] фонового уровня. Пространственное распределение мышьяка в Готландском районе характеризуется малой дисперсией и отсутствием высоких концентраций. Однако сеть точек пробоотбора в этом обширном рай-

оне была недостаточно густой для того, чтобы считать полученные результаты представительными.

В Белом море пробы грунта в потенциально загрязненных районах (см. рис. 2) брались как с малых глубин, где преобладают песчаные и алевропесчаные грунты, так и в центральном бассейне с тонкими пелитовыми илами и в его южной присклонной части с алевро-пелитовыми и песчанистыми илами. Повышенные концентрации мышьяка обнаружены в пелитах, при этом фоновый уровень, около 60 мг/кг, оказался значительно выше, чем в балтийских пелитах. Максимальные и минимальные концентрации As донных отложений в центральной котловине Белого моря имеют тот же уровень, что и в Борнхольмском и Скагеррацком районах захоронения ХО. В присклонном районе с неоднородным составом илов были зафиксированы малые концентрации As в песчанистых грунтах.

Планшеты, на которых представлено распределение мышьяка по районам отбора проб в однородно-пелитовых илах Балтийского и Белого морей (рис. 3 и 4), демонстрируют «пятнистую» структуру поля концентрации As, и по этому признаку можно сделать заключение о техногенной природе в этих местах мышьяка в повышенной концентрации. Вместе с тем имеются основания для выводов о естественно-геологической природе повышенных концентраций As в Белом море, тем более, что здесь ни в одной из сотен исследованных проб не были обнаружены ни ОВ, ни продукты их гидролиза. Окончательные выводы требуют дальнейших исследований, направленных, в частности, на изучение химических форм мышьяка и его связи с геохимическим реперным элементом, которым для мышьяка является селен.

Измерения pH грунтовых и придонных вод. Пониженные значения pH грунтовых и придонных вод были зафиксированы только в одном из рейсов в 1997 г. В Скагеррацком районе пробы в двух из пяти точек отбора показали pH в придонном слое воды на уровне 6,52–6,31. Типичные значения pH для этих же вод в других точках составляли 7,2–7,6. Одна из точек отбора пробы, показавшей пониженное значение pH, находилась вблизи предполагаемого места затопления судна с немецким ХО. В Борнхольмском районе пониженные величины pH = 6,36–6,78 были обнаружены также в двух точках. В водах Лиепайского района понижение pH не зарегистрировано. В последующие рейсы выраженные понижения pH во всех обследованных районах не обнаруживались, но тем не менее, исследование вариаций pH будет продолжаться.

Определение фосфора в придонной воде. Естественное увеличение концентрации общего растворенного фосфора (P_{tot}) с глубиной связано с окислением органического взвешенного вещества. При окислении фосфор переходит в растворимую неорганическую форму, при этом концентрация органического фосфора (P_{org}) быстро уменьшается с увеличением глубины, а концентрация неорганического фосфора (P_{in}) как конечного продукта окисления возрастает и, в конце концов, доминирует. Повышенное содержание органического фосфора и его преобладание над P_{in} в при-

Содержание фосфора в придонных водах (в мкг-ат/л)

Район захоронения	$C_{мин}$			$C_{макс}$			Фон		
	P_{tot}	P_{min}	P_{org}	P_{tot}	P_{min}	P_{org}	P_{tot}	P_{min}	P_{org}
Мосешер	1,14	1,01	—	3,12	2,86	0,78	1,64	1,40	0,09
Борнхольм	3,24	2,60	—	10,7	7,80	3,10	5,8	4,86	0,42

донной воде следует рассматривать как признак наличия дополнительного источника P_{org} , например, фосфорсодержащих ОВ. Вероятность такого вывода становится более высокой, если отклонение в содержании фосфора совпадает с другими экологическими признаками ОВ, например, с понижением pH или появлением толерантных к иприту микроорганизмов.

