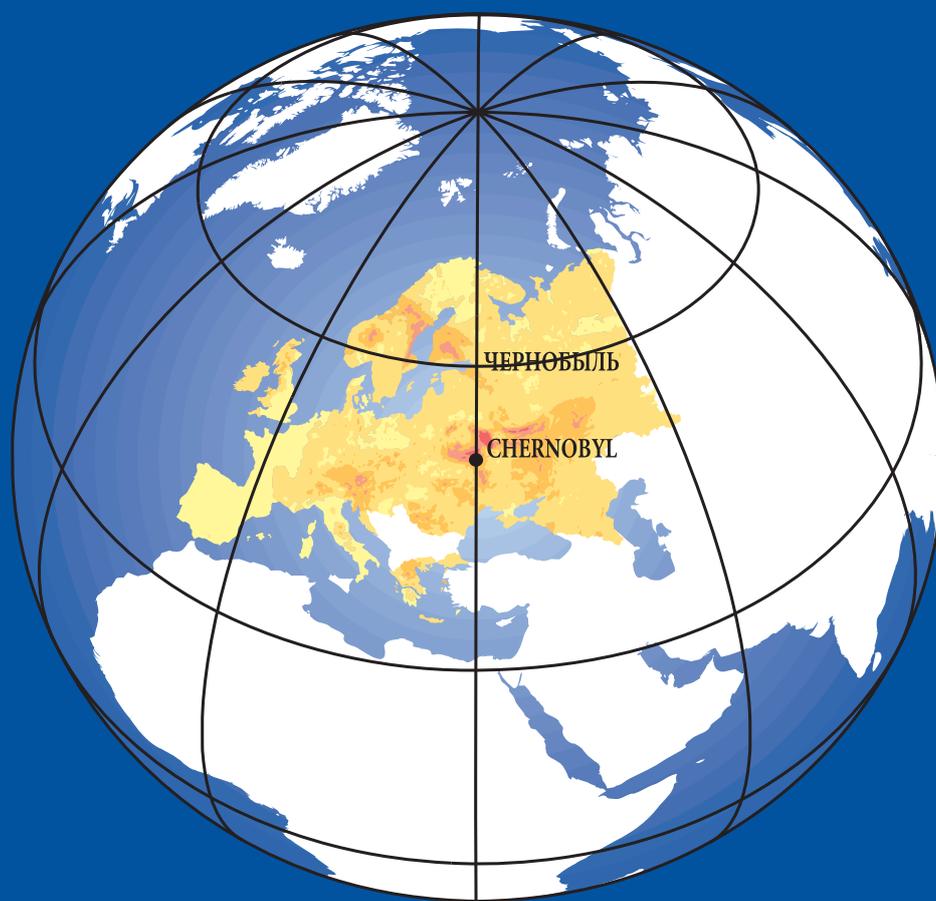


АТЛАС

ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЕВРОПЫ
ЦЕЗИЕМ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

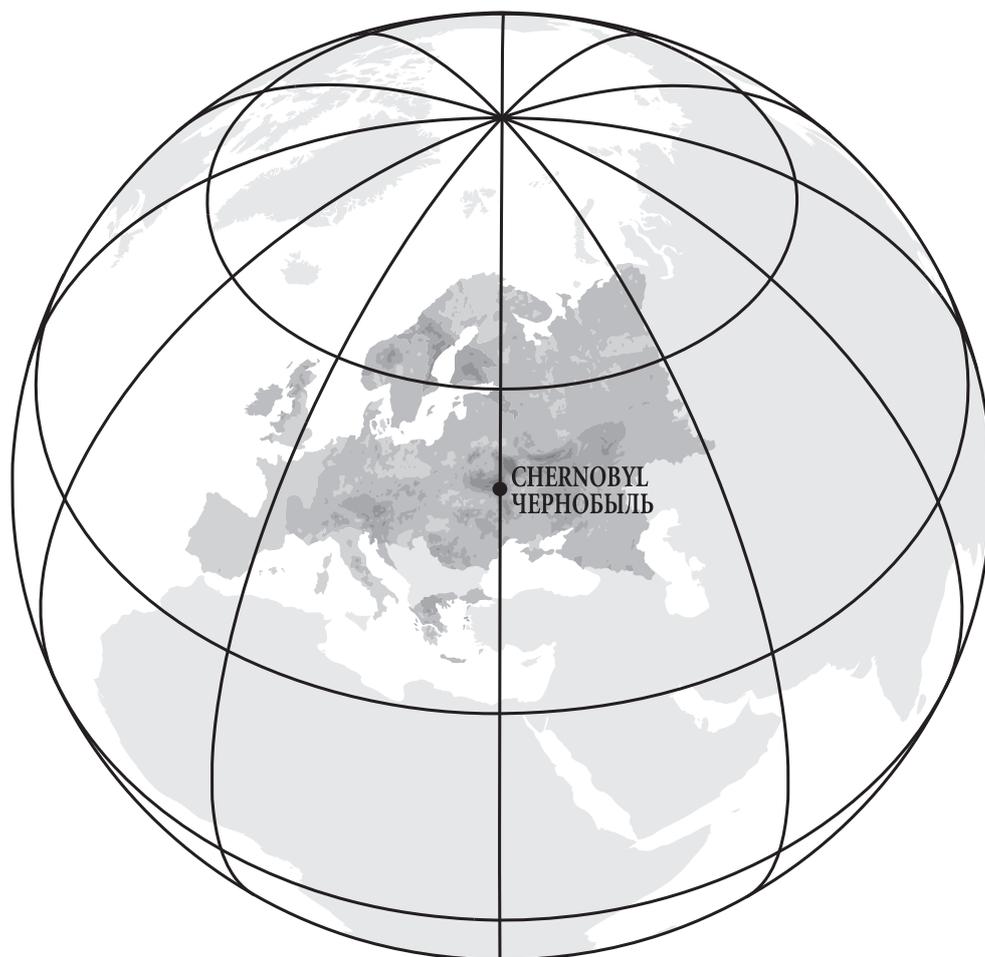


1998



АТЛАС

ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЕВРОПЫ
ЦЕЗИЕМ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ



ПУБЛИКАЦИЯ

Люксембургское бюро для официальных изданий европейских сообществ

ISBN 92-828-3140-X

Цифра каталога CG-NA-16-733-29-C

EUR 16733

EN, RU

© Авторские права: Европейское сообщество производителей угля и стали, ЕЭС, Европейская комиссия атомной энергии, Брюссель - Люксембург

© Авторские права: ЕК/ИГКЭ, Росгидромет/Минчернобыль (Украина)/Белгидромет, 1998

Все авторские права защищены. Ни одна из частей данной публикации не может воспроизводиться в поисковой системе или передаваться в любой форме или любыми средствами: электронными, механическими, фотокопированием, записью или любым другим способом, без предварительного разрешения следующих организаций:

Институт глобального климата и экологии (ИГКЭ, Москва, Россия);

Минчернобыль (Украина, Киев);

Республиканский Центр радиации и мониторинга окружающей среды (Минск, Беларусь);

Европейская Комиссия.

ПРАВОВОЕ ПРЕДУПРЕЖДЕНИЕ

Ни Европейская Комиссия, ни ИГКЭ, ни Росгидромет, ни Минчернобыль (Украина), ни Белгидромет, а также никто другой, выступающий от их имени, не несут ответственности за возможное использование данной информации.

АТЛАС ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЕВРОПЫ ЦЕЗИЕМ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛСКОЙ АВАРИИ

Авторы

М. Де Корт ⁽¹⁾, Г. Дюбуа ⁽¹⁾, Ш.Д. Фридман ⁽²⁾, М.Г. Герменчук ⁽³⁾,
Ю.А. Израэль ⁽²⁾, А. Янссенс ⁽⁴⁾, А.Р. Джонес ⁽¹⁾, Г.Н. Келли ⁽⁵⁾,
Е.В. Квасникова ⁽²⁾, И.И. Матвеевко ⁽³⁾, И.М. Назаров ⁽²⁾,
Ю.М. Покумейко ⁽³⁾, В.А. Ситак ⁽⁶⁾, Е.Д. Стукин ⁽²⁾, Л.Я. Табачный ⁽⁷⁾,
Ю.С. Цатуров ⁽⁸⁾, С.И. Авдюшин ⁽⁸⁾

КООРДИНАЦИЯ ПРОЕКТА

Научное руководство

Ю.А. Израэль ⁽²⁾

Общая координация

М. Де Корт ⁽¹⁾ (ЕК)
Ю.С. Цатуров ⁽⁸⁾ (СНГ)

Государственная координация

Ю.А. Израэль ⁽²⁾ (Россия)
И.И. Матвеевко ⁽³⁾ (Беларусь)
Л.Я. Табачный ⁽⁷⁾ (Украина)

Координатор от Европейской Комиссии

Г.Н.Келли ⁽⁵⁾

Редакторская группа

М. Де Корт ⁽¹⁾, Ш.Д. Фридман ⁽²⁾, Ю.А. Израэль ⁽²⁾, А.Р. Джонес ⁽¹⁾,
Г.Н. Келли ⁽⁵⁾, Е.В.Квасникова ⁽²⁾, И.И. Матвеевко ⁽³⁾, И.М. Назаров ⁽²⁾,
Е.Д. Стукин ⁽²⁾, Л.Я. Табачный ⁽⁷⁾, Ю.С. Цатуров ⁽⁸⁾

Сбор, интеграция и оценка радиологических данных

М. Де Корт ⁽¹⁾, Г. Дюбуа ⁽¹⁾, Ш.Д. Фридман ⁽²⁾, Е.В. Имшенник ⁽²⁾,
Е.В. Квасникова ⁽²⁾, М.Г. Герменчук ⁽³⁾, Е.Шпира ⁽⁶⁾, Л. Скуднова ⁽⁶⁾,
Е.Д. Стукин ⁽²⁾, О.М. Жукова ⁽³⁾

Метеорологические данные и карты

М. Де Корт ⁽¹⁾, Г. Дюбуа ⁽¹⁾, А.Р. Джонес ⁽¹⁾, У. Клуг ⁽⁹⁾, В.Н.Петров ⁽²⁾

Подготовка интерполированных карт загрязнения

В.Чабанюк ⁽¹⁰⁾, Г.Дюбуа ⁽¹⁾, Л. Хоменко ⁽¹⁰⁾, А.Л. Лелякин ⁽²⁾, М.А. Подгайская ⁽³⁾

Подготовка картографических основ

И. Бауэр ⁽¹⁾, М. Де Корт ⁽¹⁾, А. Дышлык ⁽¹¹⁾, А.Р. Джонес ⁽¹⁾,
О. Олейник ⁽¹¹⁾, Б. Уолкер ⁽¹⁾

- (1) Институт окружающей среды, Объединенный научный центр ЕК, Испра, Италия
- (2) Институт глобального климата и экологии, Москва, Россия
- (3) Белгидромет, Министерство по чрезвычайным ситуациям, Минск, Беларусь
- (4) Европейская Комиссия, XI.C.1, Люксембург
- (5) Европейская Комиссия, XII.F.6, Брюссель, Бельгия
- (6) Держкомгидромет, Киев, Украина
- (7) Минчернобыль, Киев, Украина
- (8) Росгидромет, Москва, Россия
- (9) Институт Метеорологии, Высшая техническая школа, Дармштадт, Германия
- (10) Системы разума - ГЕО, Киев, Украина
- (11) Укргеодезкартография, Киев, Украина

Благодарность

Созданный Атлас не был бы подготовлен без данных, представленных каждой страной Европы, пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС. Списки стран, предоставивших данные, а также лиц, выступивших в роли назначенных государственных координаторов, перечислены в [Приложении F](#). Их вклад и помощь, оказанная при редактировании окончательных вариантов карт по их странам, заслуживают огромной благодарности. Финансовая поддержка проекта, осуществившегося в рамках Соглашения ЕК/СНГ по международному сотрудничеству по оценке последствий Чернобыльской аварии, была предоставлена Европейской Комиссией и соответствующими министерствами, занимающимися проблемами ликвидации последствий Чернобыльской аварии в Беларуси, России и на Украине. Финансирование проекта в рамках Европейской Комиссии осуществлялось за счет отдельных бюджетных ассигнований, выделяемых Европарламентом для изучения последствий Чернобыльской аварии. Отделение исследований в области радиационной защиты Генерального Директората XII несло ответственность в рамках Комиссии за управление совместной программой. Помощь Отделения по радиационной защите Генерального Директората XI, осуществлявшего связи со многими странами Центральной и Восточной Европы и с некоторыми государствами-членами Европейского Союза, также заслуживает благодарности.

Необходимо также с благодарностью отметить огромную роль и важный вклад, сделанный Институтом окружающей среды в Объединенном научном центре (Испра, Италия). Он отвечал за использование инструмента геоинформатики для составления карт на основании многочисленных источников данных, а также за передачу соответствующей технологии принимающим участие в сотрудничестве странам бывшего Советского Союза. Использование аналогичной технологии в нескольких институтах будет в значительной степени способствовать будущему сотрудничеству в этой области. Приносим благодарность г-ну Марку ван Лидекеке за информационную поддержку и разработку программного обеспечения на начальном этапе проекта. Особо следует упомянуть и поблагодарить г-жу Адриану Чичери за неоценимую административную помощь и поддержку, в частности, организацию поездок в Объединенный научный центр специалистов из Беларуси, России и Украины.

Очень горько, что один из главных авторов Атласа, профессор Ш.Д. Фридман, неожиданно скончался, когда работа над Атласом приближалась к своему завершению. Он внес большой вклад в составление Атласа, его высокая ответственность, внимание к малейшим деталям, связанным с работой, а также его профессионализм надолго запомнятся всем, кому посчастливилось с ним работать в рамках этого и других проектов. К сожалению, он не смог увидеть подготовленный Атлас, которым бы он, безусловно, гордился. Атлас будет служить свидетельством его деятельности во многих областях знаний.

Консультант по картографии

Ловелл Джонс Лтд., Оксфорд, Великобритания

Перевод

Н.Ю. Вайль ⁽²⁾, О.В. Глушко ⁽²⁾, М.Коган, П. Тейлор

Печать

Эдинбургское издательство, Эдинбург, Великобритания

Предисловие

Европейская Комиссия и Министерства Беларуси, России и Украины, ответственные за ликвидацию последствий аварии на Чернобыльской АЭС, осуществили совместную программу изучения последствий этой аварии. Программа осуществлялась в течение 1992-1995 гг. в рамках официального соглашения между Европейской Комиссией и соответствующими Министерствами трех стран. Программа финансировалась за счет специального бюджета, одобренного Европейским Парламентом. В рамках этой программы осуществлялось 16 отдельных проектов по изучению влияния последствий аварии на здоровье человека и окружающую среду, по обеспечению организации их долгосрочного контроля, по организации радиационного мониторинга в случае аварийных ситуаций. Результаты, полученные в рамках этой программы, были опубликованы в 16 томах и представлены на важнейшей по этому вопросу Международной конференции, состоявшейся в Минске в марте 1996 г.

Один из проектов был посвящен подготовке Атласа выпадений на всю территорию Европы радиоактивных продуктов, выброшенных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Обработка данных и их представление с различным разрешением и качеством проводилась и в прошлом с целью картографирования загрязнения во многих странах или районах, но до этого проекта все многочисленные данные не были сведены воедино и общая карта загрязнения по всей Европе не была получена. Работа по сбору и обработке таких данных была огромной, и все участники проекта заслуживают благодарности за полученные результаты. Нельзя было подготовить Атлас, не имея данных от каждой европейской страны, где имели место выпадения, вызванные аварией; важный вклад этих государств признается с благодарностью.

Атлас будет служить авторитетным источником по исследуемому вопросу в течение многих лет и будет представлять большой интерес для общественности и научного сообщества. Для многих, вероятно, интерес не будет выходить за рамки выяснения уровней загрязнения в местах, где они сами проживают, или где они могли находиться в момент аварии. Других же может заинтересовать неоднородность картины выпадений и широкий масштаб распространения загрязнения, которое не считается с географическими или государственными границами. Многочисленные и разнообразные данные, на основании которых составлялся Атлас, были под-готовлены в электронной форме и могут быть использованы в будущем в качестве ценного источника в научной работе, в частности они будут способствовать лучшему пониманию сложных процессов рассеяния и выпадений, оптимизации мониторинга окружающей среды в случае любой возможной аварии.

В перспективе Атлас будет способствовать также пониманию современной радиологической значимости радиоактивного загрязнения Европы. Это важно для всех жителей Европы, и в особенности для тех, кто живет в странах бывшего Советского Союза, где выпадения были максимальными. Большое беспокойство продолжает вызывать потенциальный риск проживания на загрязненных территориях. Эта обеспокоенность часто несоразмерна с действительным риском, но она продолжает существовать и вызывает вопросы у тех, кто подвергается воздействию радиации. Обнадеживающим является то, что грамотная интерпретация данных Атласа в некоторой степени позволит ослабить такое беспокойство. И если это произойдет, то Атлас будет иметь важную социальную значимость, которая дополнит его научную важность.

Координационный Совет учрежден в рамках Соглашения между Европейской Комиссией и министерствами Беларуси, России и Украины, ответственными за ликвидацию последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

И.Кеник
Министр, Беларусь

Е.Андретта
Директор (XII/F), ЕК

С. Хетагуров
Зам. министра,
Россия

Дж.Синнав
Начальник Отделения
(XII/F/6), ЕК

В.Холоша
Министр, Украина

К.Чадуик
Заведующий Сектором
(XII/F/6), ЕК

Марта 1998 г.

Содержание

Текст	Страница
I. Общее введение	13
II. Авария на Чернобыльской атомной электростанции	15
<i>A. Описание аварии и выброса радиоактивности</i>	<i>15</i>
<i>B. Реакция на аварию</i>	<i>18</i>
III. Загрязнение территории Европы цезием-137	21
<i>A. Введение.</i>	<i>21</i>
<i>B. Исходные данные</i>	<i>21</i>
<i>C. Методы обработки исходных данных</i>	<i>22</i>
<i>D. Загрязнение цезием территории Европы (см. вкладная иллюстрация 1)</i>	<i>22</i>
<i>D.1. Загрязнение до Чернобыльской аварии</i>	<i>22</i>
<i>D.2. Загрязнение после Чернобыльской аварии</i>	<i>23</i>
<i>E. Загрязнение цезием территорий государств Европы (см. вкладная иллюстрация 3 до 25)</i>	<i>24</i>
<i>F. Загрязнение цезием отдельных территорий (см. вкладная иллюстрация 27 до 60)</i>	<i>26</i>
<i>G. Количество выпадений цезия-137 в Европе и его пространственное распределение</i>	<i>27</i>
IV. Выпадения других радионуклидов чернобыльского происхождения (помимо цезия-137)	30
<i>A. Введение</i>	<i>30</i>
<i>B. Изотопы цезия</i>	<i>30</i>
<i>C. Следы выпадений стронция-90 и плутония-239, -240</i>	<i>31</i>
V. Радиологическая значимость загрязнения в результате Чернобыльской аварии	33
<i>A. Введение</i>	<i>33</i>
<i>B. Природные источники</i>	<i>33</i>
<i>C. Искусственные источники.</i>	<i>35</i>
<i>D. Сравнение дозовой нагрузки от цезия-137 чернобыльского происхождения с дозовыми нагрузками от других источников излучения</i>	<i>36</i>

VI	Библиографические ссылки	38
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ А</i> <i>МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ ВО ВРЕМЯ АВАРИИ</i>	<i>41</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ В</i> <i>ОБЗОР МЕТОДИК ИЗУЧЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ И ХАРАКТЕРИСТИКА ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ДАННЫХ</i>	<i>45</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ С</i> <i>ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ И ИХ РОЛЬ В ПРОЕКТЕ</i>	<i>49</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ D</i> <i>ПРОЦЕДУРА ИНТЕРПОЛЯЦИИ ПРИМЕНИТЕЛЬНО К ИСХОДНЫМ ДАННЫМ</i>	<i>52</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ E</i> <i>СВЯЗЬ МЕЖДУ РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ И НЕКОТОРЫМИ ГЕОГРАФИЧЕСКИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ</i>	<i>57</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ F</i> <i>СПИСОК ЛИЦ, ПРЕДОСТАВИВШИХ ДОПОЛНИТЕЛМНУЮ ИНФОРМАЦИЮ ПО СВОИМ СТРАНАМ</i>	<i>58</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ G</i> <i>ИСТОЧНИКИ ДАННЫХ - БИБЛИОГРАФИЯ</i>	<i>63</i>
	<i>ПРИЛОЖЕНИЕ H</i> <i>СВОДКА ТАБЛИЦ, РИСУНКОВ</i>	<i>70</i>

Содержание

Карты	Вкладная иллюстрация
<u>Европейская карта загрязнения цезием-137</u>	1
Национальные/областные карты загрязнения цезием-137	
<u>Указатель карт государств Европы</u>	2
<u>Скандинавия, Север (Норвегия, Швеция и Финляндия)</u>	3
<u>Скандинавия, Юг (Норвегия, Швеция, Финляндия и Дания)</u>	4
<u>Эстония, Латвия и Литва</u>	5
<u>Республика Ирландия и Соединенное Королевство</u>	6
<u>Германия и Швейцария</u>	7
<u>Польше и Россия (Калининград)</u>	8
<u>Бенелюкс и Франция</u>	9
<u>Чешская Республика, Австрия и Лихтенштейн</u>	10
<u>Венгрия и Словакия</u>	11
<u>Испания</u>	12
<u>Италия, Словения и Хорватия</u>	13
<u>Румыния и Молдова</u>	14
<u>Греция и Европейская Турция</u>	15
<u>Полигоны Вороного: Беларусь</u>	16
<u>Беларусь</u>	17
<u>Полигоны Вороного: Украина</u>	18
<u>Украина</u>	19
<u>Карта точек оразца: Россия</u>	20
<u>Россия (северо-западная часть европейской территории)</u>	21
<u>Россия (северная часть Европейской территории)</u>	22
<u>Россия (центральная часть Европейской территории)</u>	23
<u>Россия (восточная часть Европейской территории и южный Урал)</u>	24
<u>Россия (южная часть Европейской территории)</u>	25
Карты в местном масштабе: участки высшего загрязнения цезием-137	
<u>Указатель карт территорий с повышенным и очень высоким загрязнением</u>	26
<u>Норвегия</u>	27
<u>Швеция 1</u>	28
<u>Швеция 2</u>	29
<u>Швеция 3</u>	30

Швеция 4	31
Финляндия 1	32
Финляндия 2	33
Соединенное Королевство	34
Чехия, Польша и Словакия	35
Альпы 1 (Италия и Швейцария)	36
Альпы 2 (Австрия и Германия)	37
Альпы 3 (Австрия, Италия и Словения)	38
Румыния	39
Греция	40
Россия 1	41
Россия 2	42
Россия 3	43
Беларусь 1	44
Беларусь 2	45
Россия 4	46
Россия 5	47
Россия 6	48
Беларусь и Украина 1	49
Беларусь, Россия и Украина	50
Россия и Украина 1	51
Россия 7	52
Беларусь и Украина 2	53
Беларусь и Украина 3	54
Россия и Украина 2	55
Украина 1	56
Украина 2	57

Карты в местном масштабе: участки самого высшего загрязнения цезием-137

Брянск Гомель-Могилев 1	58
Брянск Гомель-Могилев 2	59
Чернобыльская зона	60

Ежедневные метеорологические карты	
26 апреля - 29 апреля 1986 г.	61
30 апреля - 3 мая 1986 г.	62
4 мая - 7 мая 1986 г.	63
8 мая - 11 мая 1986 г.	64
Демографические и географические особенности Европы	65

I. Общее введение

Атлас подготовлен в рамках программы сотрудничества КЕС/СНГ, посвященной изучению последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Различные организации Беларуси, Россия, Украины, а также Европейского Сообщества (ЕС) принимали участие в подготовке Атласа, выполняя проект (Проект совместных исследований Б6) в рамках программы сотрудничества. Был проведен сбор и оценка обширных данных о радиоактивных выпадениях в Европе в результате Чернобыльской аварии. Эти данные положены в основу карт, построенных с использованием современных методик интерполяции и географических информационных систем. Материал, представленный в этом Атласе - наиболее полная и уникальная информация о загрязнении Европы в целом; он останется авторитетным источником по данной проблеме на долгие годы.