Такие комплексные аномалии с 2–5-кратным превышением концентраций P_{tot} и P_{org} фонового уровня были обнаружены в районах Скагеррака и Борнхольма. Максимальные концентрации фосфора достигали 10 мкг-ат/л при пороге обнаружения 0,1 мкг-ат/л. Одна из точек с комплексной аномальностью, в том числе по железу во взвеси — 22%, была обнаружена вблизи затопленного судна. Повышенное содержание железа указывает на техногенную природу аномалии. Заметим, что мышьяк и фосфор не обнаруживались одновременно, и это легко объясняется тем, что данные элементы входят в различные ОВ [16]. Содержание фосфора представлено в табл. 5.

Обнаружение зарина. Зарин очень хорошо растворяется в воде, при этом гидролиз его протекает медленно, период полураспада составляет около 16 ч при температуре 0 °С. Поэтому в случае интенсивной утечки зарин может распространиться на большие участки акватории и причинить большой ущерб морской среде. По этой причине поиск зарина введен в задачу мониторинга, тем более что для обнаружения зарина имеются достаточно простые детекторы. Заметим, что зарин не упомянут в материалах Хельсинской Комиссии в списках затопленных ОВ. В более поздних материалах российскими [16] и американскими [17] специалистами указывалось, что общее количество произведенного в Германии зарина составляет от 1200 до 2000 т, но в отношении его дальнейшей судьбы были выдвинуты взаимоисключающие версии: по российской версии трофейный зарин оказался в распоряжении американского командования, а по американской версии — советского командования.

На одной из станций в Скагерраке (58°10,63' с.ш., 10°45,68' в.д.) в 2001 г. присутствие зарина было обнаружено в придонной воде. Аналогичные анализы борнхольмских проб в этом же рейсе дали отрицательный результат. Обнаружение зарина в районе пролива Скагеррак свидетельствует о большей достоверности российской версии.

Микробиологические исследования

Во всех районах захоронения ХО специалистами НИИЦЭБ РАН проводились качественные и количественные исследования микробиоты [18]. При этом определялось присутствие организмов, толерантных к иприту и продуктам его распада, а также организмов, способных разлагать иприт и продукты его распада.

Пробы отбирались из верхнего слоя осадка, придонной и поровой воды.

В микробиологических исследованиях определяли следующие параметры: 1) общее количество бактерий путем подсчета отфильтрованных организмов, 2) количество гетеротрофных организмов путем подсчета организмов после высева образцов на стандартную питательную агаровую среду, 3) количество микроорганизмов, толерантных к иприту, путем подсчета микроорганизмов после высева проб на специальную селективную питательную среду, в которой единственным источником углерода был иприт или продукты его гидролиза.

Было обнаружено, что количество микробиоты в придонных водах имеет порядок $3 \cdot 10^5$ клеток/мл, а количество гетеротрофных микроорганизмов $1,1 \div 3,0 \cdot 10^3$ клеток/мл. Высокое содержание толерантных к иприту микроорганизмов показали пробы, взятые в районах Скагеррака и Борнхольма — от 20 до 90% от общего количества гетеротрофных организмов. Этот эффект может быть легко объяснен селективирующим действием иприта. Микробиологические аномалии, как правило, совпадали с гидрохимическими аномалиями. Толерантные к иприту микроорганизмы обнаруживались также и в Лиепайском районе, но там картина была не столь отчетливой, как в двух вышеупомянутых районах. В котловине Белого моря в девяти из 25 исследованных проб придонной воды тем же методом определено количество гетеротрофных микроорганизмов, оно составило 75—270 клеток/мл, и количество микроорганизмов, толерантных к продуктам гидролиза иприта, — до 90%. Таким образом, результаты микроструктурного анализа свидетельствуют о присутствии иприта в этом районе Белого моря.

Из множества толерантных микроорганизмов, изученных в НИИЦЭБ, около 100 видов способны утилизировать иприт, в том числе и при пониженных до 4 °С температурах. Из этого следует, что некоторые организмы, селективируемые естественным путем в зонах захоронения ХО, способны разлагать отравляющее вещество в воде и осадках.

Исследование затопленных судов

В Скагерракском районе было картировано положение 12 объектов, один из которых был обследован с помощью арендованного подводного аппарата «FO», принадлежащего немецкой компании «Mariscope». Сильные приливные течения и большая глубина моря не позволяли удерживать заданную точку. Положительных результатов удалось добиться только после того, как управление аппаратом было передано с судна на мотобот, удерживавшийся за специально выставленный заякоренный буй.

Название затопленного судна идентифицировать не удалось. Судя по размерам якоря и других узнаваемых устройств, судно небольшое. Были обнаружены сильные разрушения, высокая степень коррозии металла, а также обрывки рыболовных сетей. Никаких признаков ХО, а также признаков деградации обитателей моря выявлено не было. Повсеместно в окрестностях затопленного судна и даже в проломах его бортов было множество рыб, рачков, крабов и других типичных обитателей воды и грунта. Из этого следует, что из разрушенного объекта не происходило утечек

токсичных веществ в летальных дозах. Однако судить о наличии или отсутствии потенциальной угрозы нельзя, пока не будет выяснено, содержится ли в трюмах затопленного судна отравляющее вещество и каково его состояние.

В июне 2001 г. аналогичные работы с использованием подводного аппарата «SeeEye» были выполнены в Борнхольмском районе с польского исследовательского судна «Доктор Любецки», приглашенного для совместных работ с НИС «Профессор Штокман». Условия для работы с подводным аппаратом в этом районе были значительно лучше, чем в первом: штилевое море, глубина 96 м, что вдвое меньше, чем в проливе Скагеррак. Единственное, но преодолимое препятствие — это сравнительно сильные течения. Для удержания позиции использовался якорь. Положение затопленных объектов было предварительно определено с помощью многолучевого эхолота вблизи точек обнаружения судном «Профессор Штокман» акустических и магнитных целей.

Первое из затопленных судов в соответствии с его изображением, полученным многолучевым эхолотом, имеет длину возвышающейся над дном части корпуса около 45 м и ширину около 15 м, возвышение над грунтом — 4 м. Подводные фотографии представлены в [15]. Судно сильно разрушено. Корпус опутан обрывками рыболовных сетей, некоторые из них поднимаются плавучими кухтылями в виде шатров. Эти приподнятые сети маскируют вертикальный размер затопленного объекта. По данным визуального обследования и сейсмоакустического профилирования корпус глубоко погружен в осадочную толщу. На дне наблюдаются многочисленные фрагменты судовых конструкций. Из примечательных объектов можно отметить узнаваемый хвостовой стабилизатор бомбы [15].

Второе затопленное судно оказалось еще более разрушенным и погруженным почти полностью в осадочную толщу. На его палубе были обнаружены два артиллерийских снаряда в деревянных ящиках [15]. Из этого можно заключить, что оба судна транспортировали оружие в качестве палубного груза. Являются ли эти снаряды химическими и какой груз находится в трюмах — не известно. Взятие образцов оружия и любых иных предметов в рамках заведенного обследования не планировалось. Это задача будущего, требующая специальной подготовки.

На фотографиях [15] видно, что снаряды повреждены, но полностью не разрушены. В слабо аэрированных борнхольмских водах скорость коррозии, по видимому, ниже принятой в инженерных расчетах величины 0,1 мм/год [13]. Если бы коррозия в борнхольмских водах шла с такой скоростью, то металлические материалы со стенками толщиной менее 5 мм должны были бы исчезнуть. Вполне вероятно, что главный груз, предположительно ХО, сохранился, и значит, он потенциально опасен.

В пробах воды и грунта, взятых в непосредственной близости от затопленных судов, были обнаружены умеренные концентрации мышьяка, 60—88 мг/кг. В других точках района, где нет затопленных судов, содержание мышьяка достигало 200 мг/кг (см. рис. 3, 4). Микробиологические пробы не отбирались.