Во время Чернобыльской аварии произошел выброс большого числа радионуклидов в окружающую среду. Некоторые из них внесли значительный вклад в суммарные радиологические дозовые нагрузки от выпавшего радиоактивного материала. В начальный период аварии (несколько недель) наибольшее значение имели радионуклиды йода, а в более длительной перспективе (несколько месяцев и более) - радионуклиды цезия. Радиологическая значимость радионуклидов определяется их количеством, выброшенным в окружающую среду в результате аварии, их радиационными характеристиками и скоростью попадания в организм человека из окружающей среды. Йод и цезий относятся к летучим элементам (при штатных температурах работы реактора), и во время аварии они были выброшены в значительных количествах. Более того, оба эти радионуклида подвижны в окружающей среде и легко включаются в пути метаболизма человека. Особую важность представляют те радионуклиды, которые в основном определяли и продолжают определять средние по длительности и длительные (несколько месяцев и дольше) последствия аварии. Исходя из этого, Атлас было решено посвятить загрязнению радионуклидами цезия, в особенности, цезием-137 и в несколько меньшей степени - цезием-134. Также рассматривается загрязнение радионуклидами стронция и плутония; хотя их радиологическая значимость после Чернобыльской аварии мала по сравнению с цезием, они часто вызывают интерес и включены в Атлас для более полного освещения проблемы. Карты загрязнения стронцием и плутонием не показаны для Европы в целом, а приводятся только для небольших территорий, загрязненных этими радионуклидами.

В основном тексте (разделы I-VI) описывается структура и содержание Атласа, а также дается возможность читателю самостоятельно оценить радиологическую значимость современных уровней загрязнения. За общим введением следуют разделы:

- [описание](#) аварии на Чернобыльской АЭС и реакция на нее;
- описание измеренных уровней загрязнения [цезием-137](#), каким образом эти данные использовались для построения карт загрязнения и оценки суммарного количества цезия-137, выпавшего на всей территории Европы, а также его распределение по странам;
- сведения о загрязнении [другими радионуклидами](#) (цезием-134, стронцием-90, плутонием-239, -240);
- данные, позволяющие читателю сделать выводы о [радиологической значимости](#) современных уровней загрязнения цезием-137 (т.е. индикативные уровни годовых доз радиации от современного уровня загрязнения и их сравнение с другими источниками (естественными и искусственными) облучения населения).

Карты загрязнения цезием-137 представляют собой основную часть атласа. Карты объединяются в три подраздела в зависимости от масштаба:

- [Европа](#) - загрязнение Европы в целом;
- [страны и регионы - загрязнение](#) территорий отдельных государств и регионов Европы;
- [отдельные районы](#) - карты отдельных районов с повышенными уровнями загрязнения.

Более того, карты объединяются:

- о [метеорологической](#) ситуации во время аварии;
- о релевантных [географических и демографических](#) характеристиках Европы.

В легенде отражены все картографические символы и радиологическая информация, используемая в Атласе. Они находятся в начале картографической части.

И, наконец, Приложения, которые, возможно, заинтересуют более подготовленного читателя. Они затрагивают перечисленные ниже темы и должны способствовать более полному пониманию того, как проводились измерения, как их результаты использовались для составления карт; также приводится описание различных явлений, которые могли повлиять на формирование пятен загрязнения:

- метеорологическая ситуация во время выброса в атмосферу ([Приложение А](#));
- краткая информация об использовавшихся методиках измерений загрязнения цезием-137 ([Приложение В](#));
- обзор методик построения карт по собранным данным ([Приложения С и D](#));
- справочные карты - плотности населения, землепользования, почв, гипсометрическая ([Приложение E](#));
- дополнительные сведения об источниках информации и лицах, ее предоставивших ([Приложения F и G](#));
- список таблиц и рисунков ([Приложение H](#)).

II. Авария на Чернобыльской атомной электростанции

A. Описание аварии и выброса радиоактивности

В начале 1986 г. в Советском Союзе работало 14 реакторов типа РБМК электрической мощностью 1000 Мвт каждый. Четыре реактора такого типа работало на ЧАЭС, расположенной на севере Украины, в 130 км на северо-восток от Киева и в 18 км к северу от г.Чернобыль. Границы Беларуси и России расположены соответственно в 12 и 140 км от электростанции.

Пуск четвертого блока ЧАЭС состоялся в декабре 1983 г., а 26 апреля 1986 г. он был разрушен в результате тяжелой аварии. Авария привела к выбросу из развала реактора в атмосферу значительного количества главным образом летучих радиоактивных веществ. Величина выброса намного превзошла выбросы от предыдущих аварий атомных реакторов: в Уиндскейле (Великобритания, 1957 г.), Три Майл Айленде (США, 1979 г.), на промышленном комплексе «Маяк»(СССР, 1957 г.) [1].



Рисунок II.1 Разрушенный реактор

По итогам многочисленных исследований [2-5] сложилось устойчивое мнение, что главными причинами аварии были: определенное несовершенство конструкции реактора; ошибки, допущенные операторами, включая нарушения правил безопасности. В результате стечения этих обстоятельств в 01 ч. 23 мин. 40 с. 26 апреля 1986 г. (время московское) началось катастрофически быстрое увеличение мощности реактора. Два последовавших за этим тепловых взрыва привели к разрушению реактора, реакторного блока и машинного зала. При этом верхняя крышка реактора весом около 2000 т оказалась на верхней части шахты реактора под углом 150 к вертикали, а сама активная зона (тепловыделяющие сборки и графитовая кладка) выброшена из шахты, в основном, в реакторный зал [6]. Раскаленные обломки бетона и графита проникали наружу через отверстие в крыше здания, при этом из активной зоны реактора происходил выброс радионуклидов в окружающую среду. Выброс горящих обломков и языков пламени привел к возникновению еще 30 очагов пожара вокруг соседнего реактора (3-го блока) и турбинных блоков [6].

Два тепловых взрыва послужили причиной начального выброса радиоактивности в атмосферу - вначале в форме облака, распространявшегося на высоте в несколько километров, затем рассеивающая в форме струи. Мощный в количественном и энергетическом отношении выброс привел к попаданию в приземный слой атмосферы и рассеиванию в ней радиоактивных продуктов; на начальных стадиях аварии радиоактивная струя поднималась до высоты более 1200 м [7]. Сохранение открытой активной зоны реактора и, в особенности, продолжающийся пожар графитовой кладки поддерживали выброс в атмосферу больших количеств радиоактивных продуктов в виде газов, аэрозолей и макрочастиц. Пожар графитовой кладки, поддерживаемый значительной энергией, выделявшейся при продолжавшемся распаде радионуклидов, накопившихся за кампанию реактора, закончился через 10 дней. Ликвидация пожара привела к значительному уменьшению выброса радиоактивности в атмосферу.



Рисунок II.2. Сооружение саркофага

радиоактивности из активной зоны реактора. Выброс различных элементов определялся их летучестью; выброс наиболее летучих элементов составил десятки процентов (например, иода), в то время как выброс наиболее тугоплавких элементов (например, плутония) составил не более нескольких процентов [6-8]. Радиоактивные выпадения на местность были представлены большим количеством различных радионуклидов, образовавшихся в процессе деления или активации вещества реактора. К некоторым из наиболее значимых в радиологическом отношении веществ, измерения содержания которых проводились непосредственно после аварии, относятся: цирконий-95, ниобий-95, молибден-99, рутений-103, рутений-106, теллур-132, иод-131, иод-132, барий-140, лантан-140, церий-141, церий-144, цезий-134, цезий-137, нептуний-239 и т.д. [8]. В пробах почвы определялось содержание трансурановых радионуклидов - плутония-238, плутония-239 и -240, а также америция-241 и кюрия-242 -244 [7]. Состав радионуклидного загрязнения изменяется в зависимости от направления от реактора, отражая изменения в составе выброса по

В течение первых десяти суток выброшенный в атмосферу материал в форме струи, непрерывно менявшей свое исходное направление, следуя направлению ветра, широко распространился над территорией большей части Европы. Наиболее интенсивными были его выпадения на территории Беларуси, Украины и Россия, однако, выпадения имели место в большинстве стран Европы, хотя, в целом, уровни загрязнения там ощутимо ниже. Некоторое количество радионуклидов было рассеяно по всему северному полушарию; в очень малых количествах они были обнаружены даже в Японии и Соединенных Штатах.

Радиационная обстановка в бывшем СССР изучалась с использованием 10 вертолетов и самолетов, оборудованных рентгенометрической и гамма-спектрометрической аппаратурой. В химических лабораториях анализировались пробы почв и воздуха. Количество радиоактивного материала, выпавшего на территории европейской части бывшего Советского Союза к 5 мая 1986 г. оценивается примерно в 3,5% суммарной

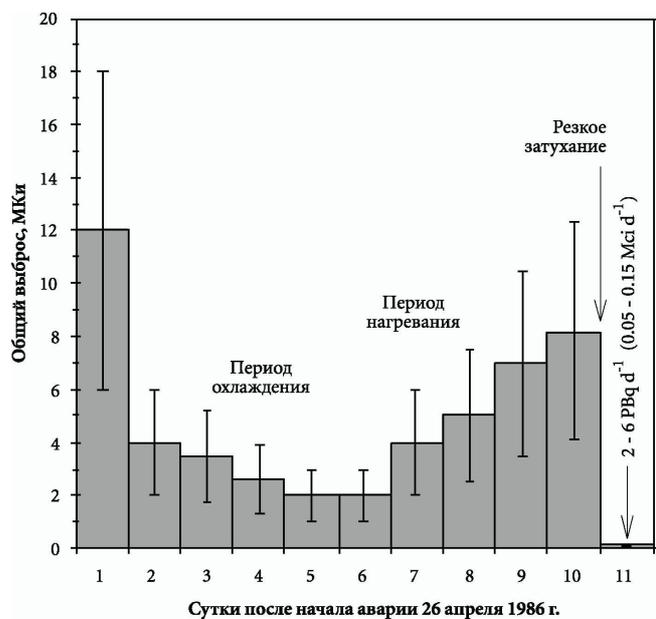


Рисунок II.3 Ежедневный выброс радиоактивного материала в атмосферу (с ±50% погрешностью) [14, 15]

мере развития аварии.

Оценка [11-13] суммарного выброса наиболее значимых в радиологическом отношении радионуклидов приводится в [таблице II.1](#). На [рисунке II.3](#) показан общий выброс радиоактивного материала во времени. На ранних стадиях аварии наибольшей радиологической значимостью обладали короткоживущие радио-нуклиды. В последующие дни и недели основным источником внутреннего и внешнего облучения стали радионуклиды иода (в особенности, иод-131). Перво-начально радиологическое значение радионуклидов цезия было невелико (в течение первого года после аварии они давали всего лишь около 10% общей дозы внешнего облучения). Но со временем их значение возросло: через год после аварии эти радионуклиды стали важнейшими в формировании как внешней, так и внутренней дозы облучения, особенно, на большом удалении от места аварии.

Таблица II.1. Радионуклиды, накопленные в активной зоне реактора к моменту аварии, и некоторые оценки суммарного выброса наиболее значимых радионуклидов во время аварии на ЧАЭС (в основном, по [16])

Группа элементов	Радионуклид	Период полураспада	Активность, накопленная в реакторе к моменту аварии, ПБк (МКи) [10, 14]	Оценка выброса за время аварии, ПБк (МКи) ⁽¹⁾	
				[11]	[12, 13]
Инертные газы	¹³³ Xe	5,3 дн.	6500 (180)	6500 (180)	6500 (180)
Летучие элементы	¹³¹ I	8,04 дн.	3200 (87)	≈1800 (48)	1200-1700 (32-46)
	¹³² Te	3,26 дн.	2700 (73)	≈1200 (31)	1000 (27)
	¹³⁴ Cs	2.06 г.	180 (4.9)	≈54 (1.5)	44-48 (1.2-1.3)
	¹³⁷ Cs	30.1 г.	280 (7.6)	≈85 2.3	74-85 (2-2.3)
Промежуточные Элементы	⁸⁹ Sr	50.6 дн.	2300 (62)	≈120 (3.1)	81 (2.2)
	⁹⁰ Sr	28.5 лет	200 (5.4)	≈10 (0.27)	8 (0.22)
	¹⁰³ Ru	39.4 дн.	4800 (130)	>170 4.5	170 (4.6)
	¹⁰⁶ Ru	367 дн.	2100 (57)	>73 2.0	30 (0.81)
	¹⁴⁰ Ba	12.8 дн.	4800 (130)	≈240 6.4	170 (4.6)
Тугоплавкие Элементы	⁹⁵ Zr	64 дн.	5600 (150)	200 (5.3)	170 (4.6)
	⁹⁹ Mo	2.75 дн.	4800 (130)	>170 (4.5)	210 (5.7)
	¹⁴¹ Ce	32.5 дн.	5600 (150)	196 (5.3)	200 (5.4)
	¹⁴⁴ Ce	284 дн.	3300 (89)	≈120 (3.1)	140 (3.8)
	²³⁸ Pu	86.4 г.	1 (0.027)	0.035 0.001	0.03 (0.001)
	²³⁹ Pu	24110 лет	0.85 (0.032)	0.03 0.001	0.03 (0.001)
	²⁴⁰ Pu	6553 г.	1.2 (0,023)	0.042 0.001	0.044 (0.001)
	²⁴¹ Pu	14.7 г.	170 (4.6)	≈6 0.16	5.9 (0.16)
²⁴² Cm	162.8 дн.	26 (0.7)	≈0.9 0.024	0.93 (0.025)	

Радиоактивный материал в виде обломков выпал в непосредственной близости от разрушенного реактора. Материал, выброшенный в виде микрочастиц относительно крупного размера (например, частиц топлива и наиболее тугоплавких элементов) выпал, в основном, на рас-

стоянии нескольких десятков километров от реактора. Наиболее летучие элементы и элементы, выброшенные, в основном, в виде мелко-дисперсных частиц и аэрозолей (например, иод, теллур и цезий), распространились на многие сотни и тысячи километров от источника выброса.

Метеорологическая ситуация во время радиоактивного выброса была сложной. Описание ситуации приводится в [Приложении А](#). Поскольку выброс был длителен, а метеорологические условия во время выброса были изменчивы, радиоактивный материал распространился в различных направлениях и впоследствии выпал на большей части территории Европы. Выпадения были весьма неравномерны, поскольку подверглись большому влиянию изменяющихся метеорологических условий в период выброса (например, уменьшения и увеличения скорости ветра, дожди и т.д.). Измерения и оценки уровней содержания радионуклидов в природных средах и дозовых нагрузок начались с первых дней аварии и продолжаются до настоящего времени, хотя и с меньшей интенсивностью. Эти измерения определяют природу и степень содержания радионуклидов в окружающей среде и дают существенную информацию для принятия управленческих решений по отдаленным последствиям аварии. Радиоактивный выброс вышел за пределы территории бывшего Советского Союза примерно сутки спустя после начала аварии и был зафиксирован в большинстве стран Европы.

В. Реакция на аварию

Реакция на аварию на близлежащих территориях была быстрой. Въезд в город Припять, расположенный в 4 км от места аварии, был закрыт через несколько часов, и людей проинструктировали, как защитить двери и окна. Добровольцы обходили дома и обеспечивали жителей таблетками стабильного иода. 27 апреля (начиная с 14.00) город Припять (44,5 тыс. жителей) был эвакуирован при помощи 1200 автобусов, 1700 личных автомобилей и 3 специализированных железно-дорожных поездов. В первые дни было также эвакуировано население из ближней (в радиусе 10 км) зоны ЧАЭС [4]. 2-ого мая было принято решение Правительственной Комиссии, основанное на подготовленной к этому времени карте радиационной обстановки в зоне радиусом 100 км вокруг ЧАЭС: зона эвакуации населения была определена радиусом 30 км вокруг ЧАЭС, к ней же была отнесена территория вне этой зоны, где доза облучения превышала 50 (Зв/час (5 мР/час) в пересчете на 10 мая 1986 г. Отселение началось с 3 мая. До конца 1986 г. из 188 населенных пунктов (включая г. Припять) всего было отселено 116 тыс. чел. Одновременно из этой зоны выведено 60 тыс. голов крупного рогатого скота и других сельскохозяйственных животных. В Киеве, Житомире, Чернигове и других городах эвакуированным жителям были выделены тысячи квартир; кроме того, в 1986 г. для них была построена 21 тыс. домов в сельской местности [4].

Во время эвакуации населения были приняты различные превентивные меры и меры по дезактивации (особое внимание было уделено дезактивации автомобилей, автодорог и обочин дорог). Для предотвращения загрязнения воды, переносимой в реки, питающие Киевское водохранилище, было построено 140 дамб и плотин, берега всех ближайших к ЧАЭС рек были обвалованы. Кроме того, подземное пространство под площадкой ЧАЭС до глубины, достигающей водоупорных глинистых пород, было ограждено Зстенной в грунте и глубиной 29-32 м и длиной 2,3 км для того, чтобы предотвратить поступление загрязненных вод в р. Припять и, далее, в Днепр. Для охраны подземных вод от загрязнения, а также предотвращения поступления загрязненных вод пруда-охладителя в р. Припять было построено несколько систем подземного дренажа длиной в десятки километров, включая скважины.

Власти Советского Союза, широко привлекая ведущих специалистов страны в области радиационной медицины, ядерной геофизики и сельскохозяйственной радиологии, установили различные критерии для борьбы с последствиями аварии на ее ранней и более поздних ста-

дях. Эти критерии и их оценки подробно описываются в ряде публикаций [17, 18]. Среди них к наиболее ранним и важным следует отнести решения о зонах отчуждения (с уровнями радиации >200 мкЗв/час (>20 мР/час) на 10 мая 1986 г.), отселения (>50 мкЗв/час (>5 мР/час) на 10 мая 1986 г.) и частичного отселения (30-50 мкЗв/час (3-5 мР/час) на 10 мая 1986 г.). На 10 мая 1986 г. площади зон составили: отчуждения - 1100 кв.км, отселения - 2940 кв.км, тогда как на ту же дату загрязненная выбросами ЧАЭС территория СССР с уровнями более 2 мкЗв/час (0,2 мР/час) оказалась равной примерно 50 тыс. кв. км [8]. В мае 1986 г. были установлены критерии предельного загрязнения местности долгоживущими радионуклидами: в частности, по цезию-137 (555 кБк/кв. м (15 Ки/кв. Км), перво-начально 7 Ки/км²), стронцию-90 (111 кБк/кв. м (3 Ки/км²)), по плутонию-239 и -240 (3,7 кБк/кв. м (0,1 Ки/км²)) [17]. Критерии выделения зон (например, предельные дозовые нагрузки в течение года или всей жизни, пороговые уровни загрязнения территории и концентрации радионуклидов в пищевых продуктах и т.д.) со временем менялись в сторону большего ужесточения [4, 18]. Критерии, приведенные в таблице П.2, были приняты в бывшем Советском Союзе для организации управления на пострадавших территориях; впоследствии они были приняты в Беларуси, России и на Украине, с некоторыми незначительными различиями в требованиях к мероприятиям, определяемым ими. Эти критерии также положены в основу определения размеров компенсационных выплат тем, кто продолжает проживать на загрязненных территориях.

Таблица П.2. Зоны контроля за облучением населения

Зона	Загрязнение	
	цезием-137 (кБк/ кв. м)	Ки/кв.км
Зона периодического контроля	37-555	1-15
Зона постоянного контроля	555-1480	15-40
Зона жесткого контроля	>1480	>40

На самых ранних стадиях после аварии источниками радиационного воздействия были, в основном, внутреннее (за счет вдыхания) и внешнее облучение (от проходящего радиоактивного облака). Вдыхание относительно короткоживущих изотопов йода (например, йода-131 и йода-133), которые действовали на щитовидную железу, было одним из основных факторов первоначального воздействия; такого рода воздействие во многих случаях уменьшалось при своевременном принятии таблеток стабильного йода, по крайней мере, частью населения. Попадание радиоизотопов йода в организм с пищей (особенно с молоком) оказалось в некоторых районах основным источником облучения, в результате чего через некоторое время были приняты ограничения на употребление таких пищевых продуктов. Высокие дозы облучения были получены многими детьми, у которых в настоящее время наблюдается большое число заболеваний раком щитовидной железы (более тысячи случаев на сегодня). В течение нескольких месяцев после аварии выпавшие цезий-134 и -137 не были главными источниками облучения населения (их вклад составлял $\sim 10\%$ [7]), со временем относительная значимость цезия-137 возросла за счет большей длительности периода его полураспада, и в настоящее время этот радионуклид определяет формирование дозы как внешнего, так и внутреннего облучения, главным образом, за пределами зоны отселения. В ближайшем и более отдаленном будущем вклад других долгоживущих радионуклидов, включая тугоплавкие (например, стронция-90 и плутония-239, -240) в облучение населения будет сравнительно небольшим, особенно за зоной эвакуации, (максимум - несколько процентов от воздействия цезия-137 и даже менее). Такая значимость цезия-137 в определении среднесрочного и дол-

госрочного воздействия облучения на население объясняет, почему в Атласе основное внимание сосредоточено именно на этом радионуклиде.

Помимо загрязнения обширных территорий бывшего Советского Союза [19, 20], значительные площади были загрязнены и во многих других странах Европы (в некоторых случаях уровни загрязнения, наблюдаемые там на сравнительно небольших площадях, превышают 100 кБк/кв. м, или 2,7 Ки/кв. км). Это вызвало необходимость разработки программ интенсивного мониторинга, особенно в странах, где наблюдались такие уровни загрязнения, например, в Скандинавии, Альпийском регионе и Греции. Уровни загрязнения измерялись с использованием различных методик, включая как отбор проб почвы с последующим и гамма-спектрометрическим анализом, так и гамма-спектрометрию *in situ* и дистанционную гамма-спектрометрию (см. Приложение В). В остальных странах загрязненные продукты питания представляли большую, но не единственную проблему (например, в Польше среди потенциально пострадавшего населения в централизованном порядке распространялся стабильный йод для смягчения последствий вдыхания радиоактивного йода). В некоторых странах были введены ограничения на продукты питания (например, на потребление молока в первые недели после аварии). В ряде случаев эти ограничения (например, на продукцию овцеводства в некоторых районах Великобритании, на продукцию оленеводства в некоторых районах стран Севера) оставались в силе почти в течение 10 лет после аварии, хотя и на меньших территориях по сравнению с первоначально выбранными. В различных странах применялись совершенно различные критерии для контроля за продуктами питания, что привело к возникновению беспокойности и замешательства среди широких слоев населения. Тем не менее, с тех пор были выработаны широко признанные требования к международной торговле продуктами питания (например, Кодекс продуктов питания, ЕК) [21-23].

III. Загрязнение территории Европы цезием-137

A. Введение.

В настоящем разделе представлены карты загрязнения территории Европы цезием-137, составляющие основное содержание Атласа. Показана ситуация непосредственно до Чернобыльской аварии и вскоре после нее. Дочернобыльское загрязнение было обусловлено выпадениями в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере. Это загрязнение сформировалось, в основном, в середине 50-х - начале 60-х гг. В некоторых небольших по площади районах Европы загрязнение, повышенное относительно уровней, типичных для глобальных выпадений, вызвано не Чернобыльской аварией, а выбросами ядерных установок или предприятий в окружающую среду, например, в результате аварии на промышленном комплексе «Маяк» в России в 1957 г. [24], в результате выбросов жидких отходов в окружающую среду от регенерационной установки в Селлафильде в Великобритании.

В Атласе приводится описание исходных данных и методов их обработки для составления карт. Более подробное описание как данных, так и методов картографирования можно найти в [Приложениях В - D](#); оно может вызвать интерес у более подготовленных специалистов. Карты загрязнения цезием-137 представлены в трех масштабах: общеевропейском, региональном (масштабе стран) и локальном. Для удовлетворения потенциального интереса читателя дается общая характеристика этих карт.