Никаких обитателей грунта и воды ниже границы халоклина, совпадающей с оксиклином, в районе обнаружено не было, но эта безжизненность объясняется

дефицитом кислорода, а не возможным токсическим воздействием.

Третье затопленное судно было обнаружено сейсмоакустическим профилографом, однако обследовать его с помощью подводного аппарата не удалось.

Обнаружение затопленных в Борнхольмском районе судов является первым подтверждением предположения немецких экспертов о действиях Британского командования в 1945 году [1, 9].

Обсуждение результатов исследований

Представленные материалы свидетельствуют о том, что в районах, где несомненно или предположительно присутствует ХО, имеются признаки утечки ОВ и воздействия его на природную среду. Показано, что в случае химического загрязнения грунтов и придонных вод, локализация этого загрязнения крайне маловероятна, поскольку даже в замкнутых котловинах существует эрозия верхнего слоя осадков и частичное или полное обновление вод придонного слоя. Очевидно, что в такой ситуации ключевое значение приобретает задача определения степени экологической угрозы морской среде и населению. Только в случае реализации этой задачи можно будет принимать обоснованное решение о мерах и соответствующих затратах по предотвращению или минимизации угрозы. Спектр суждений по данному вопросу весьма обширен — от прогнозирования катастроф до нулевого эффекта.

Остановимся на некоторых характерных прогнозах.

Залповые выбросы ОВ. Этот вариант катастрофического развития процесса разрушения оболочек, содержащих ОВ (контейнеры, бомбы, снаряды и др.) рассматривается в [13, 19] с учетом того, что большая часть ХО находится в трюмах затопленных судов и боеприпасы сложены штабелями. При одновременной коррозии оболочек их корпуса герметизируются, теряется прочность, под действием силы тяжести штабель боеприпасов осядет и ОВ начнет энергично поступать в окружающую воду. Предполагаемые сроки вероятных выбросов основаны на том положении, что имеется конечное число типов оболочек, каждому из них предписан вполне определенный срок прочности (в пределах до 100 лет и более). Дальнейшее поведение высвободившегося ОВ специально не анализируется, но при оценке угрозы принимается во внимание, что, кроме специфического токсического воздействия, возможно мутагенное и канцерогенное действие ОВ и продуктов гидролиза. В качестве наиболее эффективной меры по предотвращению залповых выбросов предлагается заполнение трюмов затвердевающими цементными растворами как альтернатива созданию внешних укрытий типа саркофагов.

Скептическое отношение к прогнозированию залповых выбросов основаны на том, что растворимые отравляющие вещества, высвобождающиеся из корродирующих оболочек, подвергнутся гидролизу до обрушения штабеля, а вязкие и твердые ОВ в любом случае останутся в прежнем объеме.

Катастрофический характер воздействия. Несостоятельность тезиса о способности токсического действия источника ОВ в масштабах целого моря базируется на расчетах реальных объемов водной акватории, в пределах которых локализуются токсические свойст-

ва ОВ. В [4] предложены методы расчета площади распространения ОВ путем адвекции и диффузии с одновременным протеканием процессов растворения и гидролиза. На примерах иприта, люизита, табуна и зарина проведены расчеты дальности (объема, площади) зоны поражения и продолжительности токсического действия. Рассмотрены случаи воздействия импульсного единичного источника, описываемого только массой поступившего в воду ОВ, и непрерывного точечного источника, описываемого только скоростью поступления ОВ в воду. Предшествующие фазы процесса, связанные с реальным расположением источника (например, в толще ила), в данном случае не рассматриваются. Предполагается, что ОВ действует в течение десяти периодов полураспада в результате гидролиза. Условия, в которых действуют источники, определяются на основании общих характеристик района захоронения. Подобные расчеты полезны, поскольку дают отправную информацию при общей оценке масштабов негативного токсического воздействия. При этом не исключается оценка возможного максимального эффекта. Например, импульсные источники, высвобождающие 1 кг ОВ, будут биологически значимо действовать в условиях шельфовых морей в следующих пространственно-временных масштабах:

	Объем зоны поражения, м ³	Продолжительность действия, ч
Табун	$2,3 \cdot 10^5$	11
Зарин	$2,4 \cdot 10^5$	11
Люизит	$2,4-10^2$	0,4

Для малорастворимого иприта зона заражения до уровня исчезновения токсичности, согласно расчету, составляет несколько сантиметров вокруг источника, но существует она весьма долгое время.

В случае медленного поступления ОВ из единичного источника, что характерно для точечной коррозии оболочек, не ведущей к быстрой потере прочности, зона поражения сокращается по сравнению с вариантом импульсного высвобождения, а время действия зависит от первоначальной массы отравляющего вещества.

Район массового захоронения рассматривается как множественный источник, для которого типичным является следующий процесс. По истечении некоторого времени, требуемого для разгерметизации значимого начального количества предметов вооружений (около 10 лет), начинает одновременно действовать множество отдельных источников с ограниченными радиусами негативного эффекта, не выходящими за границы района; продолжительность действия отдельного источника оценивается в несколько месяцев. В масштабах района этот процесс должен длиться около 10 лет, но если пользоваться не теоретическими верхними оценками скорости высвобождения, а более реальными, то общая продолжительность процесса высвобождения ОВ увеличивается до 30—50 лет.

Воздействие ОВ и продуктов гидролиза на морскую среду. Здесь следует учитывать следующие факторы и последствия: 1) токсическое воздействие, 2) ущерб от биоаккумуляции токсикантов, проникших в пищевые цепи, 3) эффект от перманентного загрязнения осадочного слоя мышьяком — конечным продуктом гид-

ролиза люизита. Опасные загрязненные объемы воды могут накапливаться вблизи источников табуна, зарины и люизита, но не иприта и других малорастворимых отравляющих веществ.

Возможность биоаккумуляции ОВ и их производных для большинства видов ОВ нулевая или очень низкая. Только мышьяк имеет низкую или умеренную вероятность биоаккумуляции в организмах, обитающих в загрязненных этим элементом илах. При этом в глубоководных районах проникновение мышьяка в высшие уровни трофических цепей маловероятно из-за низкого потребления бентоса обитателями в пелагиали. В мелководных районах это возможно.

Вред для населения. Реальным канцерогенным действием на людей, употребляющих в пищу много рыбы, по мнению западных экспертов, может обладать только мышьяк. Для рыбаков реальную угрозу имеют контакты с затреленными предметами ХО и сгустками иприта.

Экономический ущерб может быть причинен рыбодобывающим отраслям, если будут превышены санитарные нормы по содержанию в рыбе мышьяка, установленные в различных странах в пределах от 1 до 5 мг/кг. Возможен экономический ущерб, если присутствие ОВ будет затруднять или исключать освоение морских месторождений нефти и проведение других видов работ на донном грунте.

Заключение

Помимо специалистов, широкая дискуссия на тему «что делать с затопленным ХО?» ведется и журналистами, и политиками. Задача специалистов — давать обоснованные рекомендации, но надежным обоснованием могут быть только результаты исследований, сочетающие теорию и эксперимент. Несмотря на очевидность такого вывода, экспериментальные исследования по-прежнему ведутся неудовлетворительными темпами, недостаточными техническими средствами, без должной кооперации специалистов, в том числе на международном уровне.

Поскольку в приведенных выше оценках западных экспертов отсутствуют сведения о состоянии и видах ХО, о заключенного в них отравляющего вещества, о развитии коррозии обочек, вопросы безопасности нельзя считать исчерпанными. В частности, нет оценки потенциального риска, создаваемого «концентрированными» опасными источниками в виде затопленных судов с ХО ни для Скагеррака, ни для Балтики, где вероятность таких источников, как показали наши исследования, также вполне реальна.

Необходимо проверить наличие (или отсутствие) ХО на судах, найденных в Борнхольмском районе, и в случае его обнаружения — изучить состояние ХО и ОВ по представительным образцам. Требуются также экспериментальные данные по развитию коррозии в различных условиях.