Карты загрязнения использовались для оценки количества цезия-137, выпавшего на территории Европы в результате Чернобыльской аварии, и для оценки распределения этого количества по странам, подвергшимся загрязнению. Приводятся также сравнения с расчетным количеством цезия-137, выброшенного во время аварии.

B. Исходные данные

Данные, на основе которых проводилось картографирование, приводятся в [Приложении В](#), а в [Приложении G](#) указаны их источники. Каждая точка, содержащая информацию, относится к определенному местоположению и представляет собой результаты единичного измерения или нескольких измерений. В населенных пунктах, где проводились подробные исследования (например, в наиболее пострадавших районах Беларуси, Украины и России), одному местоположению могут быть приписаны результаты сотен или тысяч измерений.

Большая часть данных по странам была предоставлена государственными организациями, участвующими в проекте, которые несут ответственность за качество информации. Поэтому, проведенная участниками проекта оценка данных была учтена, в основном, при обнаружении противоречивости данных и/или их несоответствия на границах государств. В научном плане было бы полезно провести в будущем более строгий учет экспертизы исходных данных, но, предположительно, общая картина загрязнения, представленная в Атласе, не претерпит при этом кардинальных изменений.

Данные различались как по своему пространственному разрешению, так и по типу измерений. Приведенные уровни загрязнения основаны на данных аэрогамма-спектральной съемки, данных радиометрических и гамма-спектрометрических измерений *in situ*, данных измерений проб почвы, отбиравшихся на различную глубину и т.д. Каждый вид измерений имеет свои сильные и слабые стороны, что могло бы стать предметом сопоставления данных о загрязнении при более пристальном анализе. Такого рода анализ не финансировался в рамках данного проекта, хотя его проведение было бы желательно в будущем. Проект основывался на данных реальных измерений, в которых цезий-137 не различается по происхождению, и все

приведенные данные отражают суммарное количество цезия-137, выпавшего к моменту проведения измерения (несколько исключений указано в [таблице В.1 Приложения В](#)).

С. Методы обработки исходных данных

На основе данных об уровнях радиоактивного загрязнения местности цезием-137 составлялись карты для общеевропейского, регионального и локального разделов Атласа. Данные пересчитывались в регулярную сеть с размерами 2 x 2 км с использованием метода Зквдратов обратных расстоянийИ. Этот метод и его применение описывается в [Приложении D](#). Изолинии строились по рассчитанным величинам уровней загрязнения местности в каждом узле сетки. В некоторых случаях результаты формализованного применения этого метода подвергались коррекции с учетом дополнительной информации, которая не входила в исходные данные. Дополнительная информация разделялась на три основные категории: во-первых, это пространственные данные с более высокой разрешающей способностью, обобщенные в части исходной информации, и отнесенные к одному место-положению (например, к центру населенного пункта); во-вторых, это информация о качестве или надежности данных, относящаяся к различным измерениям в одной и той же точке, полезная для определения ЗвесаИ соответствующих данных; в-третьих, это географическая информация об исследуемой территории. Такая информация учитывались при составлении государственных карт Беларуси, России и Украины, где плотность и разнообразие измерений было самым большим.

D. Загрязнение цезием территории Европы (см. [вкладная иллюстрация 1](#))

D.1. Загрязнение до Чернобыльской аварии

До Чернобыльской аварии загрязнение территории Европы цезием-137 в основном было вызвано глобальными выпадениями от испытаний ядерного оружия в атмосфере. Пространственное распределение глобального цезия-137 показано на [рисунок III.1](#), где уровни загрязнения датированы временем непосредственно перед аварией на ЧАЭС. Надежность данных о глобальном загрязнении весьма неоднородна по территории Европы. Для Европейской части бывшего Советского Союза карта основывается на данных аэрогамма-спектральной съемки с маршрутами полетов через каждые 50 км, выполненной в период 1969-1973 [\[25\]](#). В это время испытания ядерного оружия в атмосфере в основном прекратились. Учитывая характер и пространственное разрешение этой съемки, можно считать полученные результаты весьма надежными. Для остальной части Европы картографирование глобального цезия-137 проводилось на основании данных о выпадениях стронция-90 в Северном полушарии, полученных Комитетом ООН по воздействию атомной радиации (UNSCEAR) [\[26\]](#). Уровни загрязнения цезием-137 были получены в результате пересчета уровней выпадения стронция-90, используя постоянство соотношения этих радионуклидов в глобальных выпадениях в результате испытаний ядерного оружия. Картографирование глобального загрязнения этой части Европы основывается на относительно небольшом числе измерений и, следовательно, связано с существенно большей неопределенностью, чем картографирование глобального загрязнения для Европейской части бывшего Советского Союза. Для сравнения, более поздние отчеты UNSCEAR [\[27\]](#) содержат оценки средних уровней глобального загрязнения в зависимости от широты. По цезию-137 средние уровни непосредственно перед Чернобыльской аварией составляли около 1,8 кБк/м² (0,049 Ки/км²) на широтах 30-40° с.ш., 2,4 кБк/м² (0,065 Ки/км²) на широтах 40-50° с.ш. и 2,2 кБк/км² (0,059 Ки/км²) на широтах 50-60°. Эти цифры в целом не противоречат уровням, показанным на [рисунок III.1](#). Непосредственно перед аварией на ЧАЭС общее количество глобального цезия-137, выпавшего в результате испытаний ядерного оружия, оценивается для территории Европы в 20 ПБк (0,54 МКи).

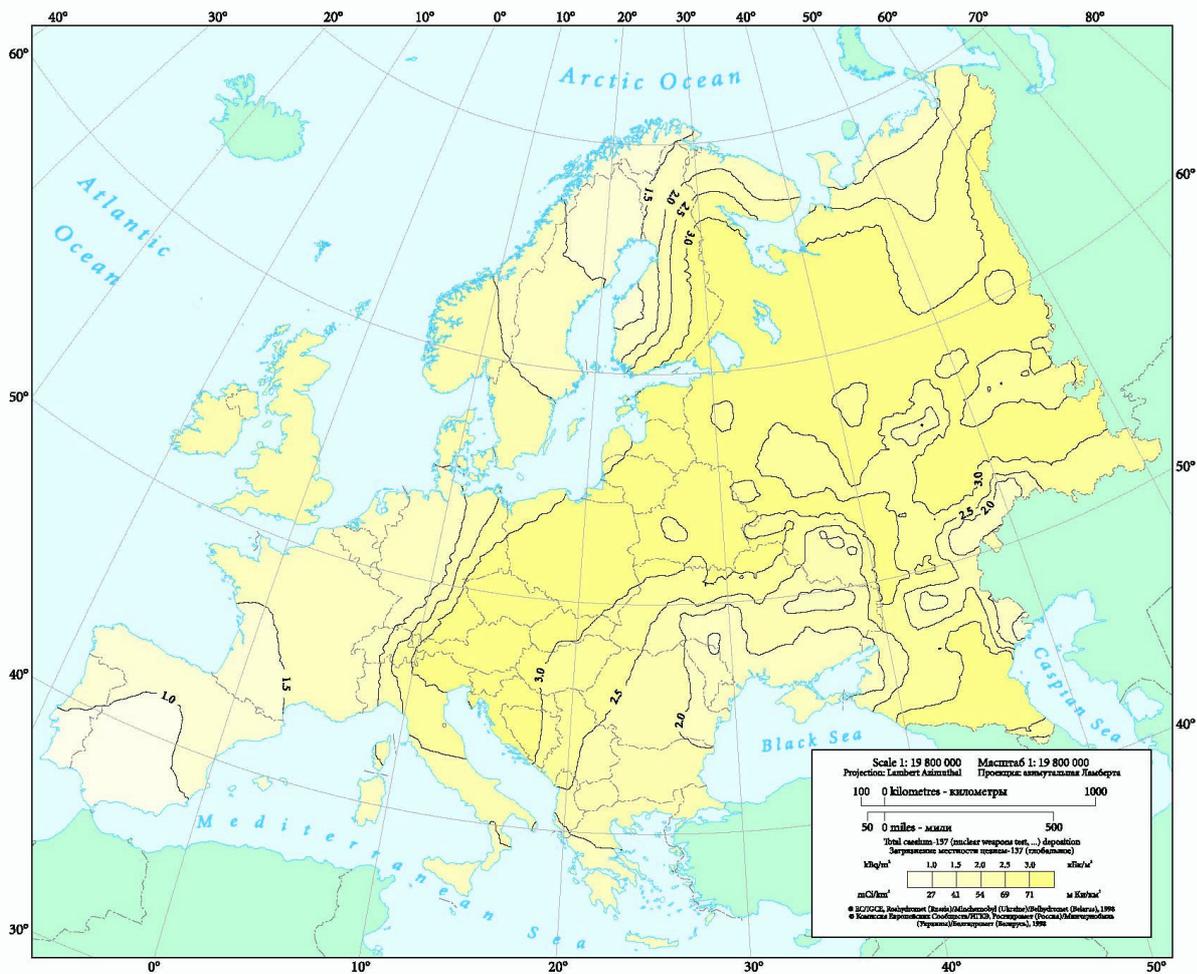


Рисунок III.1. Уровни загрязнения (Май 1986 г.) цезием-137 в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере

D.2. Загрязнение после Чернобыльской аварии

В Атласе представлена общеевропейская карта загрязнения цезием-137, датированная временем вскоре после Чернобыльской аварии (масштаб 1:11 250 000, [Вкладная иллюстрация 1](#)). Эта карта, как и все карты Атласа, отражает суммарные уровни загрязнения цезием-137 (т.е. итог наложения загрязнения чернобыльского происхождения на загрязнение в результате атмосферных испытаний ядерного оружия и др.). Карты приводятся на 10 мая 1986 г. Пятна радиоактивного загрязнения обладают рядом особенностей; остановимся здесь на некоторых из них. Отметим, что загрязнение территории с наиболее низкими уровнями, представленными на карте ($< 2 \text{ kBq/m}^2$, или $< 0,054 \text{ Ки/км}^2$, даны желтым цветом) обусловлено, в основном, только выпадениями в результате испытаний ядерного оружия; следовательно, изолиния 2 kBq/m^2 ($0,054 \text{ Ки/км}^2$) может быть использована как условная граница регионов, подвергшихся и не подвергшихся влиянию Чернобыльской аварии. Карты регионального раздела Атласа более детально освещают этот аспект.

Карты загрязнения отражают характеристики чернобыльского выброса и меняющиеся метеоусловия в этот период (см. [Приложение А](#)). Очевидно, что цезий-137 распространился почти по всей территории Европы, лишь немногочисленные районы остались не затронуты. Можно проследить и ряд наиболее загрязненных территорий.

Для чернобыльских выпадений характерна пятнистость, или неоднородность загрязнения, а также появление отдельных пятен с повышенными уровнями на значительном удалении от ЧАЭС. Это отражает специфику сложных процессов, определяющих рассеяние веществ в атмосфере и их выпадение. Если бы метеорологические и другие условия были неизменны, то уровни загрязнения уменьшались бы с увеличением расстояния от источника. Однако, варьирующие метеоусловия радикально изменили эту простую картину и явились причиной формирования сложных неоднородных полей загрязнения, показанных на [вкладная иллюстрация 1](#). Появление пятен загрязнения может зависеть от многих причин, например, от промывания загрязненной атмосферы осадками, от скорости ветра, от уменьшения высоты пограничного слоя, от увеличения шероховатости подстилающей поверхности (например, появление леса на пути распространения загрязненной струи) и т. д.; и наоборот, загрязнение может уменьшаться в силу противоположных причин. Осадки, вымывавшие радиоактивность из атмосферы, привели к увеличению уровней загрязнения в ряде мест и зачастую были причиной появления пятен на больших расстояниях от ЧАЭС. В начальный период после аварии выброс радиоактивных продуктов частично проходил выше приземного слоя атмосферы, что также способствовало повышению уровней загрязнения на больших расстояниях от ЧАЭС.

Увеличение загрязнения на больших расстояниях от ЧАЭС наиболее ярко иллюстрируется ситуацией на юге Германии, в Австрии, Финляндии, Норвегии, Швеции, в Среднем Поволжье. В этих регионах, находящихся на расстоянии более 1000 км от ЧАЭС, обнаружены значительные площади с уровнями загрязнения более 40 кБк/м² (1,08 Ки/км²).

Е. Загрязнение цезием территорий государств Европы (см. [вкладная иллюстрация 3 до 25](#))

Карты загрязнения цезием-137 по каждой стране Европы (за немногим исключением, где не было достаточного количества данных) были построены на время вскоре после завершения выпадений из распространявшейся радиоактивной струи (на 10 мая 1986 г.). Всего было подготовлено около 20 карт. Масштабы карт: 1:1 000 000 - 1:2 500 000. В ряде случаев для удобства представления некоторые страны были сгруппированы по регионам (например, страны Бенилюкса и Франция, страны Балтии и т.д.). В других случаях страны или географические регионы были показаны на нескольких картах (например, Россия, Скандинавия). Указатель карт государств и их масштабов приводится на вкладной иллюстрации 2.

Каждая карта регионального раздела включает следующие элементы:

- собственно карта суммарного радиоактивного загрязнения местности цезием-137 (чернобыльского, глобального и др. происхождения) по состоянию на 10 мая 1986 г., т.е. на дату сразу же после завершения выпадений; загрязнение представляется в изолиниях;
- карта загрязнения в изолиниях сопровождается рядом географических характеристик, таких как, государственные границы, крупные автомобильные и железные дороги, реки, озера и населенные пункты с населением более 10 тыс. жителей и т.д.;
- условные обозначения, масштаб карты и цветовая шкала, используемая для представления различных уровней загрязнения, указание на отсутствие данных (если это требуется) и т.д.;
- карта-врезка, показывающая пространственное размещение данных, использованных при составлении карты;
- карта-врезка в верхнем правом углу страницы, показывающая расположение территории картографирования в пределах Европы;

- номера страниц соседних листов карты.

Карта-врезка, показывающая пространственное размещение данных об уровнях загрязнения, использованных при составлении карты, представлена в виде полигонов Вороного (см. также [Приложение D](#)); цвет каждого полигона определяется уровнем загрязнения. Каждый полигон представляет одно измерение. В некоторых случаях число измерений, приписываемых одному местоположению, может быть больше одного, хотя этого нельзя определить непосредственно из представленной карты-врезки (см. [Приложение B](#)). В других случаях густота данных слишком велика для того, чтобы их можно было представить в виде полигона Вороного (например, в России); в этих случаях исходные данные показаны в виде точек, цвет которых соответствует определенным уровням загрязнения.

Чтобы не описывать детально каждую карту регионального раздела, про-комментируем некоторые общие их особенности. Достоверность изображения пятен загрязнения заметно различается по странам. В целом, достоверность отображения пятен загрязнения возрастает с увеличением пространственной плотности исходных данных. Полигоны Вороного, представленные в виде врезки на каждой карте, дают возможность читателю быстро, хотя и приблизительно, оценить это обстоятельство. Как и следовало ожидать, пространственная плотность измерений максимальна в тех странах и регионах, которые подверглись наибольшему загрязнению в результате Чернобыльской аварии. В странах, затронутых аварией в меньшей степени, сеть измерений более разрежена, и интерполированные пятна загрязнения по конфигурации гораздо более неопределенны. Такого рода случаи можно легко обнаружить при беглом просмотре карт в их сопоставлении с картами-врезками полигонов Вороного.

Карты государств и регионов более детальны по сравнению с общеевропейской картой. Неоднородность полей загрязнения на них более ярко выражена, а причины пятнистости аналогичны описанным ранее. Самые высокие уровни загрязнения наблюдаются на территории Беларуси, России и Украины. Уровни, превышающие 40 кБк/м^2 ($1,08 \text{ Ки/км}^2$), наблюдаются во многих странах за пределами бывшего Советского Союза, а в некоторых из них уровни превышают 100 кБк/м^2 ($2,7 \text{ Ки/км}^2$).

Две карты рассматриваемого раздела требуют пояснений, т.к. повышенные уровни в пределах картографируемых территорий не вызваны ни глобальным загрязнением от испытаний ядерного оружия в атмосфере, ни Чернобыльской аварией.

Во-первых, это карта Великобритании ([вкладная иллюстрация 6](#)), где повышенные уровни вдоль западной береговой линии являются результатом сброса в Ирландское море жидких отходов, содержащих цезий-137, от регенерации топлива в Селлафилде; эти сбросы были максимальны в 70-х годах, а затем значительно уменьшились в результате использования усовершенствованного оборудования для очистки отходов. Повышенные уровни вдоль береговой линии в ряде мест, в частности, в устьях рек, были вызваны аккумуляцией морских наносов на суше, затопляемой во время высоких приливов.

Во-вторых, это карта восточной части Европейской территории России и Южного Урала ([вкладная иллюстрация 24](#)), где показано загрязнение цезием-137 в результате аварии на промышленном комплексе «Маяк» в 1957 г. Отметим, что комплекс «Маяк» располагается к востоку от Уральского хребта и формально к Европе не относится. Однако, расположение комплекса «Маяк» в непосредственной близости от изучаемой нами части света и стремление удовлетворить интерес читателей к информации об этой аварии, - все это привело к решению привлечь данные о загрязнении этой части Зауралья. Эти данные не учитывались, однако, при оценке общего количества цезия-137, выпавшего на территории Европы.

Ф. Загрязнение цезием отдельных территорий (см. [вкладная иллюстрация 27 до 60](#))

Для районов с повышенными уровнями загрязнения, были составлены более подробные карты выпадений цезия-137. Было составлено две группы карт, отличающихся по степени загрязнения. Карты первой группы охватывают районы с уровнями, превышающими 40 кБк/м^2 (1.08 Ки/км^2); они представлены в масштабе 1:500 000. Карты второй группы охватывают районы с уровнями, превышающими 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2); они даны в масштабе 1:250 000. Кроме полигонов Вороного, карты отдельных территорий включают в себя те же элементы, что и карты регионального раздела. Однако, картографируемые площади ограничены районами, где уровни загрязнения превышают определенные величины. Читатель может обратиться к региональному разделу Атласа для получения информации о более низких уровнях загрязнения в прилегающих районах, не обозначенных на картах локального раздела Атласа.

Районы с превышением 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2) обнаружены только в Беларуси, Украине и России; тогда как уровень в 40 кБк/м^2 (1.08 Ки/км^2) превышен в некоторых странах за пределами бывшего Советского Союза. Такие районы и страны перечислены на [Вкладная иллюстрация 26](#), где даются индексы каждой карты и ее масштаб. Представлено около 34 карт локального раздела.

В зонах, где уровень загрязнения ниже 40 кБк/м^2 (1.08 Ки/км^2), среднегодовая эффективная эквивалентная доза (в 1998 г.) не превысит 1 мЗв (100 мР/час.) с очень высокой степенью вероятности; этот уровень дозы принят властями Беларуси, России и Украины в качестве порогового уровня для принятия контрмер и введения льгот для пострадавшего населения.

Территории с уровнями загрязнения, превышающими 40 кБк/м^2 , располагаются на гораздо больших расстояниях от ЧАЭС. Такие территории в Восточной Европе в основном расположены на равнинах, в то время как в Западной Европе они часто приурочены к горным районам. Некоторые пятна образовались в зонах выпадения осадков, некоторые - в районах с повышенной расчлененностью рельефа или на склонах гор, преграждавших путь загрязненным в результате аварии воздушным массам.

Вторая группа карт локального раздела (масштаб 1:250 000, [вкладная иллюстрация 58 до 60](#)) подробно представляет территории с уровнями загрязнения цезием-137, превышающим 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2). Важное место при построении карты ближней зоны ЧАЭС имели данные широкомасштабного почвенного опробования на реперной сети, созданной в 1986 г. Она состоит из 540 фиксированных пунктов пробоотбора в 60-км зоне ЧАЭС, где в период 1986-1990 гг. пробы почвы отбирались дважды в год. Использовались также дополнительные данные (измерения почвенных проб в населенных пунктах, измерения *in situ* по специальным пешим маршрутам, подробная аэро-гамма-спектрометрическая съемка, ландшафтные характеристики картографируемой территории).

Цезиевое пятно с наиболее высокими уровнями загрязнения (см. [вкладная иллюстрация 60](#)) находится в непосредственной близости от ЧАЭС, в пределах 60-км зоны вокруг реактора, на территории Украины и Беларуси. Картина загрязнения в ближней зоне ЧАЭС весьма неоднородна (большей частью, по тем же причинам, что и на картах регионального раздела), наибольшие уровни отмечаются в северном секторе. Структура пятна загрязнения дает возможность проследить основные траектории выброса.

Брянско-Гомельско-Могилевское пятно (см. [вкладная иллюстрация 58 и 59](#)), расположенное на территории Беларуси и России примерно в 150-250 км от ЧАЭС, также подробно представлено на картах локального раздела. Несмотря на то, что пятно расположено на значительном расстоянии от ЧАЭС, уровни загрязнения там зачастую выше уровней загрязнения в некоторых районах 60-км зоны вокруг реактора. В Брянско-Гомельско-Могилевском

пятне отмечаются уровни загрязнения, достигающие примерно до $8\,000\text{ кБк/м}^2$ (216 Ки/км^2), а в центральном пятне - до $40\,000\text{ кБк/м}^2$ (1080 Ки/км^2).

Г. Количество выпадений цезия-137 в Европе и его пространственное распределение

Общее количество выпадений цезия-137 в результате Чернобыльской аварии было оценено по территории Европы в целом и по каждой стране в отдельности. Для этого был использован следующий подход. Вначале была построена сетка значений суммарного загрязнения цезием-137 (в результате ядерных испытаний в атмосфере, Чернобыльской аварии и т.д.) для всей Европы с шагом $1 \times 1\text{ км}$, путем интерполяции данных, использовавшихся для построения карт регионального раздела. Суммарное количество цезия-137 в Европе и в отдельных странах было определено путем сложения величин в узлах сетки. Для районов и стран, по которым не было получено карт ввиду отсутствия или недостатка данных, необходимо было ввести поправки. По странам, где данные отсутствовали по небольшим районам (например, Сицилия в Италии), было принято следующее допущение: средний уровень загрязнения для всей страны распространялся на район с отсутствием данных. В случае отсутствия данных по всей стране (а именно, Албания, Босния-Герцеговина, Болгария, бывшая югославская республика Македонии, Исландия, Португалия, Сербия) для нее был использован средний уровень загрязнения соседних стран.

Для определения количества чернобыльских выпадений нужно из величины суммарного загрязнения вычесть величину глобальных выпадений (вклад цезия-137 в результате сбросов в Селлафильде, Великобритания, пренебрежительно мал). Из каждой величины суммарного загрязнения, оцененной по сетке размером $1 \times 1\text{ км}$, вычиталась средняя величина глобального загрязнения цезием-137 в результате испытаний ядерного оружия. Принималось, что в тех местах, где эта средняя

Таблица III.1. Суммарное загрязнение Европы цезием-137 Чернобыльской аварии (суммарное и чернобыльское загрязнение)

Страна	Площадь (10 ³ км ²)	Площади (в 10 ³ км ²) с различными диапазонами загрязнения в кБк·м ⁻² (Ки·км ⁻²)											Выпадения ¹³⁷ Cs ⁽³⁾			
		<1 (<0.027)	1-2 (0.027- 0.054)	2-4 (0.054- 0.11)	4-10 (0.11- 0.27)	10-20 (0.27-0.54)	20-40 (0.54-1.08)	40-100 (1.08-2.7)	100-185 (2.7-5)	185-555 (5-15)	555-1480 (15-40)	>1480 (>40)	Суммарны ПБк(скв)	Чернобыльские ПБк(скв)	(% от суммарных выпадений)	
Австрия	84	0.01	0.13	2.7	17	28	25	11	0.08					1.8 (49)	1.6 (42)	2.4
Беларусь	210		30	46	50	22	16	21	8.7					15 (410)	15 (400)	23
Бельгия	31	8.1	10	12	0.09									0.053 (1.4)	0.01 (0.26)	0.02
Великобритания	240	58	48	51	64	15	1.7	0.09	0.04					0.88 (24)	0.53 (14)	0.83
Венгрия	93	2.9	25	31	29	5.2	0.23							0.37 (10)	0.15 (4.1)	0.24
Германия	350	8.4	58	140	110	29	14	0.32						1.9 (51)	1.2 (32)	1.8
Греция	130	6.4	16	39	37	21	8.3	1.2	0.04					0.95 (26)	0.69 (19)	1.1
Дания	45	5.4	20	19	0.80									0.087 (2.4)	0.016 (0.43)	0.02
Ирландия	70	0.08	1.0	21	47	1.3	0.01							0.35 (94)	0.21 (5.6)	0.33
Испания	500	390	100	0.51										0.38 (10)	0.031 (0.83)	0.05
Италия (1)	280	140	42	37	37	15	7	1.3	0.05					0.93 (25)	0.57 (15)	0.90
Латвия	64	0.01	0.05	43	21									0.25 (6.8)	0.055 (1.5)	0.09
Литва	65	3.1	14	48	48	0.05								0.44 (12)	0.24 (6.5)	0.38
Люксембург	2.6		0.09	2.4	0.12									0.008 (0.21)	0.003 (0.08)	< 0.01
Молдавия	34			0.04	13	19	1.9							0.4 (11)	0.34 (9.2)	0.53
Нидерланды	35	6	19	9.1	0.64									0.062 (1.7)	0.01 (0.26)	0.02
Норвегия	320	14	76	68	89	44	23	7.1	0.08					2.5 (69)	2.0 (53)	3.1
Польша	310	0.44	110	120	71	10	3.5	0.52						1.2 (32)	0.40 (11)	0.63
Россия (Европейская часть)	3800	3.3	300	1900	1100	250	180	44	7.2					29 (780)	19 (520)	30
Румыния	240	1.6	9.4	34	120	54	13	1.2						2.1 (55)	1.5 (41)	2.4
Словакия	49	< 0.01	0.01	9.3	32	6.8	0.61	0.02						0.32 (8.8)	0.18 (4.7)	0.28
Словения	20		0.03	0.14	2.5	8.1	8.7	0.61						0.39 (11)	0.33 (8.9)	0.52
Турция (Европейская часть)	24			0.35	23	0.04								0.16 (4.2)	0.10 (2.8)	0.16
Украина	600	0.26	14	140	240	120	43	29	4.3					13 (350)	12 (310)	18
Финляндия	340	1.9	130	45	50	32	59	19						3.8 (100)	3.1 (83)	4.8
Франция	550	290	100	97	54	1.2								0.93 (25)	0.35 (9.4)	0.55
Хорватия	56	0.07	10	6.2	29	11	0.03							0.37 (9.9)	0.21 (5.8)	0.33
Чехия	79			21	42	13	3.5	0.21	< 0.01					0.6 (16)	0.34 (9.3)	0.54
Швеция	450	120	100	78	55	31	33	23	0.44					3.5 (94)	2.9 (79)	4.6
Швейцария	41		< 0.01	6.2	26	6.4	2.3	0.73						0.36 (9.8)	0.27 (7.3)	0.43
Эстония	45	0.05	3.0	31	8.7	1.7	0.28	< 0.01						0.18 (4.7)	0.051 (1.4)	0.08
Изученные страны	9200	1100	1200	3000	2400	740	440	160	25					82 (2200)	63 (1700)	99
Европа в целом (2)	9700									8.1	2.8			84 (2300)	64 (1700)	100
Весь мир (Европа + 20%) (1) без Сицилии															77 (2100)	

(1) без Сицилии

(2) Оценка состоит из суммы значений, полученных по изученным странам, с введением поправки (см. раздел III.G) для стран или районов, по которым не было собрано данных (т.е. по Албании, Боснии-Герцеговине, Болгарии, Бывшая Югославская Республика Македонии, Исландии, Сербии и Сицилии)

(3) Рассчитаны, исходя из суммы ячеек размером 1 x 1 км, использованной для расчета выпадений цезия-137

величина превышала суммарное загрязнение, рассчитанное для сетки 1 x 1 км, вклад чернобыльского загрязнения равен нулю. Этот подход, безусловно, может привести к большой неопределенности в оценках количества цезия-137 чернобыльского происхождения в отдельных странах. Эта неопределенность будет весьма существенна для стран с низкими уровнями загрязнения и весьма мала при определении общего количества чернобыльского цезия-137, выпавшего в Европе. Описанный аспект требует более пристального внимания в будущем при уточненной оценке чернобыльских выпадений в наименее загрязненных странах.

Оценки количества чернобыльских выпадений цезия-137 для каждой страны и для Европы в целом подытожены в [Таблице III.1](#). Общее количество чернобыльского цезия-137, выпавшего на территории Европы, оценивается приблизительно в 64 ПБк (1,7 МКи). Часть общего количества цезия-137, выброшенного во время аварии, выпала над европейскими акваториями, часть, благодаря переносу с воздушными массами, - над другими континентами и океанами. Однако, маловероятно, что выброшенное количество превысит 20% от количества цезия-137, выпавшего на Европейский массив суши [28]. Предположив, что не более 20% было рассеяно и выпало вне территории Европы, общее количество цезия-137, выпавшего в результате Чернобыльской аварии, можно оценить величиной около 77 ПБк (2,1 МКи). Это согласуется с ранее опубликованными оценками: 74-85 ПБк (2,0-2,3 МКи) [11-13].

В [Таблице III.1](#) приводятся также оценки размеров территорий по каждой стране и по Европе в целом с уровнями суммарного загрязнения цезием-137 в некоторых диапазонах. Там же приведен процент общего количества чернобыльского цезия-137, выпавшего в каждой европейской стране.

В [таблице III.2](#) показаны размеры территорий в пределах каждой страны, где уровень загрязнения цезием-137 превышает тот или иной уровень, принятый для составления карт районов с повышенным загрязнением локального раздела Атласа.

Таблица III.2. Территории в каждой стране с загрязненем местности цезием-137, превышающим определенные уровни

Страна	Площадь (в 1 000 км ²) с уровнями загрязнения:	
	>40 кБк/м ² (>1,08 Ки/км ²)	>1480 кБк/м ² (>40 Ки/км ²)
Австрия	11	
Беларусь	46.1	2.6
Великобритания	0.16	
Германия	0.32	
Греция	1.2	
Италия ⁽¹⁾	1.3	
Норвегия	7.1	
Польша	0.52	
Россия (Европейская часть)	60	0.46
Румыния	1.2	
Словакия	0.02	
Словения	0.61	
Украина	38	0.56
Финляндия	19	
Чехия	0.21	
Швеция	24	
Швейцария	0.73	
Эстония	<0.01	

⁽¹⁾ без Сицилии

IV. Выпадения других радионуклидов чернобыльского происхождения (помимо цезия-137)

A. Введение

В Атласе рассматривается загрязнение радионуклидами, в значительной степени определявшими и продолжающими определять среднесрочные и длительные радиологические последствия аварии. Поэтому в центре внимания - загрязнение цезием-137 и, в несколько меньшей степени, цезием-134. Также рассматривается загрязнение радионуклидами стронция и плутония, поскольку этот аспект часто вызывает вопросы у читателя; тем не менее, их радиологическая значимость по сравнению со значимостью цезия-137 после Чернобыльской аварии мала.

B. Изотопы цезия

Поскольку Атлас посвящен в основном цезию-137, необходимо остановиться на роли двух других изотопов цезия - цезия-134 и цезия-136.

Соотношения активностей A_i значимых радиоактивных изотопов цезия в чернобыльском выбросе в окружающую среду на момент аварии составило:

$$A_{137} : A_{136} : A_{134} = 1,0 : 0,28 : 0,56$$

Каждый из этих изотопов играет определенную роль при оценке последствий Чернобыльской аварии. Если цезий-136 (его период полураспада - 12,98 дней) важен лишь при оценке внутреннего облучения по ингаляционному пути и поэтому следует учитывать его концентрации в воздухе в начальное время, то цезий-134 (более долгоживущий - 2,06 лет) в дополнение к цезию-137 играет весьма существенную роль после выпадения на земную поверхность, т.к. является значимым компонентом формирования как внешней, так и внутренней дозы облучения населения с учетом возможного загрязнения им воды и продуктов питания.

В связи с тем, что энергетический выход цезия-134 как гамма-излучателя весьма велик (1,55 мЗв/распад) и превышает почти в три раза энергетический выход цезия-137 с короткоживущим продуктом его распада барием-137 (0,56 мЗв/распад), роль этого радионуклида после того, как сформировались поля выпадений, при формировании дозы внешнего и внутреннего облучения даже превышает роль цезия-137 в течение первого года после аварии. Это обстоятельство особенно важно для дальнейшей зоны, к которой можно отнести большую часть Европы, где после быстрого распада иода-131, теллура-132 с иодом-132, бария-140 с лантаном-140 и цезия-136 оба долгоживущих изотопа цезия становятся основными дозобразующими радионуклидами.

Таблица IV.1. Изменение во времени отношения активности $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ и отношения их гамма-активности (в единицах испускаемого гамма-излучения)

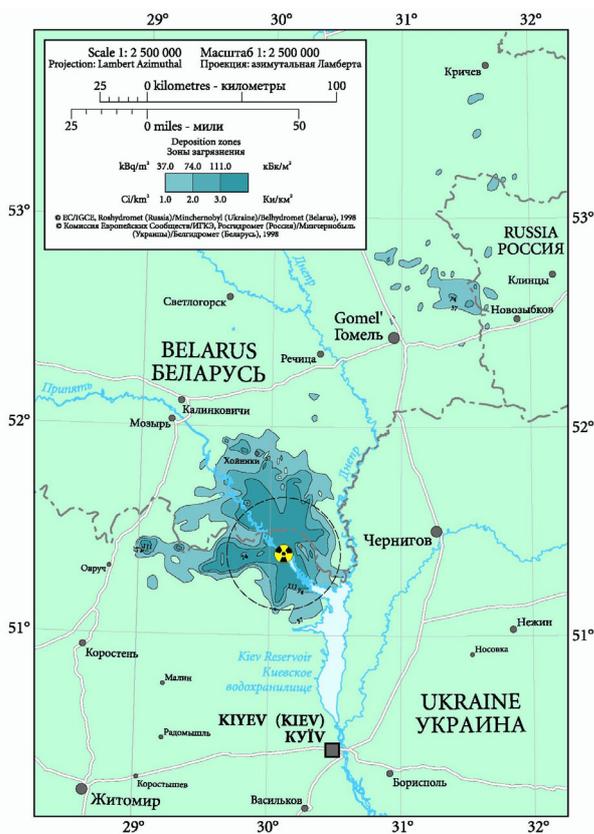
Время после аварии (года)	Активность (относительные единицы)	Гамма-активность (относительные единицы)
0	0.56	1.55
1.0	0.41	1.12
3.0	0.215	0.60
6.5	0.071	0.20
10.0	0.024	0.067

На [Таблице IV.1.](#) представлено изменение во времени за 10 лет после аварии отношения активностей цезия-134 к цезию-137 (нижний график), с помощью которых, имея карту загрязнения местности цезием-

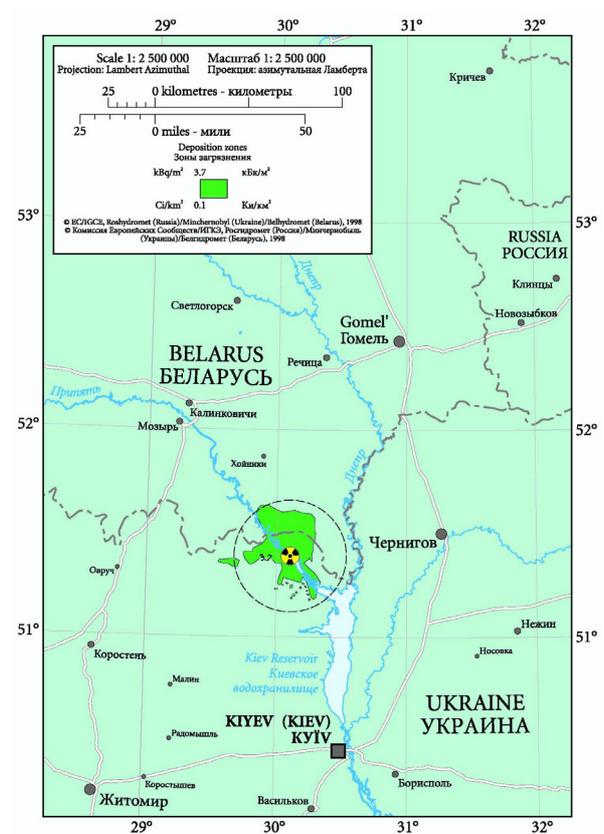
137, можно на то же время построить карту загрязнения местности цезием-134.

Верхний график [Таблице IV.1.](#) дает представление об относительном значении обоих изотопов при формировании мощности дозы гамма-излучения после их выпадения на местность, из него следует, что более 1,5 лет цезий-134 дает больший вклад в суммарную мощность дозы от двух изотопов и даже через 6,5 лет вносит в нее 20%.

Уровни загрязнения цезием-134 на 10 мая 1986 г. могут быть приблизительно оценены по картам загрязнения цезием-137, приведенным в Атласе. Это может быть сделано следующим образом: из значения суммарного загрязнения цезием-137 в определенной точке вычитается оценочная величина загрязнения цезием-137 до Чернобыльской аварии в той же точке (см. стр. 15), и полученная разность умножается на коэффициент 0,56.



[Рисунок IV.1.](#) Загрязнение (на декабрь 1989 г.) местности стронцием-90 в результате Чернобыльской аварии



[Рисунок IV.2.](#) Загрязнение (на декабрь 1989 г.) местности плутонием-239, и плутонием-240 в результате Чернобыльской аварии

С. Следы выпадений стронция-90 и плутония-239, -240

Карты загрязнения этими радионуклидами были включены в Атлас для полноты освещения последствий аварии, и поскольку их значимость часто вызывает интерес. Их радиологическая значимость невелика для стран Западной Европы по сравнению с цезием-137; поэтому в большинстве стран Европы картографированию загрязнения этими радионуклидами не уделялось первостепенного внимания. Дело в том, что в силу малой летучести и форм, в которых они были выброшены во время аварии, выпадение радионуклидов стронция и плуто-

ния из атмосферы проходило быстрее, чем выпадение цезия, и площади, загрязненные ими, ограничены относительно небольшими (в европейском масштабе) территориями. Карты загрязнения стронцием-90 и плутонием-239, -240 приведены на [рисунок IV.1](#) и [IV.2](#) для ближней зоны ЧАЭС, где и произошло, в основном, их выпадение.

V. Радиологическая значимость загрязнения в результате Чернобыльской аварии

A. Введение

Человек подвержен воздействию ионизирующего излучения от различных источников как естественного, так и искусственного происхождения. Загрязнение цезием-137 в Европе в результате Чернобыльской аварии представляет собой дополнительный источник радиационного воздействия, значимость которого изменяется в зависимости от уровня загрязнения. Чтобы позволить читателю оценить радиологическую значимость загрязнения цезием-137, в Атласе проведено сравнение современного радиационного воздействия этого источника с воздействиями других источников. Более широкое освещение проблемы облучения населения в результате Чернобыльской аварии в прошлом выходит за рамки задач Атласа. Читатели, интересующиеся этим вопросом, могут обратиться к [18, 27-34].

Ионизирующее излучение возникает естественным путем и может быть получено искусственно. Естественное ионизирующее излучение возникает в космическом пространстве, где формируются космические лучи, а также на Земле и в ее недрах, где в горных породах, почве, воздухе, воде, пищевых продуктах и в организмах присутствуют некоторые так называемые естественные радионуклиды. Ионизирующее излучение от искусственных источников образуется многими способами, например, во время ядерного взрыва, при работе атомных электростанций, в результате активации стабильных элементов, с помощью ускорителей частиц, аппаратов рентгеновского излучения.

На человека воздействует радиация от источников, находящихся вне его тела (внешнее облучение) или от радиоактивного материала, попадающая в организм с пищей и при дыхании (внутреннее облучение). Радионуклиды характеризуются природой и энергией излучения, которую они испускают при распаде и полураспаде (полураспадом называют период, в течение которого начальное число атомов снижается в 2 раза). Период полураспада радионуклидов меняется от малой доли секунды до млрд. лет или больше. Например, период полураспада цезия-137 составляет 30,1 года.

Ниже описываются основные источники ионизирующего излучения, а также тот вклад, который они вносят в среднем в облучение населения Европы. Оценки доз взяты, в основном, из недавнего всемирного обзора Комиссии ООН по Воздействиям ядерной радиации (UNSCEAR) [27].

B. Природные источники

Космическая радиация и космические радионуклиды. Космическое пространство пронизывается ионизирующим излучением различного происхождения и энергии. Первичная космическая радиация солнечного или галактического происхождения состоит, в основном, из протонов с энергией, изменяющейся в очень широком диапазоне. Вторичная космическая радиация включает продукты взаимодействия первичной радиации и атмосферы Земли. Глобальная годовая эффективная доза от космической радиации на одного человека составляет около 0.38 мЗв (38 мбэр), однако, сильно зависит от абсолютной высоты (например, около 0.27 мЗв (27 мбэр) на уровне моря, около 0.8 мЗв (80 мбэр) на высоте 2.2 км над уровнем моря (г. Мехико) и около 2 мЗв (200 мбэр) на высоте 3,9 км над уровнем моря (Ла Пас, Боливия). Космическое излучение в результате взаимодействия с элементами в атмосфере образует разнообразные радионуклиды. Наиболее значимым является углерод-14, который, попадая

в организм, приводит к образованию годовой индивидуальной эффективной дозы около 0.012 мЗв (1,2 мбэр).

Таблица V.1 Характеристики важных радионуклидов в земной коре

Естественный радионуклид	относительное содержание (%)	Период полураспада	происхождение
^{40}K	0.0119	$1.28 \cdot 10^9$ а	генезис
^{232}Th	100	$1.41 \cdot 10^{10}$ а	генезис
^{234}U	0.0055	$2.45 \cdot 10^5$ а	^{238}U
^{235}U	0.720	$7.04 \cdot 10^8$ а	генезис
^{238}U	99.3	$4.47 \cdot 10^9$ а	генезис

Земная радиация. Только долгоживущие радионуклиды с периодом полураспада, соизмеримым с возрастом Земли, до сих пор существуют в ее веществе. В [таблице V.1.](#) представлены основные с точки зрения облучения населения радионуклиды. Среднее содержание урана, тория и калия в земной коре составляет соответственно $2,5 \times 10^{-4}\%$, $1,3 \times 10^{-4}\%$ и $2,5 \times 10^{-4}\%$. Их содержание в почве (которое определяется веществом материнских пород и процессами почвообразования) обычно ниже на один-два порядка. Наблюдаются существенные различия в зависимости от типа горных пород и почвы.

Воздействие земной радиации может осуществляться тремя путями: прямое воздействие внешнего облучения, внутреннее облучение при потреблении пищи и внутреннее облучение при вдыхании воздуха. Годовая индивидуальная эффективная доза от внешнего облучения составляет около 0.46 мЗв (46 мбэр), хотя эта величина может значительно изменяться в зависимости от местных геологических условий; в некоторых регионах доза может оказаться больше до 10 раз, а для ряда ограниченных территорий - даже до 100 раз. Доза, вызванная поступлением естественных радионуклидов из воздуха, продуктов питания и воды (исключая вдыхание радона), составляет около 0.23 мЗв (23 мбэр); калий-40 вместе радионуклидами уранового и ториевого рядов составляет около 75% от этой дозы. Доза от калия-40 варьирует обычно незначительно, тогда как доза от урана и тория может значительно изменяться.

Радон, вдыхаемый с воздухом в помещениях, дает наиболее существенный вклад в облучение от природных источников. Радон является инертным газом и представлен двумя изотопами: радоном-222, радиологически наиболее значимым (продукт распада радия-226) и радоном-220, который часто называют тороном (продукт распада радия-228). Уровень концентрации радона в помещениях зависит от скорости его образования, определяемой концентрацией радия-226 в почве и других материалах, а также от интенсивности, с которой он переносится в воздух помещений и удаляется из них. На эти процессы влияют многие факторы (местные геологические условия, характеристики почвы, строительные материалы, тип постройки, тип вентиляционной системы и т.д.). В зависимости от этих факторов уровни радона в помещениях сильно меняются. Глобальная индивидуальная годовая эффективная доза от вдыхания радона-222 и его дочерних продуктов оценивается в 1.2 мЗв (120 мбэр) и примерно в 0.07 мЗв (7 мбэр) - от вдыхания торона. Однако, в некоторых географических регионах индивидуальная доза может в 10 раз превышать среднюю. Особенности геологического строения земной коры в регионе, а также тип постройки могут оказаться причиной увеличения дозы внутри помещения в несколько сот раз по сравнению со средним значением.

С. Искусственные источники.

Определение групп населения, подвергающихся воздействию облучения от искусственных источников, и оценка степени этого облучения производится исходя из сведений о способе производства этих источников и о характере их использования. Персонал, непосредственно связанный с производством и применением источников радиации, подвергается воздействию облучения в процессе работы, но данный аспект здесь рассматриваться не будет. Население подвергается прямому воздействию (например, при использовании радиации в диагностике и терапии в медицине) и косвенному (например, в результате выброса радиоактивных материалов в окружающую среду как при штатной работе ядерных установок, так и в аварийных ситуациях).

В медицине ионизирующее излучение широко применяется как для диагностики, так и при лечении травм и заболеваний. Индивидуальная годовая эффективная доза в Европе при диагностике (рентгеновское излучение при медицинских обследованиях) составляет около 1,1 мЗв (110 мбэр). Средняя доза в Европейских странах сильно меняется (от 0.4 до 1.6 мЗв, или 40-160 мбэр), достигая еще больших изменений в глобальном масштабе. Индивидуальная годовая эффективная доза при терапии составляет около 0.7 мЗв (70 мбэр) (исключая воздействие на органы или ткани, специально подвергшиеся терапии), значительно изменяясь по странам.

Атмосферные испытания ядерного оружия. Атмосферные испытания ядерного оружия начались в 1945 г. и продолжались до 80-х г.г.; более интенсивные периоды испытаний приходились на 50-е годы и начало 60-х годов. В результате таких испытаний в атмосферу были выброшены огромные количества радиоактивных продуктов. Прежде чем они выпали на земную поверхность, они равномерно рассеялись в стратосфере в глобальном масштабе. Во время испытаний ядерного оружия в атмосферу выбрасывались самые разнообразные продукты деления, образовавшиеся при взрыве, но современное глобальное загрязнение представлено наиболее долгоживущими радионуклидами. В основном, это цезий-137 и стронций-90, имеющие период полураспада около 30 лет. Распределение глобальных выпадений цезия-137 по территории Европы в 1986 г. показано на [рисунок III.1.](#) (см. стр. и [Раздел III.D.1.](#)) Наиболее значительное облучение происходило в периоды испытаний ядерного оружия, однако, оно сильно уменьшилось с прекращением испытаний в 60-х г.г. Индивидуальная годовая эффективная доза в 1996 г. на широте 40-50° с.ш. (где уровни глобального загрязнения самые высокие) составляет около 0,009 мЗв (0,9 мбэр), при этом основной вклад вносит цезий-137.

Другие источники (помимо Чернобыльской аварии). К другим источникам облучения относится производство атомной энергии в мирных и военных целях (включая весь топливный цикл от добычи урана, его обогащения, изготовления топлива, работы реактора, регенерации топлива и т.д.); производство ядерного оружия; радиоизотопов; повторный вход в атмосферу спутников с ядерными двигателями при их падении; использование промышленных источников радиации (например, промышленная радиография, стерилизация, скважинный каротаж) и т.д. В целом, за исключением крупных аварий, таких, как Чернобыльская, влияние этих источников на формирование полной индивидуальной дозы не велик (по сравнению с другими источниками облучения). По состоянию на конец 80-х - начало 90-х гг. годовая индивидуальная эффективная доза, вызванная производством атомной энергии, оценивается в 0,1 мкЗв (0,01 мбэр), а вызванная производством радиоизотопов - в 0,02 мкЗв (0,002 мбэр). Несколько более высокие дозы получают люди, проживающие вблизи ядерных установок. Так, проживающие вблизи работающих ядерных реакторов могут получить дозу до 1-20 мкЗв (0,1-2 мбэр), а проживающие вблизи крупных регенерационных установок - до нескольких сот мкЗв (нескольких десятков мбэр).