Основная цель дальнейших исследований должна состоять в уточнении содержания потенциальной угрозы окружающей среде и населению и методов ее количественной оценки. Расчет потенциального экологического риска является единственным аргументом для принятия решения о проведении дорогостоящей консервации опасных объектов. Не исключено, что такое решение будет принято именно для Борнхольм-

ского района, где гидрологические условия (активная придонная динамика в сочетании с ограничением масштабов вертикального перемешивания вследствие сильной плотностной стратификации) могут способствовать формированию более опасных концентраций токсикантов, чем в других районах. В этом случае представляется целесообразным провести обследование затопленных судов именно в Борнхольмском районе, тем более, что условия для подводных работ здесь значительно легче, чем в проливе Скагеррак.

ЛИТЕРАТУРА

1. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989—1993; Background document, Balt. Sea Environ. Proc. № 64B. HELCOM, 1996.
2. The challenge of old chemical munitions and toxic armament wastes. Eds. T. Stock, K. Lohs. SIPRI Chemical & Biological Warfare Studies № 16, Oxford University Press, 1997, 337 p.
3. Sea-dumped chemical weapons: Aspects, problems and solutions. NATO ASI Ser. 1. Disarmament Technologies, v. 7. Ed. A.V. Kaffka. Dordrecht-Boston-London: Kluwer Academic Publishers, 1996, 170 p.
4. Ocean dumping of chemical munitions: environmental effects in Arctic SeAs. MEDEA Office, MS Z059 1820 Dolley Madison Blvd. McLean, Virg. 22012, 1997, 241 p.
5. Chemical munition dump sites in coastal environments. Eds. T. Missiaen, J.P. Henriët. Renard Centre of Marine Geology, University of Gent, Belgium, 2002, 167 p.
6. Reynders F. Ibid, 2001, p. 157—163.
7. Anikiev V.V., Dudarev O.V., Kolesov G.M. Inter. Geochemistry, 2001, № 3, p. 340—356.
8. Laurin F. The challenge of old chemical munitions and toxic armament wastes. Eds. T. Stock, K. Lohs. 1997, SIPRI Chemical & Biological Warfare Studies № 16, Oxford University Press, p. 263—278.
9. Chemical munitions in the southern and western Baltic Sea — compilation, assessment and recommendations. Federal Maritime and Hydrographic Agency, Hamburg, Germany. HELCOM, 1993.
10. Paetzel M. Chemical munition dump sites in coastal environments. Eds. T. Missiaen, J.P. Henriët. Renard Centre of Marine Geology, University of Gent, Belgium, 2002, p. 133—144.
11. Report on the availability of correct information on dumped chemical munition on the Swedish continental shelf. HELCOM CHEMU 1/3, 1993.
12. Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea. HELCOM CHEMU 15/5/1, 1994.
13. Complex analysis of the hazard related to the captured German chemical weapon dumped in the Baltic Sea. HELCOM CHEMU 2/2/1/Rev.1, 1993.
14. Кольчицкий Н.Н., Монин А.С., Пака В.Т. Океанология, 1996, т. 346, № 2, с. 255—259.
15. Paka V., Spiridonov M. Chemical munition dump sites in coastal environments. Eds. T. Missiaen, J.P. Henriët. Renard Centre of Marine Geology, University of Gent, Belgium, 2002, p. 27—42.
16. Александров В.Н., Емельянов В.И. Отравляющие вещества. М.: Воениздат, 1990, 272 с.
17. Ocean dumping of chemical munitions: environmental effects in Arctic seas, May 1997, MEDEA.
18. Medvedeva N.G., Spiridonov M.A., Polyak Yu.M. e. a. Ecological assessment condition for dumpsites of chemical weapon in the Baltic Sea/Ecological chemistry, 1998, v. 7, № 1, p. 20—26.
19. Борисов Т.Н. Тр. III Междунар. научно-техн. конф. «Современные методы и средства океанологических исследований». Москва, ИО РАН, 1997, с. 17—21.