Загрязнение территорий цезием-137 чернобыльского происхождения в 1996 г. Доза, получаемая населением в результате воздействия излучения цезия-137 чернобыльского происхождения, зависит от ряда факторов, в частности, от образа жизни и обычаев (от времени пребывания людей в помещениях, от типа жилищ и производственных зданий, от рациона питания и т.д.), а также от характеристик местности проживания, особенно, от типа загрязненных почв и растительности. Характеристики почвы, от которых зависит миграция цезия, могут иметь существенное влияние на его поступление из почв в растения и, далее, в организмы животных; в экстремальных случаях при одинаковом уровне загрязнения количественные различия такого перехода цезия оцениваются в десятки и сотни раз. Кроме того, на величину дозы оказывают значительное влияние контрмеры, предпринятые в послеаварийный период. Отсюда следует, что надежная оценка доз является весьма сложной задачей, при решении которой должно быть учтено множество местных факторов. Проведение такого рода оценок не входило в задачи Атласа, интересующиеся этой проблемой могут обратиться к [18, 27-39].

Чтобы дать возможность читателю судить о радиологической значимости загрязнения территорий цезием-137, показанного в Атласе, в перспективе будут сделаны качественные оценки его воздействия. Если предположить, что все потребляемое продовольствие получено на загрязненной территории, а контрмер не было предпринято никаких, то среднегодовая эффективная доза (по состоянию на 1998 г.) на единицу выпавшего в 1986 году цезия-137 оценивается в 1-2 мкЗв на 1 кБк/кв.м (3,7 - 7,4 мбэр на Ки/кв км) [35, 40, 41]. Более низкие величины в этом диапазоне значений характерны для стран Западной Европы, а более высокие - для некоторых регионов стран бывшего Советского Союза; главными причинами этих различий являются различия в характеристиках почв. Приведенные цифры не должны использоваться в отрыве от общего контекста. Они могут быть использованы лишь для самых приблизительных оценок дозовых нагрузок, обобщенных для достаточно больших географических регионов; более надежные и детальные оценки доз обязательно должны учитывать локальные факторы. Это можно продемонстрировать на примере отдельных районов бывшего СССР, где из-за различий почвенных характеристик доза на единицу выпадений может быть оценена существенно большей величиной, чем 20 мкЗв на 1 кБк/кв. м (74 мбэр/Ки/кв. км) [41]. Такие оценки не должны также использоваться для тех районов, где проводились и продолжают проводиться и публиковаться более подробные и точные расчеты дозы облучения по населенным пунктам, как в это происходит в Беларуси, России, на Украине.

D. Сравнение дозовой нагрузки от цезия-137 чернобыльского происхождения с дозовыми нагрузками от других источников излучения

На [рисунке V.1](#) приводится сравнение оценок индивидуальных доз в Европе по состоянию на 1998 г. от загрязнения территорий цезием-137 чернобыльского происхождения (в 1986 г.) и от других природных и антропогенных источников. При уровне загрязнения в 100 кБк/м² (2,7 Ки/кв. км) (в 1986 г.) доза весьма мала и составляет всего несколько процентов по сравнению со средней дозой от других источников. Она мала также и по сравнению с диапазоном изменения облучения, вызываемого антропогенными источниками в странах Европы [27, 42]. Современные оценки годовых доз, обусловленных чернобыльским цезием-137, превышают оценки доз от других источников только в том случае, когда уровни загрязнения 1986 года превышают несколько тысяч кБк/м² (несколько десятков Ки/кв. км).

Приведенные здесь сравнения различных источников облучения нуждаются в дополнительных оговорках. Все сравниваемые величины доз представляют собой обобщенные величины, типичные для населения Европы в целом. Однако, распределение дозовых нагрузок, обусловленных многими источниками, может быть чрезвычайно неоднородным (например, воз-

действие радона, воздействие ядерных отходов, медицина и т.п.). Хотя эти оговорки необходимы, они не уменьшают значения важных выводов, которые могут быть получены из сравнения доз, формируемых от загрязнения цезием-137 чернобыльского происхождения, с дозами от других источников (рисунок V.1.).

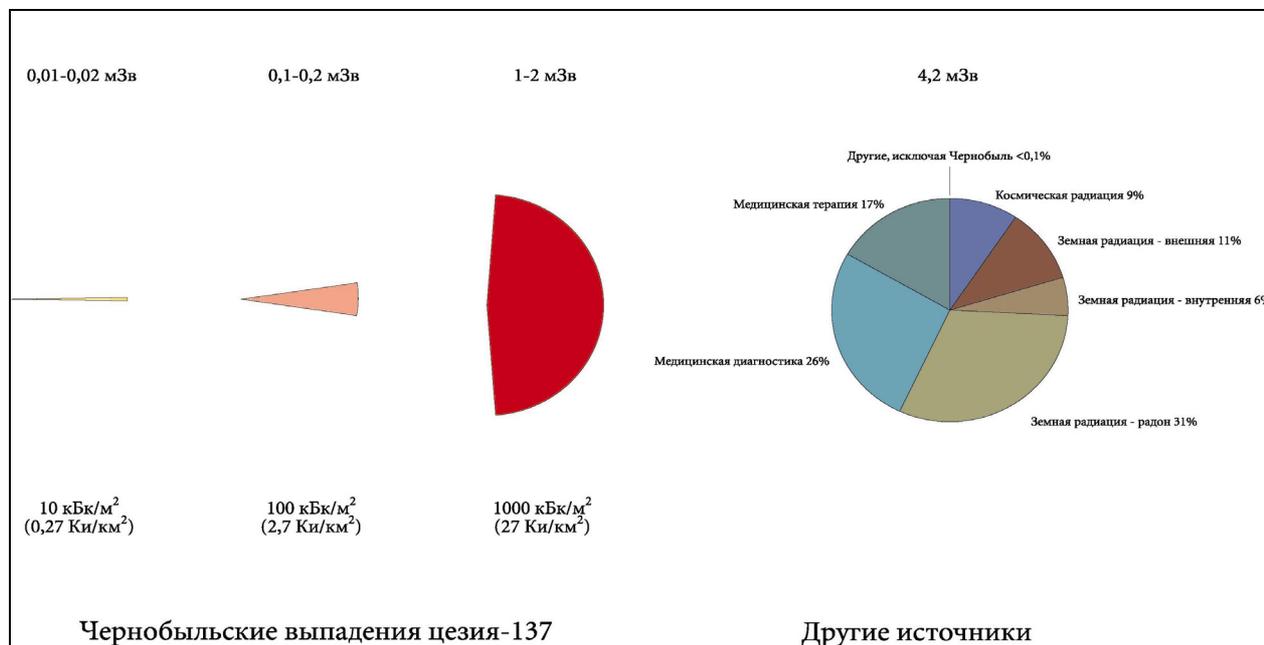


Рисунок V.1. Сравнение средних годовых доз от загрязнения цезием-137 чернобыльского происхождения в 1998 году и годовых индивидуальных доз от других источников облучения в Европе (уровни загрязнения на 1986 год, дозы облучения от чернобыльского загрязнения основаны на допущении, что контрмеры не предпринимались, они должны быть ниже там, где проводился контроль за продуктами питания).

Обратите внимание, что дозы, относящиеся загрязнению цезием-137, приводятся только для ознакомления и могут рассматриваться только как средние для относительно крупных географических регионов; для тех районов, где проводились более точные расчеты доз (например, для населенных пунктов Беларуси, России и Украины), следует проводить сравнение именно с этими дозами (а не приведенными на рисунке).

VI Библиографические ссылки

- [1] Европейская Комиссия, «Труды семинара по сравнительному анализу воздействия на окружающую среду радионуклидов, выброшенных во время трех крупномасштабных аварий: Кыштым, Виндскейл, Чернобыль, Люксембург, 1-5 октября 1990 г.» отчет EUR 13574, 2 тома, Отдел публикаций ЕК, Люксембург (1991) (на англ. языке)
- [2] «Краткий отчет международной группы по ядерной безопасности на заседании, посвященном рассмотрению причин и последствий Чернобыльской аварии», №75 - INSAG -1 (1987) (на англ. языке)
- [3] А.А. Абагян, Ю.А. Израэль, Л.А. Ильин, В.А. Легасов и др. «Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ.» - Атомная энергия, т.61, вып.5, с.301-320 (1986)
- [4] Чернобыль. Пять трудных лет. Сборник трудов. М: ИздАТ - 381 с. (1991)
- [5] В.Г. Асмолов, В.А. Легасов, С.И. Авдюшин, Ю.А. Израэль, В.Н. Петров и др. «Авария на Чернобыльской АЭС: год спустя» - Атомная энергия, т.64, вып.1, с. 3-23 (1988)
- [6] А.Н. Киселев, А.И. Сурин, К.Р. Чечеров. «Результаты исследования аварийного разрушения 4-ого реакторного блока Чернобыльской АЭС» - Атомная энергия, т.80, вып.4, с. 240-247 (1996)
- [7] Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д. «Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред» Под ред.Ю.А. Израэля. - Л: Гидрометеоздат, 296 с. (1990)
- [8] Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин, Н.К. Гасилина, Ф.Я. Ровинский, В.А. Ветров, С.М. Вакуловский. «Радиоактивное загрязнение природных сред в районе Чернобыльской АЭС» - Метеорология и гидрология, N2, с.5-18 (1987)
- [9] Ю.А. Израэль. «Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий» СПб.: Прогресс-Погода, 356 с. (1996)
- [10] С.Н. Бегичев и др., «Радиоактивные выпадения во время Чернобыльской аварии. Процессы переноса продуктов распада при авариях реакторов», ред. Дж. Т. Роджерс, Эмисфер (1990) (на англ. языке)
- [11] Л. Девелл, С. Гонтей и Д. А. Пауэрс, «Основновопологающие данные аварии Чернобыльского реактора: разработка согласованной точки зрения» отчет CSNI NEA/OECD (1995) (на англ. языке)
- [12] Ю.П. Бузулуков и Ю.Л. Добрынин, «Выпрос радионуклидов во время Чернобыльской аварии». В издании С.Е. Мервина и М.И. Балонина «Чернобыльские доклады», Научно-исследовательские предприятия, Ричленд, штат Вашингтон, том 1, с 3-21 (1993) (на англ. языке)
- [13] А. Боровой, «Характеристики ядерного топлива реактора №4 Чернобыльской АЭС» в Радиологические последствия Чернобыльской аварии», ред. Крышева, Международное ядерное общество, Москва, с 9-20 (1992)(на англ. языке)
- [14] «Чернобыль, десять лет спустя. Радиологические и медицинские последствия. Оценка Комитета по Радиационной защите и здравоохранению Ассоциации по Ядерной Энергии (NEA)» NEA, ноябрь 1995 г., измененная иллюстрация из: Краткий отчет заседания по оценке ситуации после аварии на ЧАЭС, серия «безопасность» №75, INSAG-1, МАГАТЭ, Вена (1996) (на англ. языке)
- [15] Ю.В. Сивинцев, А.А. Хрулев. Оценка радиоактивного выброса при аварии 1986 г. на 4-ом энергоблоке Чернобыльской АЭС. Атомная энергия, т.78, № 6, с. 403-417 (1995)
- [16] ЕК/МАГАТЭ/ВОЗ, «Труды Международной конференции: Десять лет после Чернобыля – Резюмирование последствий аварии» Вена, 8-12 апреля 1996 г., с 319-362, МАГАТЭ Вена (1996) (на англ. языке)
- [17] Ю.А. Израэль. Чернобыль: прошлое и прогноз на будущее. Газета «Правда», N19 (Март 1989)
- [18] Международная консультативная группа, Международный Чернобыльский проект: Оценка радиологических последствий и защитных мероприятий, тех. отчет, МАГАТЭ, Вена (1991) (на англ. языке)
- [19] И.И. Матвеев, О.М. Жукова и М.Г. Герменчик, «Динамика радиации и экологическая реабилитация территории Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС. Спектр управления «94» ядерными и опасными отходами», Американское ядерное общество (Атланта, штат Джорджия, Иллинойс 60525 США), с 2419-2424 (1994) (на англ. языке)
- [20] М.Г. Герменчик, И.И. Матвеев и О. М.Жукова, «Оценка радиологической ситуации на территории Республики Беларусь в условиях загрязнения после аварии на ЧАЭС используя ГИС (GIS RECASS) Канадская конференция по ГИС – 1994», труды том 2, Оттава, Канада, с 1269-1280 (1994) (на англ. языке)
- [21] Постановление Совета (ЕЭС) №1707/86 от 30/5/1986 об условиях импорта сельскохозяйственной продукции, произведенной третьими странами после аварии на Чернобыльской АЭС. Официальный журнал Европейских Сообществ, L146 от 31/5/1986, Люксембург, исправлено в постановлении Совета (ЕЭС)

- №737/90 от 22/3/1990, Официальный журнал Европейских Сообществ, L82 от 29/3/1990, Люксембург (на англ. языке)
- [22] Постановление Совета (Евратом) № 3954/87 от 22/12/1987 определяющее максимально допустимые уровни радиоактивного загрязнения пищевых продуктов и кормов после ядерной аварии или при любой другой радиологической чрезвычайной ситуации, Официальный журнал Европейских Сообществ, L146 от 30/12/1987, Люксембург (на англ. языке)
- [23] ФАО, Всемирная организация здравоохранения ООН, Пищевой кодекс, Основные требования, раздел 6.1: Основополагающие уровни содержания радионуклидов в пищевых продуктах после аварийного радиоактивного загрязнения, Совместная программа ФАО-ВОЗ по пищевым стандартам, Рим (1991) (на англ. языке)
- [24] Результаты изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения местности продуктами распада урана. Под ред. А.И. Буразяна. М.: Энергоатомиздат, 144 с. (1990)
- [25] Л.И. Болтнева, Ю.А. Израэль, И.М. Назаров и др. «Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и доза внешнего облучения на территории СССР», Атомная энергия, т.42, с.355-361 (1977)
- [26] Отчет Научного Комитета ООН по воздействию атомной радиации (UNSCEAR) (1962) (на англ. языке)
- [27] «Организация Объединенных Наций, Ионизирующая радиация: источники и биологическое воздействие.» Научный Комитет ООН по воздействию атомной радиации, Отчет 1993 г. Генеральной Ассамблее, с научными приложениями. Публикация ООН для продажи E.94.IX.2, ООН, Нью-Йорк (1994) (на англ. языке)
- [28] «Организация Объединенных Наций, Ионизирующая радиация: источники и биологическое воздействие.» Научный Комитет ООН по воздействию атомной радиации, Отчет 1988 г. Генеральной Ассамблее, с научными приложениями. Публикация ООН для продажи E.88.IX.7, ООН, Нью-Йорк (1988) (на англ. языке)
- [29] М. Моррей, Дж. Браун, Дж.А. Вильямс, М.Дж. Крик, Дж.Р. Симмондс и М.Д. Хилл, «Предварительная оценка радиологического воздействия Чернобыльской аварии на население Европейских Сообществ», отчет EUR 11523, ЕК, Отдел официальных публикаций, Люксембург (1988) (на англ. языке)
- [30] Н.С. Бабаев, В.Ф. Демин, Л.А. Ильин, В.А. Книжников, И.И. Кузьмин, В.А. Легасов., Ю.В. Сивинцев. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда /Под ред. акад. А.П. Александрова, М.: Энергоатомиздат, 184 с. (1984)
- [31] Методические принципы и рекомендации для расчета доз внешнего и внутреннего облучения населения, проживающего на территории, подвергшейся воздействию в результате аварии на ЧАЭС. Сборник методических материалов. /Под ред. К.И. Гордеева, М.: Минздрав СССР, Институт биофизики, 72 с. (1991)
- [32] Ю.И. Москалев Отдаленные последствия воздействия ионизирующего излучения. М.: Медицина, 464 с. (1991)
- [33] Ю.И. Москалев «Радиобиология инкорпорированных радионуклидов» М.: Энергоатомиздат, 264 с. (1989)
- [34] У.Я. Маргулис «Атомная энергия и радиационная безопасность», 2-е изд., М.: Энергоатомиздат, 224 с. (1988)
- [35] Европейская Комиссия, Совместный научный проект №5: Анализ путей переноса и дозовое распределение, отчет EUR 16541 EN, (ред. П. Яков и И. Лихтарев), ЕК, Отдел официальных публикаций, Люксембург (1995) (на англ. и русском языках)
- [36] Р.М.Алексахин. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоатомиздат, 220 с. (1982)
- [37] Р.М. Коган., И.М. Назаров., Ш.Д. Фридман. Основы гамма-спектрометрии природных сред.- 3-е изд. перераб. и доп., М.: Энергоатомиздат, 233 с (1991)
- [38] Методика и некоторые результаты авиационной гамма съемки радиоактивного загрязнения территории европейской части России /Под ред. Ш.Д. Фридмана и А.Н. Пегоева, Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, с.159-206, 243-265 (1994)
- [39] Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС /Под ред. К.П. Махонько, Ленинград: Гидрометеоздат, 264 с (1990)
- [40] Конфиденциальное сообщение, Б. Беннетт и А. Бувилль, Секретариат Научного Комитета ООН по воздействию атомной радиации (UNSCEAR) Вена, март 1996 (на англ. языке)
- [41] Конфиденциальное сообщение, П. Яков, GSF – Institut für Strahlenschutz, Обершляйсхайм, Германия (март 1996) (на англ. языке)

- [42] Европейская Комиссия, Атлас радиации: Естественные источники ионизирующей радиации в Европе, EUR 14470, (ред. Б. М. П. Грин, Дж. С. Хьюг и П. Р. Ломас), ЕК, Отдел официальных публикаций, Люксембург, (1993) (на англ. языке)

ПРИЛОЖЕНИЕ А МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ ВО ВРЕМЯ АВАРИИ

Радионуклиды, выброшенные во время аварии, рассеялись, в атмосфере и загрязнили обширные территории. В зависимости от метеоусловий, преваляровавших во время аварии, наиболее летучие элементы, содержащиеся в реакторе (например, йод, теллур и цезий), распространились, на сотни и тысячи километров.

Метеорологическая ситуация в момент выброса была сложной. В течение первых часов выброса 26 апреля перенос осуществлялся, главным образом, в западном, а затем - в северо-западном направлении (см. [рисунок А.1.](#)). Изменение направления ветра в последующие дни привело к переносу радионуклидов в северо-восточном направлении. С 30 апреля перенос происходил преимущественно к югу (см. [рисунок А.2.](#)). Вследствие продолжительности выброса (около 10 дней) и изменения метеоусловий произошло загрязнение значительных территорий в Европе. Больше всего пострадали территории Беларуси, Украины и европейской части России. Вместе с тем, ряд территорий, еще более удаленных от ЧАЭС, также оказался загрязненным. Причиной этого, как правило, являлись осадки, выпавшие в момент прохождения радиоактивного облака.

В задачи данного приложения не входит подробное описание выброса, переноса радионуклидов и их выпадений на территории Европы и вне ее. Это потребовало бы представления хронологии выброса и его основных характеристик (размеров выброса, его состава, высоты, физико-химических форм радионуклидов и т.д.), а также специального изучения метеорологических условий (как в локальном, так и в европейском масштабе). Тем не менее, остановимся на некоторых основных метеорологических характеристиках периода аварийного выброса и его последующего рассеивания, оказавших первостепенное влияние на формирование поля радиоактивного загрязнения.

На [рисунок А.3.](#) и [А.4.](#) показаны траектории переноса радионуклидов с воздушными массами на разных высотах пограничного слоя атмосферы для различных периодов времени после начала выброса. На [рисунок А.5.](#) показаны изменения направления и скорости ветра для двух высот в ряде пунктов наблюдений (г. Киев, г. Гомель и т.д.). 26 апреля 1986 г. на территории вокруг ЧАЭС наблюдался низкий градиент давления со слабыми приземными ветрами переменных направлений. На высоте 700-1500 м (эффективная высота начального аварийного выброса) радиоактивное облако переносилось в северо-западном направлении с атмосферным потоком, имеющим скорость 5-10 м/с. Это подтверждено соответствующими измерениями метеопараметров и построенными траекториями переноса воздушных масс для этой высоты. Радионуклиды, выброшенные позже 26 апреля, также переносились в основном на северо-запад в слое атмосферы 700-1500 м, затем направление переноса изменилось на северное. Непосредственно в приземном слое перенос радионуклидов происходил сначала в западном и северо-западном направлениях, и в ночь с 26 на 27 апреля радиоактивное облако находилось в районе советско-польской границы. В течение следующих дней 27-29 апреля радионуклиды в приземном слое (до 200 м) перемещались к северу и северо-востоку от ЧАЭС. Выброс продолжался вплоть до 7-8 мая, при этом преобладали северные ветры, вызвавшие перенос и выпадение радиоактивных веществ преимущественно в южном направлении. Эффективная высота выброса на более поздней стадии аварии была значительно ниже высоты первоначального выброса. Формирование полей радиоактивного загрязнения во времени показано на [рисунок II.3.](#)

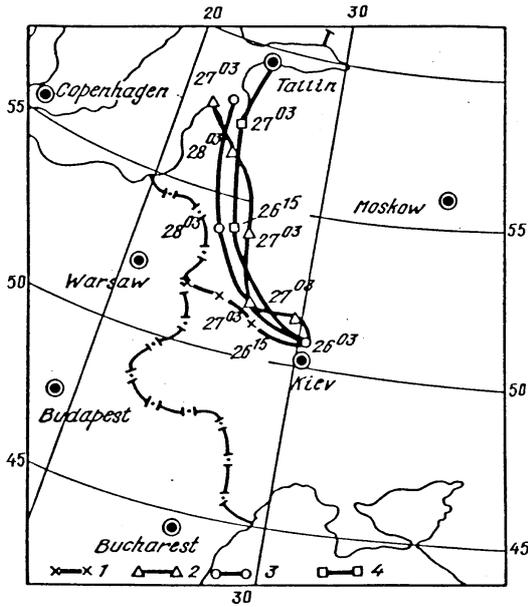


Рисунок А.1. Траектории переноса радиоактивности 26 апреля 1986 г. в 03.00 по московскому времени: 1 - на уровне земной поверхности; 2 - на высоте 0,7 км; 3 - 1,5 км; 4 - 3,0 км [А4]

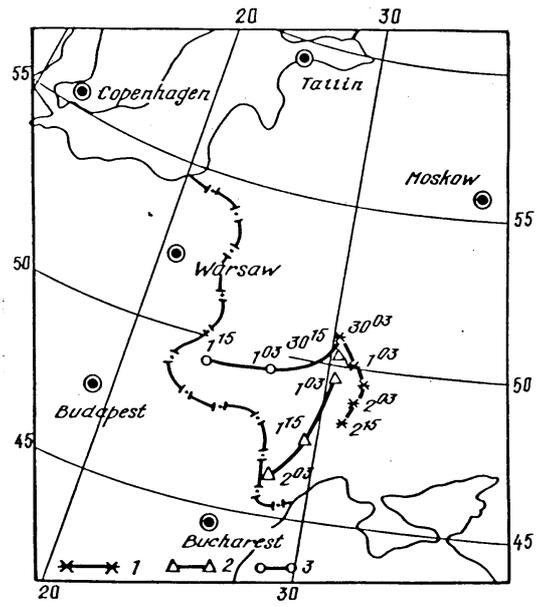


Рисунок А.2. Траектории переноса радиоактивности 30 апреля 1986 г. в 03.00 по московскому времени: 1 - на уровне земной поверхности; 2 - на высоте 0,7 км; 3 - 1,5 км [А4].

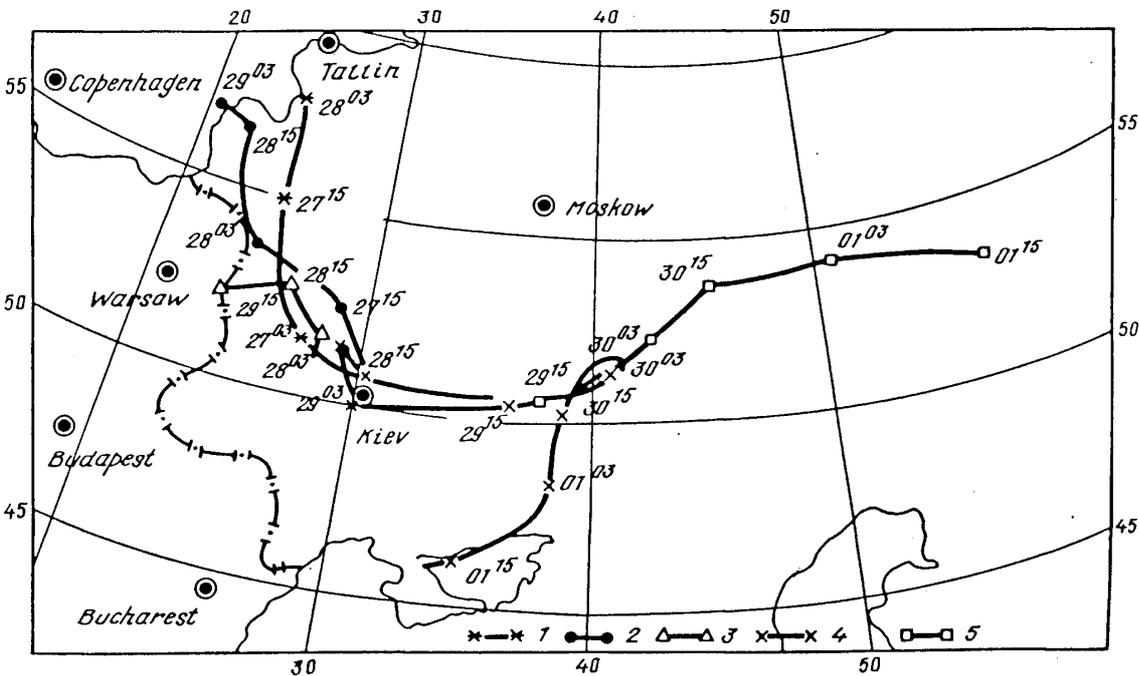


Рисунок А.3. Траектории переноса радиоактивности на высоте 0,7 км: 1 - 26 апреля после 15.00; 2 - 27 апреля после 03.00; 3 - 27 апреля после 15.00; 4 - 28 апреля после 03.00; 5 - 29 апреля после 03.00 [А4]

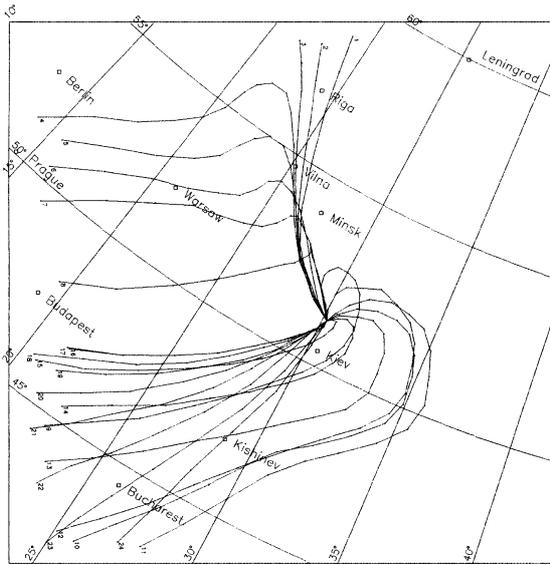


Рисунок А.4. Траектории переноса радиоактивности из района аварийного реактора на высоте 925 гПа с 6-часовыми интервалами с 24 апреля по 1 мая 1986 г. Траектории 1-4: 26 апреля; траектории 5-8 - 27 апреля; траектории 21-24 - 1 мая 1986 г. [А4].

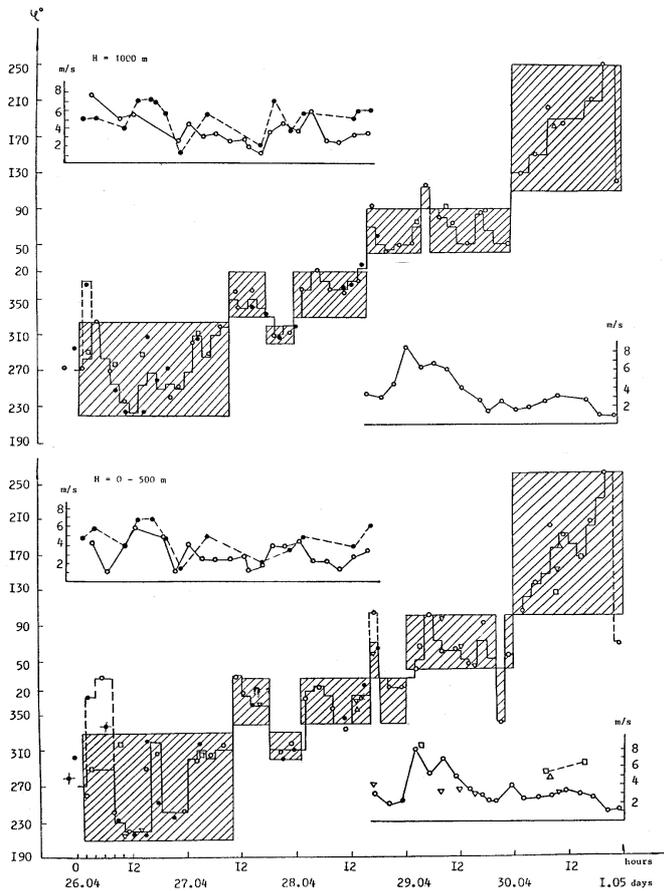


Рисунок А.5. Средние значения направления и скорости ветра с 26 апреля по 1 мая 1986 г. в слоях 0-500 м и 0-1000 м в ближайших к ЧАЭС районе:
 + Киев (радиозонд); ○ Киев (аэропорт);
 ● Борисполь; Δ Мозырь; □ Гомель; ▽ Чернигов [А5].

Метеорологическая ситуация в период с 26 апреля до 11 мая представлена на [Вкладная иллюстрация 61](#) до [64](#). 12-часовые метеокарты [А1] представлены вместе с данными по суточ-

ной сумме осадков [A2, A3]. Карты осадков построены по данным измерений, время начала измерений суточной суммы осадков различалось по странам, эти различия показаны в таблице: это следует принимать во внимание при интерпретации представленных данных.

Таблица А.1. Различие во времени начала измерений суточной суммы осадков

Время начала измерений (UTC)	Страна
5	Болгария, Словакия, Чехия, Швейцария
6	Австрия, Бельгия, Венгрия, Германия, Греция, Дания, Люксембург, Польша, Румыния, Финляндия, Франция, Швеция
8	Нидерланды
9	Великобритания, Исландия, Ирландия, Италия

- [A1] Европейский Метеорологический Бюллетень, Немецкая метеослужба, ISSN 0341-2970, Оффенбах на Майне.
- [A2] Дж.Грациани и Н.Заримпас, Метеорологические данные, касающиеся Чернобыльской аварии. Отчет EUR 11890, ноябрь 1988.
- [A3] Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров, В.Н. Петров, Ф.Я. Ровинский, Е.Д.Стукин. «Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред» под ред. Ю.А. Израэля. - Ленинград: Гидрометеоиздат, с.233-265. (1990).
- [A4] Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров, В.Н. Петров, Ф.Я. Ровинский, Е.Д. Стукин. « Чернобыль радиоактивное загрязнение природных сред.» Под ред. Ю.А. Израэля, Гидрометеоиздат, 1990 г., 296 с..
- [A5] Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, Д.А. Северов. «Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. В сб.: Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции» М.: Московское отд. Гидрометеоиздата, 1988 г., с. 5-15.

ПРИЛОЖЕНИЕ В ОБЗОР МЕТОДИК ИЗУЧЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ И ХАРАКТЕРИСТИКА ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ДАННЫХ

В.1. Обзор методик измерения уровней загрязнения местности цезием-137

Выпавший радиоактивный материал определяет радиологические последствия аварийного выброса. Изучение радиоактивного загрязнения местности является отправным пунктом для оценки миграции радионуклидов в окружающей среде и их воздействия на человека, а также для принятия решений о необходимости мер по предотвращению влияния последствий аварии на население.

К настоящему времени были разработаны и продолжают совершенствоваться разнообразные методы измерения радиоактивного загрязнения, подробное описание этих методов выходит за рамки задач Атласа, здесь приводится только краткий обзор наиболее широко распространенных методик. Более подробную информацию можно почерпнуть из прилагаемого списка литературы.

Загрязнение гамма излучающими радионуклидами может измеряться путем отбора **проб почвы**, измеряемым в лабораторных условиях с помощью гамма спектрометрической аппаратуры. Глубина пробоотбора (обычно до 30 см) и способы пробоподготовки (например, измельчение, просушивание и т.д.) в различных лабораториях могут отличаться друг от друга, а также зависеть от характеристик загрязнения (например, от его возраста). Данный метод обычно дает весьма точные результаты (зависящие от продолжительности экспозиции пробы и чувствительности детектора), но требует много времени и поэтому дорог. Кроме того, в пределах пятен загрязнения сложной структуры выпадений возникает необходимость отбора очень большого количества проб. Этот метод используется чаще всего для целей калибровки аппаратуры, для отбора ограниченного количества проб (до нескольких сотен, в исключительных случаях - до нескольких тысяч), или же в тех случаях, когда нельзя применить другие методы (например, в горных районах). Преимущество метода заключается в том, что он позволяет исследовать глубинное распределение радиоактивного материала в почве путем разбивки пробы на отдельные слои и проведения измерений каждого из них.

Крупномасштабные съемки радиоактивного загрязнения для целей мониторинга могут выполняться без отбора почвенных проб средствами **наземной гамма спектрометрии**. При использовании этого метода гамма-спектрометр устанавливается в фиксированном положении относительно земной поверхности. Этот метод может быть стационарным (**гамма спектрометрия in situ**) и мобильным (гамма спектрометрическая аппаратура устанавливается на автомобиле). Мобильная гамма-спектрометрия применялась, например, в Финляндии, где для построения карты загрязнения цезием-137 на территорию около 19000 кв.км использовалась комбинация гамма спектрометрических и GM-tube измерений с использованием автомобильной техники [В1].

Аэрогамма спектрометры, установленные на борту самолетов или вертолетов, приспособленных к полетам на малых высотах (25-100 м) со скоростью 100-300 км/час., использовались для проведения оперативной съемки радиоактивного загрязнения поверхности земли и акваторий. Этот метод изначально разрабатывался для использования в геологии, но впоследствии стал все чаще применяться для измерения радиоактивного загрязнения различной природы. Съемка на изучаемой территории проводится обычно путем приложения параллельных маршрутов, отстоящих друг от друга на расстоянии 0,1-10 км в зависимости от необходимой детальности исследования и наличия летных ресурсов. Вдоль маршрутов фиксируются спектры гамма-излучения и информация о пространственном положении летательно-

го аппарата, получаемая с помощью навигационных систем (таких, как радиомаяки или системы GPS – всемирная система расположения), а также данных измерений высоты с помощью радара. При надлежащей обработке данных этот метод позволяет дать оценку уровня мощности дозы и загрязнения местности радионуклидами с точностью, превышающей точность наземных методов, при этом охват территории при одном измерении, принимая во внимание дальность обзора бортовых спектрометров, может превосходить таковой при наземном пробоотборе на 6-7 порядков. В современных авиационных спектрометрах используются сцинтиляционные детекторы большого объема (обычно 1-50 л NaI (Т1)) и полупроводниковые детекторы, обладающие более высокой разрешающей способностью, но меньшей чувствительностью. Данные системы могут работать в автоматическом или полуавтоматическом режиме и дают надежные результаты измерений даже при низких уровнях загрязнения (время одного измерения при этом составляет несколько секунд для сцинтилляционных и минуты для полупроводниковых детекторов).

Разные методы имеют свои плюсы и минусы, и при хорошо продуманной стратегии мониторинга, полезна комбинация этих методов. Лабораторные анализы проб почвы наиболее полно характеризуют загрязнение в точке пробоотбора, но подвержены влиянию изменчивости полей загрязнения в локальном масштабе. Наземные методы измерений *in situ* обладают высокой чувствительностью, но требуют исследования распределения радионуклидов по глубине. Аэрогамма спектральная съемка дает возможность провести быстрые и представительные измерения на больших территориях, но также зависит от распределения активности в окружающей среде. Поэтому производится отбор ограниченного числа проб для исследования вертикального распределения радионуклидов в почве как при проведении спектрометрических измерений *in situ*, так и при аэрогамма спектральной съемке, что дает возможность наиболее точно определить уровни радиоактивного загрязнения местности. Таким образом, комбинация аэрогамма спектральной съемки и наземных измерений - наиболее эффективный метод измерений при проведении съемки на обширных территориях с относительно небольшим расчленением рельефа.

Поскольку аэрогамма спектральные методы эффективны при оперативной съемке больших территорий, они являлись одним из основных способов измерения радиоактивного загрязнения местности в бывшем СССР после аварии на Чернобыльской АЭС. Была проведена съемка на территории, превышающей 5 млн. кв.км в бывшем Советском Союзе [B2, B3], в Швеции [B4] и Великобритании [B5].

В.2. Описание использовавшихся данных

В [таблице В.1](#). приведен обзор данных, использованных для составления карт Атласа. Эти данные были пересчитаны с учетом радиоактивного распада на 10 мая 1986 г. Большая часть данных относилась к суммарному загрязнению цезием-137 (т.е., в результате глобальных выпадений, Чернобыльской аварии и т.д.). В некоторых случаях данные относились только к чернобыльским выпадениям; их нужно было скорректировать, чтобы включить в них дочерно-чернобыльские выпадения цезия-137. Примененные процедуры были согласованы с национальными координаторами.

При построении карт использовались только данные измерений, проводящиеся методом отбора и анализа проб, методом *in situ* (стационарные и подвижные) и методом аэрогамма спектральной съемки. Некоторые страны (например, Албания, Болгария, Португалия) представили данные, которые нельзя было непосредственно использовать для построения карт загрязнения местности цезием-137 (например, данные измерений суммарного загрязнения бета излучающими радионуклидами, данные о содержании цезия в пробах травы, продуктов питания и т.д.). Такого рода данные можно использовать для приблизительных оценок за-

грязнения территории цезием-137, однако, проведение таких оценок не входило в задачи Атласа. Для этих стран, а также стран, не представивших данные вообще, построение карт загрязнения местности цезием-137 оказалось невозможным. Число таких стран или регионов невелико. В [таблице В.1](#) показано, сколько точек было использовано для составления карт. Они не отражают первоначального количества измерений или переданных данных. В некоторых странах (особенно в Беларуси, на Украине) представленные данные, полученные в пределах одного населенного пункта во время проведения широкомасштабных измерений, осреднялись и представлялись в виде одной точки. Во всех случаях, когда было представлено несколько значений с одинаковыми координатами, они приводились до единой даты путем введения поправок на радиоактивный распад и затем осреднялись. Данные по России были представлены в виде сетки (грида) с различным шагом (расстоянием между точками). К началу работ по проекту в России уже была проведена автоматизированная обработка данных аэрогамма спектральных измерений и почвенного опробования, поэтому в базу данных по проекту была введена уже готовая карта, представленная для территории восточного Черно

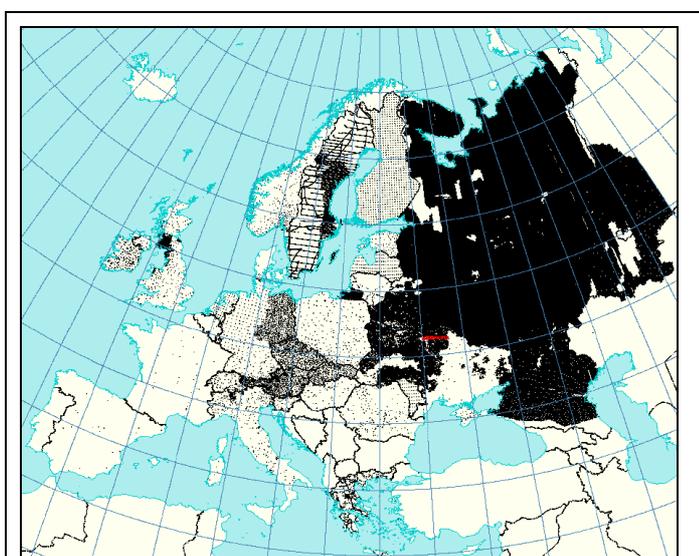


Рисунок В.1. Пространственное распределение данных о загрязнении местности цезием-137, использованных для построения карт Атласа

быльского следа с шагом $1,3^\circ$ по широте и 3° по долготе, а для остальной территории европейской части России и Уральского региона - с шагом 3° по широте и 6° по долготе.

Географическое положение точек, по которым строились карты, представлено на рис В.1. Обращает на себя внимание широкое разнообразие пространственной детальности обследования территорий различных европейских стран. Наиболее плотно размещены точки измерений на тех территориях, где проводилась аэрогамма-спектральная съемка (Россия, Швеция, некоторые районы Великобритании).

Большая часть данных была представлена официальными организациями различных

стран. Данные поступали также и из других источников. Они перечислены в Приложении F.

Таблица В.1. Обзор информации о загрязнении местности цезием-137, использованной для подготовки карт

Страна	Площадь (тыс.км ²)	Число точек ⁽¹⁾	Тип Данных	Глубина пробоотбора почв (см)	Преобразование представленных данных ⁽²⁾
Австрия	83,9	1780	ЛАП	3-40	
Беларусь	208	19058	ЛАП	20	
Бельгия	30,5	11	ЛАП	2	
Великобритания	245	395 45891	ЛАП АГС	5-15 -	повторный выбор начальных данных, превышающих 1 кБк/м ²
Венгрия	93,0	86	ПГС	-	
Германия	366	1371	ЛАП	5-20	
Греция	132	1931	ЛАП	1, 20	
Дания	43,1	15	ЛАП	10	
Ирландия	68,9	342	ЛАП	5, ni	
Италия ⁽³⁾	280	436	ЛАП	ni, 15	

ПРИЛОЖЕНИЕ В ОБЗОР МЕТОДИК ИЗУЧЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ И ХАРАКТЕРИСТИКА ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ДАННЫХ

Страна	Площадь (тыс.км ²)	Число точек ⁽¹⁾	Тип Данных	Глубина пробоотбора почв (см)	Преобразование представленных данных ⁽²⁾
Испания	505	31	ЛАП	ni	
Латвия	63,7	153	АГС	-	
Литва	65,2	90	ЛАП	-	
Люксембург	2,59	15	ЛАП	6-11	
Молдова	33,7	64	АГС	-	
Нидерланды	41,2	84	ЛАП	5	
Норвегия	324	448	ЛАП	4	
Польша	313	299	ЛАП	10	
Россия (Европейская часть)	3800	176971	АГС ЛАП	- 15-30	
Румыния	238	201	ЛАП	15	
Словакия	49,0	411	ЛАП	3	вводилась поправка на включение глобальных выпадений (уровень в отчете - 0.5)*1.25 + 2.8 кБк м ⁻²
Словения	20,3	57	ЛАП	12	
Турция (Европейская часть)	24	1	ЛАП	1	
Украина	604	11569	ЛАП АГС	20 -	
Финляндия	337	851 8	МИС ЛАП	- 5	
Франция	544	35	ЛАП	ni	
Хорватия	56,5	4	ЛАП	5-10	
Чехия	78,9	776	ЛАП	3	Вводилась поправка на включение глобальных выпадений (уровень в отчете - 0.5)*1.25 + 2.8 кБк м ⁻²
Швеция	450	135848	АГС	-	Добавлены 1,6 кБк м ⁻² для включения глобальных выпадений
Швейцария	41,3	190	ЛАП ПГС	15-20 -	
Эстония	45,1	111	АГС	-	

ЛАП: лабораторный анализ почвы

ni: информация отсутствует

ПГС: полевая гамма-спектрометрия (in situ)

- : неприменимо

МИС: мобильные измерения (in situ)

АГС: аэрогамма спектрометрия

⁽¹⁾ некоторые из этих данных представляют суммарные величины, нескольких измерений; многие данные по Беларуси и Украине представляют суммарные величины, полученные от нескольких сот до нескольких тысяч измерений

⁽²⁾ поправки по договоренности с лицами, предоставившими данные

⁽³⁾ без Сицилии

[B1] X. Арвела, М. Маркканен и X. Леммела, «Передвижные измерения естественной гамма радиации и ее уровней в выпадениях в Финляндии после Чернобыльской аварии» Дозиметрия радиационной защиты, том 32 №3, с 177-184 (1990) (на англ. языке)

[B2] Р.М. Коган, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман «Основы гамма спектрометрии природных сред», изд 3-е, перераб. и дополн., - Москва, Энергоатомиздат, 233 с. (1991)

[B3] Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров, В.Н. Петров, Ф.Я. Ровинский и Е.Д. Стукин. «Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред», под ред.Ю.А.Израэля, - Ленинград: Гидрометеоздат, 296 с. (1990)

[B4] X. Мелландер, «Воздушные гамма спектрометрические измерения выпадений над Швецией после аварии на Чернобыльском реакторе, СССР» МАГАТЭ внутренний отчет МАГАТЭ/NENF/NM-89-1 (на англ. языке)

[B5] Д.С.В. Сандерсон, Дж.Д. Аллисон и А.Н. Тайлер, «Воздушная гаммаспектрометрия в применении к окружающей среде», МАГАТЭ TECDOC 827, 71-91, Вена (1995) (на англ. языке)

ПРИЛОЖЕНИЕ С ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ И ИХ РОЛЬ В ПРОЕКТЕ

Основной задачей Атласа является картографирование радиоактивного загрязнения местности, при этом одной из особенностей проекта было использование современных методов построения карт. Необходимость сбора, анализа и отображения обширного комплекса данных, относящихся к окружающей среде, привела в последние десятилетия к широкому использованию компьютерных средств и созданию сложных систем обработки такого рода информации. Наряду с решением других задач, информационные системы способствуют повышению качества принятия управленческих решений. Информационная система представляет собой цепочку операций, начиная со сбора данных, и их последующего анализа с целью создания качественно новой информации. В данном проекте компьютерная информационная система была использована для обработки и отображения всех элементов нагрузки составляемых карт. В настоящем Приложении кратко описываются средства и методы, использовавшиеся для построения карт радиоактивного загрязнения, представленных в Атласе.

По определению, карта представляет собой математически определенное изображение на плоскости в некотором масштабе специально отобранных характеристик земной поверхности, или некоторых характеристик относительно нее [C1, C2]. Для удобства пользования карта должна отражать информацию ясно и недвусмысленно. В абстрактном смысле карта хранит и изображает данные, проанализированные составителем карты. Другими словами, карту можно рассматривать как информационную систему. Географическая информационная система (ГИС) - это система, предназначенная для работы с данными, имеющими географические координаты (пространственными данными). В этом смысле ГИС может рассматриваться как картографическое произведение высокого порядка. Термин ГИС в последние годы стал синонимом быстро развивающейся технологии обработки пространственных данных. ГИС можно определить как мощный набор компьютерных средств для сбора, хранения, поиска, передачи и отображения пространственных данных, поступающих из реального мира, для различных целей [C3]. Наиболее просто ГИС можно определить как систему, состоящую из базы данных для хранения пространственной информации и встроенного программного комплекса по работе с такими данными. ГИС быстро становятся общепринятым инструментом управления природными ресурсами и построения карт высокого качества.

ГИС, используемая в данном проекте, представляет версию 6.1 ARC/INFO⁽¹⁾. Помимо обширного набора средств для обработки пространственных данных и получения высококачественных карт, ARC/INFO включает в себя интерфейс для связи с базами данных, который позволяет провести интеграцию с существующими системами управления базами данных и использовать эффективный язык программирования АМЛ для разработки приложений для пользователей, широко применявшихся в проекте. Система ARC/INFO была выбрана потому, что она является наиболее популярной ГИС в мире, что подразумевает относительно простой обмен информацией между сотрудничающими организациями.

Картографическая привязка практически для всех карт Атласа обеспечена информацией, содержащейся в цифровой карте мира (ЦКМ). ЦКМ имеет глобальный охват и получена на основании космических снимков Военным картографическим агентством США [C4]. ЦКМ представляет собой массив данных различных цифровых слоев картографической нагрузки в масштабе 1:1 000 000. Каждый элемент нагрузки закодирован по многим признакам, и информация представлена в широтно-долготных координатах. ЦКМ обеспечивает общую базу, на основании которой можно построить любые карты. При необходимости данные ЦКМ дополнялись информацией из базы данных GISCO Европейской Комиссии (Евростат, 1994) и Европейской цифровой базы данных Ловелла Джонса (1:5 000 000). Для удовлетворения потребностей Атласа и выполнения его задач было проведено обширное редактирование этих

массивов данных и их перекодировка. Для обеспечения необходимой географической детальности карт более крупного масштаба были привлечены некоторые оригинальные данные.

Информация о радиоактивном загрязнении была получена из принимающих участие в сотрудничестве организаций в форме точек, которые имели картографическую привязку по широте и долготе. Они составили точечное покрытие (слой), согласно терминологии ARC/INFO. Каждая точка имеет уникальный опознавательный код и содержит информацию об уровне загрязнения цезием-137; в дальнейшем каждую точку можно будет непосредственно снабдить любой другой информацией.

Для того, чтобы любая база данных могла быть использована для пространственного анализа, все данные нужно записать в единой системе координат. Система координат состоит из сфероида (математического описания поверхности Земли) и картографической проекции (математического способа перехода от сферических координат в координаты на плоскости). Проекция отражает связь между положением объектов на карте и их действительным положением на Земле. Для карт Атласа точки с информацией о загрязнении были преобразованы в равноплощадную картографическую проекцию (азимутальная проекция Ламберта). Элементы картографической нагрузки (например, береговая линия, дороги, реки) представлены в той же проекции и наложены для привязки информации о загрязнении.

Следующий этап составления Атласа состоял в создании карт, представляющих загрязнение местности цезием-137 в изолиниях. Эта процедура описана более подробно в [Приложении D](#).

По завершении построения карт ГИС позволяет их проанализировать. Взаимосвязи между различными географическими характеристиками можно исследовать с помощью простейших операций ГИС, таких, как наложение карт с выделением зон перекрывающих друг друга элементов. Например, можно выделить все города в определенном радиусе вокруг Чернобыльской АЭС, может быть выявлена зависимость между уровнями загрязнения цезием-137 и количеством выпавших осадков, может быть оценено воздействие городских островов тепла на картину распределения загрязнения.

В любом атласе важным является представление окончательных результатов. Для получения графических файлов данные о загрязнении необходимо скомбинировать с массивами картографических данных (т.е., данными о дорогах, реках, государственных границах). Как и на традиционных картах, ГИС обеспечивает изображение с помощью символов и цветов. Полигоны могут быть закрашены штриховкой или цветовой заливкой, ширина линий и их рисунок могут меняться.

Необходимо, чтобы выходные данные были самого высокого качества. К настоящему времени Ловеллом Джонсом разработан новый способ переноса покрытий ARC/INFO в среду Apple Macintosh Desk Top Publishing (DTP) для получения графики высокого качества перед завершающей печатью. Если файлы ARC/INFO находятся в этой среде, все элементы для нанесения на карту появляются в виде отдельных слоев, которые затем можно упорядочить должным образом и соединить, как это необходимо.

Первичный контроль качества карт был выполнен на мониторе компьютера и на бумажной основе с цветного плоттера. По завершении стадии предварительной печати окончательные файлы были отпечатаны на оптической пленке с высоким разрешением, где используется свет для переноса графического изображения на цветную пленку. Эти пленки применялись для производства мастер копий на стадии печати.

(1) ARC/INFO - зарегистрированная торговая марка ESRI Inc., Калифорния, США.

- [C1] К.Г. Салищев, Картоведение. М.: Изд-во МГУ, 484 с. (1980)
- [C2] С. Валензула, «Основные принципы Географических информационных Систем» в «Дистанционный поиск и Географические информационные системы для управления ресурсами в развивающихся странах» ред. А. Белвард и С. Валензула. Дордрехт: Клувер Академик., с 279-295 (1991) (на англ. языке)
- [C3] П. Бурроу, «Принципы Географических информационных систем для оценки земельных ресурсов». Оксфорд: Кларенден Пресс (1986) (на англ. языке)
- [C4] Данко «Цифровая карта мирового проекта» в трудах ежегодной 11-й конференции пользователей ESRI, Редлендс, штат Калифорния, Исследовательский Институт окружающей среды, том 1, с 169-180 (1991) (на англ. языке)

ПРИЛОЖЕНИЕ D ПРОЦЕДУРА ИНТЕРПОЛЯЦИИ ПРИМЕНИТЕЛЬНО К ИСХОДНЫМ ДАННЫМ

D.1. Преобразование точки в площадную характеристику

Информация об уровнях загрязнения поступала в форме географически размещенных точечных данных. Они могут носить регулярный характер (например, точки измерений по маршруту вертолета при аэрогамма спектральной съемке), либо располагаться достаточно случайно (например, измерения, приуроченные к населенным пунктам, метеостанциям, научно-исследовательским полигонам, отдельные точки измерений и т.д.).

Размещение таких данных может быть показано различными способами. Представление данных с помощью точек, окрашенных в соответствии с уровнем загрязнения в местах измерений, показывает изученность территории, однако, скрывает пространственную непрерывность поля загрязнения. Поэтому, данные были также представлены в виде полигонов Вороного, которые демонстрируют структуру сети пробоотбора по каждой стране.

Поскольку загрязнение цезием-137 представляет собой непрерывное поле, лучше всего показать его на карте с помощью изолиний. Изолинии, соединяя точки с одинаковыми значениями уровня загрязнения, отражают его пространственную изменчивость и выявляют вариативность полей загрязнения.

D.1.1. Полигоны Вороного

Полигоны Вороного, называемые также полигонами Тиссена [D1], использовались, чтобы разделить каждую страну на части, отражающие фактическую плотность пробоотбора. Каждый полигон связан с одним или несколькими измерениями загрязнения в одном и том же месте (для многократных измерений с одинаковыми координатами бралась средняя арифметическая величина). Характерным для полигонов Вороного является то, что любая точка на данном полигоне геометрически ближе к своей точке измерения, чем к измерению, определяющему любой другой полигон. Следовательно, территории, заполненные небольшими полигонами, отражают высокую плотность измерений и наоборот. Например, из приведенного ниже примера видно, что измерения сосредоточены на юге Польши, а другие области обследованы менее детально.



Рисунок D.1. Пример размещения точек опробования в Польше

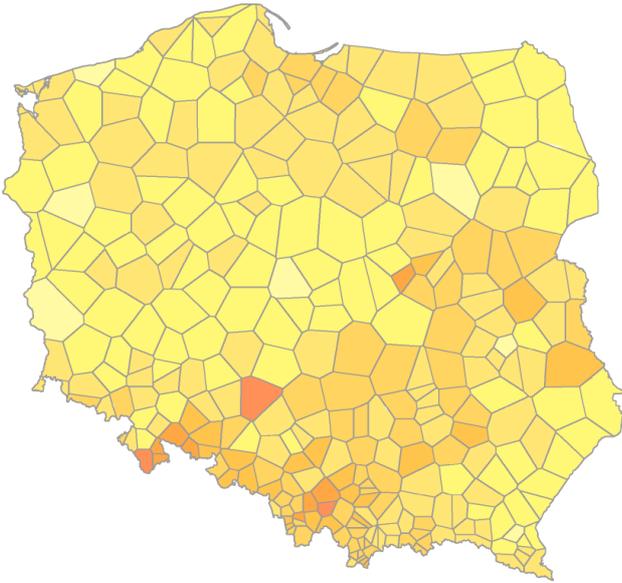


Рисунок D.2. Пример полигонов Вороного для точек опробования в Польше

Необходимо отметить, что каждая точка измерений «отвечает» за уровень загрязнения на некоторой площади в своих окрестностях, которые далеко не всегда совпадают с размерами и конфигурациями полигонов Вороного. Размеры этих окрестностей зависят от многих причин. А именно: от особенностей поля аварийного загрязнения, имеющего характер следов и пятен, от близости к аварийному реактору, от рельефа местности и характера загрязненного ландшафта, от характера и интенсивности осадков во время распространения радиоактивного «облака» и струи над Европой и других причин. Поэтому не следует считать полигоны Вороного отражением реальной структуры поля загрязнения. Это лишь первичная модель, основанная на тех данных, которыми мы располагали для дальнейшего построения карт в изолиниях.

D.1.2. Используемый метод интерполяции

D.1.2.1. Общие положения

Когда изучаемая переменная непрерывна по своей природе, естественна попытка реконструировать эту непрерывность. Это можно сделать с помощью методов интерполяции, оценивающих значения переменной там, где пробы не отбирались.

Наиболее часто применяемый в нашем случае метод интерполяции содержит допущение о том, что величины в точках наблюдений коррелированы в пространстве, т.е., чем ближе две точки в местности, тем больше вероятность того, что они близки и по значению уровня загрязнения. Исходя из этого допущения, близлежащим точкам по отношению к известной приписывается больший вес. Наиболее общепринятая весовая функция описана методом «обратного расстояния» (ОР) [D2], именно этот метод наиболее часто использовался для построения карт. Методу ОР было отдано предпочтение в силу того, что он легко применим и обеспечивает хороший компромисс между скоростью вычисления и качеством интерполяции. Использование более сложных средств немного увеличило бы необходимость в ресурсах, приведя к незначительным улучшениям полученных карт загрязнения. Недостаток применения метода ОР состоит в том, что используемые весовые функции могут привести к неопределенности, если экспериментальных данных недостаточно. Кроме того, рассматриваемый способ интерполяции является сглаживающей процедурой, обрабатывающей минимумы и максимумы, располагающиеся в точках измерений.

D.1.2.2. Метод интерполяции обратной весовой зависимости от расстояния («обратного расстояния»)

Метод интерполяции, наиболее часто применяемый при построении карт Атласа, описывается выражением:

$$\hat{v}_i = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} v_i}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}} \quad (1)$$

где d_1, \dots, d_n - расстояния до места опробования до точки v , значения в которой оценивается, а v_1, \dots, v_n - значения загрязнения в точках опробования. Веса здесь обратно пропорциональны расстоянию в степени P . Эти веса определяют значимость окружающих известных значений для искомой величины. По мере уменьшения p . веса, приписываемые точкам, становятся более значимыми. По мере увеличения расстояния и, соответственно, значения p ., отдельные веса становятся весьма небольшими, и отдаленным точкам не приписывается почти никакого веса.

При обработке данных необходимо определить два параметра: радиус окрестности вокруг искомой точки, из которой будут отбираться известные значения с приданием им веса, и величину показателя P , описывающую уменьшение веса точки по мере удаления от искомой.

Радиус окрестности вокруг искомой точки.

Радиус окрестности вокруг искомой точки - важный параметр, который в отличие от полигонов Вороного определяет с той или иной степенью достоверности размеры территории, не превышающей размеров пятен загрязнения, которые должны быть зафиксированы на карте определенного масштаба. Как уже отмечалось, для полей с большими перепадами значений, характерными для чернобыльских выпадений, радиусы должны быть намного меньше, чем для плавных полей, преобладающих на больших расстояниях от места аварии или в периферийных частях следов загрязнения.

Искомый радиус, в случае неизвестного ранее впервые картографируемого региона, определялся с помощью пространственных автокорреляционных функций или с помощью построения полувариограмм, описывающих пространственную изменчивость поля [D3, D4]:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (2)$$

где $z(x)$ значение переменной (в нашем случае плотность загрязнения местности цезием-137) в точке x . Расстояние и направление между x и $x+h$, определенные вектором h , отображаются как запаздывание полувариограммы; $N(h)$ - число попарных наблюдений, разделенных запаздыванием (лагом). Радиус корреляции определяется как расстояние, на котором наблюдения становятся независимыми. Максимальное значение, достигнутое в пределах радиуса корреляции, равняется вариации независимых наблюдений.

Максимальное значение радиуса поиска определялось радиусом корреляции. Наиболее оптимальным способом отражения локальной вариабельности поля загрязнения и уменьшения влияния эффекта сглаживания без существенного воздействия на визуализацию пространственной непрерывности поля загрязнения в нашем случае являлся выбор шести окрестных точек. Структура полигонов Вороного, отражающих топологический вес данных, также использовалась для определения необходимого числа окрестных точек.

Как уже было указано выше, выбор процедуры интерполяции в нашем случае представлял собой компромисс между объемом ресурсов и временем, имеющимся в распоряжении участ-

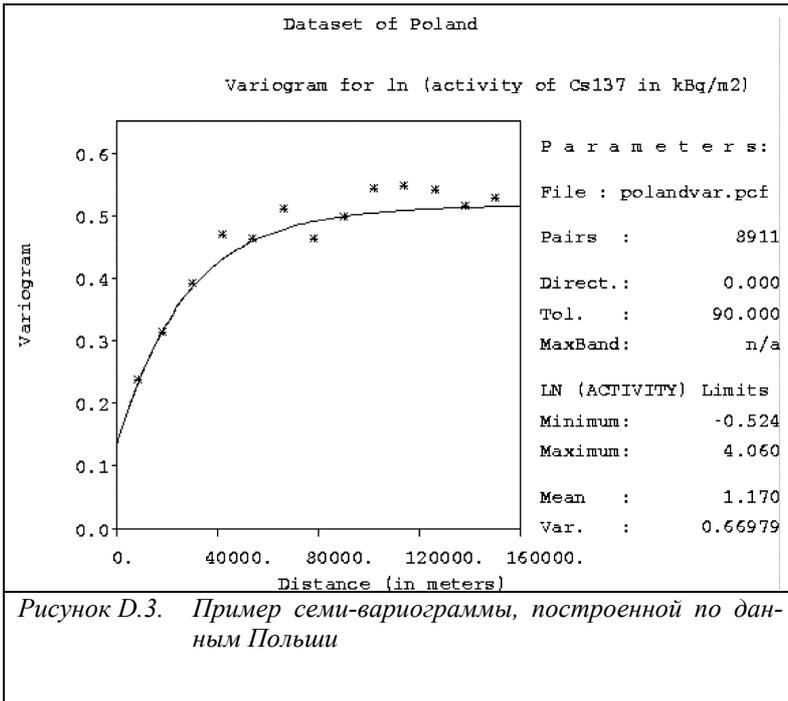


Рисунок D.3. Пример семи-вариограммы, построенной по данным Польши

ников проекта. С более полным освещением процедуры интерполяции можно ознакомиться в работе [D5]. Более подробный анализ мог бы потребовать выбора других методов и обеспечить большую надежность в картографическом представлении структуры радиоактивного загрязнения.

Ниже приводится пример полувариограммы (ряд данных Польши).

Показатель экспоненты (P). Поскольку влияние местных условий на формирование загрязнения неизвестно, выбор показателя был эмпирическим и производился с помощью перекрестных оценок. Данные случайно извлекались из первоначального ряда измерений и интерполировались с помощью

увеличения значений степенного показателя. Затем они сравнивались с первоначальным рядом данных с целью выбора подходящих значений экспоненты. Этот метод применялся несколько раз для каждого ряда данных при уменьшении первоначальных данных на 5, 15, 25, 35, 45 и 55%. Было выбрано, что показатель экспоненты, равный двум, является наиболее подходящим.

Из-за большого количества данных, использовавшихся при картографировании, ожидается, что в случае изменения параметров примененного метода интерполяции, не произойдет заметных изменений структуры пятен загрязнения на большей части территорий, освещенных в Атласе.

D.2. Процедура картографирования по сети интерполированных величин

Во время процедуры интерполяции значения уровней загрязнения вычислялись в ровной сети с квадратной решеткой. Эту процедуру принято называть построением сети или грида. На основании реальной плотности отбора проб интерполированные значения определялись по ячейкам 2 км x 2 км для карт стран, для карт повышенного и высокого загрязнения ячейки были более мелкими. Такие густые сети точек позволяют, соединив равные значения, получить изолинии, отображающие непрерывное, но изменчивое поле загрязнения.

Исходя из наиболее распространенной густоты опробования, разрешение растровых данных было задано ячейкой со стороной 2 км для всех стран. При этом читатель должен понимать, что в случаях разреженной сети измерений дать реалистичную оценку неизвестного значения уровня загрязнения в каждой такой ячейке является допущением. Тем не менее, это была единственная возможность применения как можно более стандартизированной методики построения карт. Поэтому читатели Атласа, предпринимая попытки интерпретации полей загрязнения, должны обращаться к соответствующим картам, представляющим полигоны Вороного.

Пользователям Атласа не следует забывать о том, что карта - это модель реальной действительности, а не сама действительность, которая может оказаться в ряде мест значительно бо-

лее изменчивой, чем это показано на карте. Формально-математическая процедура интерполяции и компьютерного картографирования не может учесть всех особенностей окружающей среды, которые установили формирование реального поля загрязнения. Однако, полученные нами карты, особенно, для территорий с высокой плотностью опробования имеют высокую достоверность, т.к. опираются на высокоточные измерения, полученные при помощи самой современной аппаратуры.

D.3. Проведение процедуры картографирования

Описанная выше процедура использовалась при построении карт всех стран Европы. В Беларуси, России и на Украине еще до начала работ по проекту были составлены подробные карты загрязнения цезием-137, при этом использовались методы, аналогичные вышеописанным, но информация была более подробной. В частности, при проведении изолиний загрязнения принимались во внимание ландшафтные характеристики (например, выделялись леса, районы промышленной застройки, сельскохозяйственные угодья).

- [D1] А.Х. Тиссен, «Среднее количество осадков для обширных территорий», ежемесячный обзор погоды № 39, с 1082-1084 (1911) (на англ. языке)
- [D2] Р.Ф. Валтерс, «Нанесение контуров с помощью механизма: справочник пользователя», Бюллетень № 53 Американской ассоциации нефтяных геологов, с 2324-2340 (1969) (на англ. языке)
- [D3] А.Г. Джорнел и Ч.Дж. Хейбергтс, «Геостатистика рудников», Академик Пресс (1978) (на англ. языке)
- [D4] Й. Паннатъе, «VARIOWIN. Программа для анализа пространственных данных в двух измерениях», Спрингер Верлаг (1996) (на англ. языке)
- [D5] Н.С. Лам, «Методы пространственной интерполяции: обзор», Американский картограф 10(2), с 129-149 (1983) (на англ. языке)

ПРИЛОЖЕНИЕ Е СВЯЗЬ МЕЖДУ РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ И НЕКОТОРЫМИ ГЕОГРАФИЧЕСКИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ

Значимость загрязнения территорий цезием-137 в Европе зависит от характера и особенностей землепользования. Если бы были загрязнены малонаселенные районы Арктики в результате аварии, радиологическое воздействие на человека было бы значительно меньше, чем если бы наибольшему загрязнению подверглись районы с высокой плотностью населения или сельскохозяйственным производством. Взаимозависимость распределения загрязнения и таких географических характеристик, как численность населения и структура землепользования, является основополагающим при определении радиологического воздействия загрязнения и его влияния на окружающую среду. Информация о перечисленных географических характеристиках также приводится в Атласе, чтобы читатель мог провести сопоставление этих характеристик с уровнями загрязнения цезием-137. В этом приложении в обзорном масштабе представлена карта плотности населения [[E1](#), [E2](#)], почвенная карта [[E3](#)], карта растительности и землепользования [[E4](#)], карта рельефа [[E5](#)]. (см. [Вкладная иллюстрация 65](#))

- [E1] Новости SERLL, Выпуск Б1, январь 1991 г., Биркбек колледж, Лондон, Великобритания (на англ. языке)
- [E2] Д. Ринд, «Связанные с картографией исследования в Биркбек колледже в 1987-1991 гг.» в «Картографическом журнале», том 28, июнь 1991 г., с 63-66 (на англ. языке)
- [E3] ФАО-ЮНЕСКО Почвенная карта мира; UNEP/GRID издание 1986 г. (на англ. языке)
- [E4] «Алфавитный указатель мировой растительности. Справочник для пользователя. (переработан в окт. 1990 г.)», собран и издан К. Б. Кидвелл. Имеется в Министерстве Торговли США. Национальная Администрация США по океанам и атмосфере (на англ. языке)
- [E5] «Европейская 30 арк-секундная цифровая модель возвышенности (DEM)» Центр данных ЭРОС, США (на англ. языке)

ПРИЛОЖЕНИЕ F СПИСОК ЛИЦ, ПРЕДОСТАВИВШИХ ДОПОЛНИТЕЛЬНУЮ ИНФОРМАЦИЮ ПО СВОИМ СТРАНАМ

Источники данных и национальные контактирующие организации

Данные представлялись не только национальными контактирующими организациями, в тексте они выделены жирным шрифтом

Австрия

E Henrich, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien
W Ambach, University of Innsbruck, Inst. für Medizinische Physik, Innsbruck
P Bossew, Österr. Ökologieinstitut, Gamma-Meßstelle, Wien
P Brunner, Versuchsstelle für Umweltanalytik und Strahlenschutz, Innsbruck
M Ditto, BALUF Wien, Wien
T Falkner, UBA Wien, Wien
K Fink, Amt der Stmk. LReg, Graz
E Fleck, Wien
M Friedrich, BALUF Wien, Wien
F Gattermig, UBA Klagenfurt, Klagenfurt
M Gerzabek, EFZS, Seibersdorf
J Graf, Agrolinz Melamin, Linz
H-G Heintschel, Institut für Umweltmedizin, Wien
E Hiesel, UBA Wien, Wien
J Jordan, BALU Innsbruck, Innsbruck
P Karacson, NÖ.Landesregierung, Wien
V Karg, BALUF Wien, Wien
K Kienzl, UBA Wien, Wien
P Kindl, TU Graz, Graz
J Krischan, Amt der Kärntner Landesregierung, Abt.12S, Klagenfurt
R Kronraff, BALU Linz/STS, Linz
H Lettner, Universität Salzburg, Institut für Physik und Biophysik, Salzburg
E Lovranich, ÖFZS, Seibersdorf
F-J Maringer, Bundesversuchsanstalt Arsenal, Geotechnisches Inst., Wien
S. Meisel, TU Graz, Reaktorinstitut, Graz
S Mohamad, ÖFZS, Seibersdorf
G Mraz, Österr. Ökologieinstitut, Gamma-Meßstelle, Wien
K Mück, ÖFZS, Seibersdorf
H Müller, TU Graz, Graz
Palfrader, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Versuchsanstalt (LUVA), Rotholz, Tirol
E Plantosar, LKH Graz, Prüfstelle für Strahlenschutz, Graz
H Rabitsch, TU Graz, Graz
H Ramesmeyer, Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. Maschinenbau, Eisenstadt
J Scherer, Umweltinstitut Vorarlberg, Bregenz
F Schönhofer, BALUF Wien, Wien
S Sperker, Amt der OÖ Landesregierung, Abt. U-LS, Linz
H Spreizer, LKH Graz, Prüfstelle für Strahlenschutz, Graz
J Stöhr, Landesforstdirektion Tirol, Innsbruck
F Strebl, ÖFZS, Seibersdorf
J Striedner, UBA Klagenfurt, Klagenfurt
M Tschurlovits, Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Wien
A Wenisch, Österr. Ökologieinstitut, Gamma-Meßstelle, Wien
A Zoner, Agrolinz Melamin, Linz

Беларусь

И.И. Матвеенко, Республиканский Центр по радиации и мониторингу окружающей среды, Минск

Бельгия

G Verduyn, Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie, Brussel

Болгария

E Vapirev, Faculty of Physics, Sofia University

Великобритания

B Wilkins, National Radiological Protection Board, Chilton

D Sanderson, Scottish Universities Research and Reactor Centre, East Kilbride

British Nuclear Fuels plc

Scottish Nuclear

Scottish Office Environment Department

Ministry of Agriculture Fisheries and Foods

HTV

District Councils of Cunninghame, Kilmarnock, London, Kyle, Carrick

Венгрия

I Nikl, “Frederic Joliot-Curie” National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene, Budapest

A Andrási, KFKI-Atomic Energy Research Institute, Budapest

B Kanyar, University of Veszprem, Veszprem

I Végvári, “Frederic Joliot-Curie” National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene, Budapest

P Zombori, KFKI-Atomic Energy Research Institute, Budapest

National Institute of Food Investigation, Budapest

Германия

G Meurin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

H Bonka, Rheinisch-Westfälisch Technische Hochschule Aachen, Aachen

Rönsch, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin

Греция

P Kritidis, Environmental Radioactivity Laboratory, Institute of Nuclear Technology - Radiation Protection, NCRPS “Democritos”, Athens

S E Simopoulos, Mechanical Engineering Department, Nuclear Engineering Section, National Technical University of Athens, Athens

Дания

A Aarkrog, Risø National Laboratory, Roskilde

Ирландия

D Pollard, Radiation Protection Institute of Ireland, Dublin

T Ryan, Radiation Protection Institute of Ireland, Dublin

Испания

A Travesi, CIEMAT/IMA, Madrid

E Gil López, Consejo de Seguridad Nuclear, Madrid

Италия

C Giovanni, Azienda Ospedaliera S. Maria della Misericordia di rilievo nazionale e di alta specializzazione, Udine
R Padovani, Azienda Ospedaliera S. Maria della Misericordia di rilievo nazionale e di alta specializzazione, Udine
S Piermattei, ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente), Roma
Minach, Labor für physikalische Chemie, Südtiroler Landesregierung, Bolzano

Латвия

Dambis, Radiation and Nuclear Safety Inspection, Riga
A Jansone, Radiation and Nuclear Safety Inspectorate, Ministry of Environmental and Regional Development of Latvian Republic, Riga
G Matisone, Latvijas Republikas Satiksmes ministrija, Valsts Hidrometeorologijas Parvalde, Riga

Литва

S Motiejunas, Environmental Protection Department of the Republic of Lithuania, Vilnius
A Daubaras, Environmental Protection Ministry of the Republic of Lithuania, Vilnius

Люксембург

M Feider, Direction de la Santé, Division de la Radioprotection, Luxembourg

Нидерланды

R O Vlaamboer, Laboratorium voor Stralingsonderzoek, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven

Норвегия

L Skuterud, Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås
F Ugletveit, Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås

Польша

S Sterlinski, Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw
J Jagielak, Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw

Португалия

A Ortins de Bettencourt, Radiation Protection Department, Direcção Geral do Ambiente, Sacavém

Россия

Ю.А. Израэль, Институт глобального климата и экологии, Москва, Россия
А.А. Федоткин, Научно-производственное предприятие «Аэрогеофизика», Москва, Россия
Р.С. Контарович, Научно-производственное предприятие «Аэрогеофизика», Москва, Россия
В.М. Керцман, Научно-производственное предприятие «Аэрогеофизика» Москва, Россия
В.П. Мартиненко, Научно-производственное объединение «Тайфун», Обнинск, Россия
С.М. Вакуловский, Научно-производственное объединение «Тайфун»,

Обнинск, Россия

М.В. Никифоров, Всероссийский научно-исследовательский институт сельско-хозяйственной метеорологии, Обнинск, Россия

В.В. Решетов, Научно-производственное предприятие «Невскгеология», Санкт-Петербург, Россия

Румыния

S Sonoc, Institute of Environmental Research and Engineering, Bucharest

C Dovlete, Institute of Environmental & Engineering Research, Environmental Radioactivity Laboratory, Bucharest

Словакия

M Vldar, Institute of Preventive and Clinical Medicine, Bratislava

Словения

M Gregoric, Ministry of Environment and Regional Planning, Slovenian Nuclear Safety Administration, Ljubljana

M Andjelov, Institute for Geology, Geotechnics and Geophysics, Ljubljana

D Brajnik, Jozef Stefan Institute, Ljubljana

M Kanduc, Institute of Occupational Safety, Ljubljana

R Martincic, Jozef Stefan Institute, Ljubljana

Турция

E Birol, Turkish Atomic Energy Authority, Radiological Health and Safety Department, Ankara

Украина

Л.Я. Табачный, Минчернобыль, Киев

Ф. Бондарь, Главное Управление по геодезии, картографии и кадастрам Совета Министров Украины, Киев

В. Гирий, Институт радиоэкологии, Киев

А. Косовец, В. Вольшев, Государственный Комитет по гидрометеорологии Украины, Киев

Г.Г. Потуридис, Минчернобыль, Киев

Финляндия

A Rantavaara, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki

Франция

M Métivier, IPSN/DPEI/SERE, CE Cadarache, St.-Paul-Lez-Durance

G Linden, Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, Le Vesinet

Хорватия

D Cesar, Institute for Medical Research and Occupational Health, Department of Radiation Protection, Zagreb

Z Franic, Institute for Medical Research and Occupational Health, Department of Radiation Protection, Zagreb

G Marovic, Institute for Medical Research and Occupational Health, Department of Radiation Protection, Zagreb

J Sencar, Institute for Medical Research and Occupational Health, Department of Radiation Protection, Zagreb

I Valcic, Ministry of the Economy, Departement of Nuclear Safety, Zagreb

Чехия

I Vucina, National Radiation Protection Institute, Prague

V Klener, National Institute of Public Health, Centre of Radiation Monitoring Network of Czech Republic, Centre of Radiation Hygiene, Prague

I Malatova, National Institute of Public Health, Centre of Radiation Monitoring Network of Czech Republic, Centre of Radiation Hygiene, Prague

Швейцария

H Völkle, Section of Environment Radioactivity, Federal Office of Public Health, Fribourg

C Murith, Section of Environment Radioactivity, Federal Office of Public Health, Fribourg

Швеция

H Mellander, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm

Swedish Geological Survey, Uppsala

Эстония

E Realo, Institute of Physics, Estonian Academy of Sciences, Tartu

ПРИЛОЖЕНИЕ G ИСТОЧНИКИ ДАННЫХ - БИБЛИОГРАФИЯ

Использовались только источники, представляющие данные непосредственных измерений загрязнения местности цезием-137.

Некоторые национальные контактирующие организации представили данные (например, Албания, Болгария, Португалия), которые не могли быть использованы по причине отсутствия информации о типе измерений.

Австрия

W Ambach, W Rehwald, M Blumthaler, H Eisner, P Brunner, "Vertical Dispersion of Chernobyl-Fallout by Meltwater in a Temperate Alpine Glacier", *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 12, p. 151-153 (1989)

W Ambach, M Blumthaler, P Brunner, H Eisner, W Rehwald, "Aktivitätsprofile des Tschernobyl-Fallout auf Gletschern Tirols", *Polarforschung* 59,1/2 p. 5-8 (1989) - in German

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung und Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz: Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin, "Zwischenbericht 1992", Linz - in German

P Bossew, M Ditto, Th Falkner, E Henrich, K Kienzl, U Rappelsberger, "Cäsiumbelastung der Böden Österreichs", 2. Erweiterte Auflage, Monographien Band 60, Umweltbundesamt, Wien (May 1989) - in German

P Bossew, A Wenisch, G. Mraz, "Untersuchung der radioaktiven Belastung durch die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Gebiet des Nationalparks Hohe Tauern. Bericht des Ökologieinstituts", Wien (May 1989) - in German

P Bossew, "Radiologische Messungen im Gebiet der Koralpe (Steiermark/Kärnten)", Bericht des Ökologieinstituts, Wien, Dezember, (1991) - in German

P Bossew, G Mraz, E K Prinzenstein, O Schmoll, A Wenisch, "Untersuchung der Bodenkontamination mit ¹³⁷Cs durch den Reaktorunfall in Tschernobyl 1986 in bisher in Österreich noch nicht untersuchten Gebieten. Österreichisches Ökologieinstitut", Studie im Auftrag des Umweltministeriums, Wien (July 1992) - in German

M Gerzabek, S Algader, W Loibl, M Suda, "Erhebung der ¹³⁷Cs-Bodenkontamination - Erstellung einer Österreichkarte", Zwischenbericht an das Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz. Seibersdorf (1993) - in German

I Nemeth, E Lovranich, E Urbanich, P Zombori, A Andrasi, F Steger, "Calibration of a HP-Germanium Detector for Rapid in situ Determination of Environmental Radioactivity", Report ÖFZS-4461, Seibersdorf (August 1988)

J Scherer, "Radioaktive Belastung von Böden in Vorarlberg", Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Bregenz, Band 18. Umweltinstitut Vorarlberg, (April 1994) - in German

F Steger, E Lovranich, E Urbanich, J Kozuh-Schneeberger, S Streit, Ch Friedmann, A. Hefner, F. Rust, W. Enzenberger, "Durchführung von Meßfahrten in Österreich zur Feststellung und Bestimmung von Radioaktivitäts-Depositionen nach Tschernobyl in Gebieten mit erhöhter Belastung durch in situ-Messungen mit einem HP-Germaniumdetektor. Durchführung einer Meßfahrt zur Überwachung der grenznahen Region von Laa/Thaya durch Radiojod-, Plutonium-239(240)- und Strontium-90-Immissionsmessungen", Bericht des ÖFZS, Seibersdorf, Dezember 1988, im Auftrag des Bundeskanzleramtes, Sektion VII (Strahlenschutz) - in German

F Steger, E Lovranich, E Urbanich, S Streit, J Kozuh-Schneeberger, "Durchführung von Meßfahrten im Rahmen der Überwachung grenznaher Regionen Österreichs durch Radiojod- und Aerosol-Immissionsmessungen, sowie Bodenuntersuchungen auf Plutonium, Strontium und gammastrahlende Radionuklide", Ergebnisbericht, Seibersdorf, 1990, im Auftrag des Bundeskanzleramtes, Sektion VII (Strahlenschutz) - in German

F Steger, K Mück, E Lovranich, E Urbanich, "Die Bestimmung der Abwascheffekte radioaktiver Depositionen im urbanen Bereich durch "in situ-Messungen" mit einem HP-Germaniumdetektor", Ergebnisbericht, Seibersdorf, 1990, im Auftrag des Bundeskanzleramtes, Sektion VII (Strahlenschutz) - in German

F Steger, E Lovranich, E Urbanich, S Streit, J Kozuh-Schneeberger, "Durchführung von Meßfahrten im Rahmen der Überwachung ausländischer Kernkraftwerke in grenznahen Regionen Österreichs durch Radiojod- und Aerosol-Immissionsmessungen, sowie Bodenuntersuchungen auf Plutonium, Strontium und gammastrahlende Radionuklide", Bericht ÖFZS-A--2140, Seibersdorf, November 1991, im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz (Strahlenschutz) - in German

A Wensch, E K Prinzenstein, G Mraz, G Reisenbauer, I Besenbück, K Hirschmüller, P Bossew, "Ergänzende Messungen der Bodenbelastung mit ¹³⁷Cs durch den Reaktorunfall in Tschernobyl 1986 in Österreich", Österreichisches Ökologieinstitut, Studie im Auftrag des Umweltministeriums, Wien (June 1994) - in German

Беларусь

См. «Россия».

И.И. Матвеевко, личное сообщение

Бельгия

Studiecentrum voor Kernenergie, Mol, "A compendium of the measurements related to the Chernobyl nuclear accident", Report BLG-595, 124 pp. (January 1987)

G Verduyn, Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie, Brussel - personal communications

Великобритания

S J Baker and P A Cawse, "A Survey of radioactive caesium in soils of Cumbria and North Lancashire - Comparison of accumulations pre- and post- Chernobyl", AEA Environment and Energy, AEA-EE-0047 (September 1990)

R S Cambray, P A Cawse, J A Garland, J A B Gibson, P Johnson, G N J Lewis, D Newton, L Salmon and B O Wade, "Observations on radioactivity from the Chernobyl Accident", United Kingdom Atomic Energy Authority HARWELL, AERE R 12462, February 1987. Published in "Nuclear Energy" Vol 26, No 6, p.77-101 (April 1987)

P A Cawse, S J Baker and D Jenkins, "A post-Chernobyl survey of radionuclides in Wales, August-October 1986", United Kingdom Atomic Energy Authority HARWELL, AERE R 12828 (March 1988)

A D Horrill, V P W Lowe and G Howson, "Chernobyl fallout in Great Britain", ITE Project T07006el (DOE contract reference PECD 7/9/357), DOE Report No: DOE/RW/88.101 (September 1988)

D C W Sanderson and E M Scott, "An aerial radiometric survey in West Cumbria in 1988", MAFF Food Science Report N611, Ministry of Agriculture, Fisheries and Foods, London (1989)

D C W Sanderson, B W East and E M Scott, "Aerial Radiometric survey of parts of North Wales in July 1989", Scottish Universities Research and Reactor Centre, East Kilbride (1989)

D C W Sanderson, J D Allyson, E Martin, A N Tyler and E M Scott, "An Aerial Gamma-ray Survey of Three Ayrshire Districts". Commissioned by the District Councils of Cunninghame, Kilmarnock and Loudoun, and Kyle and Carrick. (1990), Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride (1990)

D C W Sanderson, E M Scott and M S Baxter, "Use of Airborne Radiometric Measurements for Monitoring Environmental Radioactive Contamination", IAEA SM-306/138, p. 411-421, Vienna (1990)

D C W Sanderson, E M Scott and M S Baxter, "The Use and potential of aerial radiometrics for monitoring environmental radioactivity", in "Nuclear Contamination of Water Resources", Institute of Civil Engineers, p. 99-106 (1990)

D C W Sanderson, J D Allyson, K J Cairns and P A MacDonald, "A brief Aerial Survey in the vicinity of Sellafield in September 1990", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 30 pp.

D C W Sanderson, J D Allyson and A N Tyler, "An aerial gamma ray survey of Chapelcross and its surroundings in February 1992", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 30 pp. (1992)

D C W Sanderson, J D Allyson and A N Tyler, "An aerial gamma ray survey of Springfields and the Ribble Estuary in September 1992", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 46 pp. (1993)

D C W Sanderson, J D Allyson, G Gordon, S Murphy, A N Tyler and S Fisk, "An Aerial Gamma Ray Survey of Hunterston Nuclear Power Station in 14-15 April and 4 May 1994", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 23 pp. (1994)

D C W Sanderson, J D Allyson, S NI Ryan, G Gordon, S Murphy and S Fisk, "An Aerial Gamma Ray Survey of Torness Nuclear Power Station 27th-30th March 1994", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 24 pp. (1994)

D C W Sanderson, J D Allyson and A N Tyler, "Rapid quantification and mapping of Radiometric data for Anthropogenic and Technologically Enhanced Natural Nuclides", in "Applications of uranium exploration data and techniques in environmental studies", TECDOC 827, p. 197-216, IAEA, Vienna (1995)

D C W Sanderson, J D Allyson, A N Tyler, S NI Ryan and S Murphy, "An airborne Gamma Ray Survey of Parts of SW Scotland in February 1993", Scottish Universities Research Reactor Centre, East Kilbride, 150 pp. (1994)

D C W Sanderson, J D Allyson, A N Tyler and E M Scott, "Environmental Applications of Airborne Gamma Spectrometry", in "Applications of uranium exploration data and techniques in environmental studies", TECDOC 827, p. 71-93, IAEA, Vienna (1995)

Венгрия

A Andrási, E Beleznyai, S Deme, I Feher, L Koblinger, Gy Lancsarics, E Lang, M Loerinc, Gy. Nagy, I Sági, P P Szabo, G Tokai and P Zombory, Central Research Institute for Physics, Budapest, "Monitoring the radiation consequences due to the disaster at the Chernobyl nuclear facility from April 28 to June 12, 1986", preliminary report KIFI-1986-49/K, 40 pp. (1986)

T Biro, I Feher and L B Sztanyik, Hungarian Atomic Energy Commission, Budapest, "Radiation consequences in Hungary of the Chernobyl accident", 34 pp. (July 1986)

B Kanyar, University of Veszprem - personal communications

I Végvári and I Nikl, "In situ gamma spectrometry measurements in Hungary during the period of 1987-1995", Proc. IAEA-CN-63/179 International Conference One Decade after the Chernobyl accident, Vienna (1996)

Германия

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, "Auswirkungen des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl auf Bayern", p. 35-69 (February 1987) - in German

I Gans, H Viertel and I Winkelmann, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, "Bodenkontamination in der Bundesrepublik Deutschland nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahr 1986" - (Data sent on diskette to JRC-Ispra on 25.01.89)

Kernforschungsanlage Jülich GmbH - Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz, "Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunglück Tschernobyl", ASS Bericht nr. 0444, 68 pp. (1986) - in German

G Meurin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn - personal communications

Rönsch, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin - personal communications

I Winkelmann, H-J Endrulat, S Fouasnon, P Gesewsky, R Haubelt, P Klopfer, H Kohler, R Kohl, D Kucheida, M-K Müller, H Schmidt, K Vogl, S Weimer, H Wildermuth, S Winkler, E Wirth and S Wolff, Institut für Strahlenhygiene des BGS, "Ergebnisse van Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl", Report ISH-HEFT99, 89 pp. (September 1986) - in German

M Winter, H Völcke, J Narrog, P Meier and K Kirchoff, Fachverband für Strahlenschutz E.V., "Die radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl", 74 pp. (October 1986) - in German

Греция

Greek Atomic Energy Commission, Nuclear Research Center Demokritos, Athens, "The consequences of the Chernobyl nuclear accident in Greece", Report DEMO 86/4, 80 pp. (July 1986)

P Kritidis and E Papanicolaou, "Correlation of radioactive deposition and contamination of certain products with caesium after the Chernobyl accident", Proc. Nation. Symp. "Impact of the Chernobyl accident in Greece", GAEC, Athens, 19-20 November 1987, p. 105-112

P Kritidis, H Florou and E Papanicolaou, "Delayed and late impact of the Chernobyl accident on the Greek environment", Radiation Protection Dosimetry Vol 30, No 3, p. 187-190 (1990)

E Papanicolaou and P Kritidis, "Contamination of the agricultural land of Greece with radioactive caesium and its effect on the growing crops", Proc. Intern. Conf. "Environmental Radioactivity in the Mediterranean Area", Barcelona, 10-13 May 1988, p. 457-466

S E Simopoulos, National Technical University of Athens, "Soil sampling and Cs-137 analysis of the Chernobyl fallout in Greece", Applied radiation and isotopes, Vol. 40, Nr. 7, p. 607-613 (1989) (Data fully published in report MPX-2 of NTUA - data transmitted to JRC-Ispra on diskette by S. E. Simopoulos on April 21, 1989)

S E Simopoulos, National Technical University of Athens, Update of NTUA-89D1 data, data transmitted to JRC-Ispra on diskette by S. E. Simopoulos on April 26, 1990

S E Simopoulos, National Technical University of Athens, data transmitted to JRC-Ispra on diskette by S. E. Simopoulos on November 15, 1990

"The consequences of the Chernobyl nuclear accident in Greece", DEMO 86/3G and DEMO 86/4, July 1986

"The consequences of the Chernobyl nuclear accident in Greece", DEMO 86/10G and DEMO 86/9, December 1986

Дания

A Aarkrog, L Botter-Jensen, Chen Qing Jiang, H Dahlggaard, H Hansen, E Holm, B Lauridsen, S P Nielsen and J Sogaard-Hansen, "Environmental radioactivity in Denmark in 1986", Report RISOE-R-549, 272 pp. (November 1988)

Ирландия

I R McAulay and D Moran, Physics Department, Trinity College, Dublin, "Radiocaesium fallout in Ireland from the Chernobyl accident", Journal of Radiological Protection, vol. 9 nr. 1, p. 29-32 (1989) (Original data obtained by personal communication from I. R. McAulay)

D Pollard, Radiation Protection Institute of Ireland, Dublin - personal communications

T Ryan, "Nuclear Fallout in the Irish Terrestrial Environment", Ph.D thesis submitted to University College, - Dublin (1991)

Испания

E Gil López, Consejo de Seguridad Nuclear, Madrid - personal communications

Италия

F Caracciolo, ENEA-DISP, Roma, "A data bank for the Italian measurements after the Chernobyl accident" - (Data transmitted to JRC-Ispra on tape in January 1988)

R Cazzaniga, G Dominici, A Malvicini and E Sangali, European Commission, Joint Research Centre - Ispra, "Incidente nucleare di Cernobil aprile 1986 - ripercussioni sulla catena alimentare e sull'uomo", Report EUR 11226 IT, 156 pp. (1987) - in Italian

C Giovanni and R Padovani, Azienda Ospedaliera S. Maria della Misericordia di rilievo nazionale e di alta specializzazione, Udine - personal communications

S Piermattei, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma - personal communications

Латвия

G Matisone, Latvijas Republikas Satiksmes ministrija, Valsts Hidrometeorologijas Parvalde, Riga – personal communications

Литва

A Daubaras, Environmental Protection Ministry of the Republic of Lithuania, Vilnius - personal communications

Люксембург

M Feider, Direction de la Santé, Division de la Radioprotection, Luxembourg - personal communications

Нидерланды

RIVM Library, Bilthoven, "Door de CCRX verzamelde resultaten van metingen van de radioactieve verontreiniging van de biosfeer in Nederland 1986", Report MR 88-01, 83 pp. (December 1988) - in Dutch

Норвегия

S Backe, H Bjerke, A L Rudjord and F Ugletveit, "Deposition of caesium in Norway after the Chernobyl accident", National Institute of Radiation Hygiene, report 1986:6 - in Norwegian

Польша

J Jagielak, M Biernacka, J Henschke, A Sosinska, M Baranowski and R Jankowski, "Radiation Atlas of Poland", Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw (1992)

J Henschke and M Biernacka, Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw - personal communications

Португалия

A. Ortins de Bettencourt, Direcção Geral do Ambiente, Departamento de Protecção e Segurança Radiológica, Sacavém - personal communications

Россия

E A Nefedova, Yu A Izrael, E V Kvasnikova, I M Nazarov and Sh D Fridman, "Atlas on radioactive contamination of Russia - a summary of radioactive monitoring", 17th Conference and 10th General Assembly of the International Cartographic Association, Institut Cartografic de Catalunya, Espana, p. 2681-2685, (1995)

А.А. Абагян, Ю.А. Израель, Л.И. Ильин, В.А. Легасов, и др. «Чернобыльская аварии и ее последствия. Информация, представленная советским экспертами в МАГАТЭ» Атомная энергия, т. 61, №5, с. 301-320.

Ю.А. Израель, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров, В.Н. Петров, Ф.Я. Ровинский, Е.Д. Стукин, «Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред». Под ред. Ю.А. Израеля - Гидрометеориздат, 1990 г., 296 с.

Ю.А. Израель, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин, Н.К. Гасилина, Ф.Я. Ровинский, В.А. Петров, С.М. Вакуловский, «Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне Чернобыльской АЭС» Метеорология и гидрология, №2, 1987 г., с. 5-18.

«Данные плотности загрязнения местности цезием-137 и стронцием-90 по населенным пунктам Российской Советской Федеративной Социалистической Республики» (по состоянию на июнь 1989 г.) Москва, Гидрометеориздат, 1989 г., 56 с.

Газета «Правда», 1989 г., 20 марта; Газета «Правда», 1990 г., 17 апреля.

Ю.А. Израель, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман, Е.В. Квасникова, Е.В. Имшенник, Н.М. Шушарина, С.И. Авдюшин «Радиационная обстановка на территории европейской части СНГ и Урала в 1991 г.» Метеорология и гидрология, №11, 1992 г., с. 5-14.

Ю.А. Израель, Е.В. Квасникова, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман, «Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской территории бывшего СССР» Метеорология и гидрология, №5, 1994 г., с. 5-9.

Е.В. Квасникова, Е.Д. Стукин, Ш.Д. Фридман, Н.М. Шушарина, «Первичное радиоэкологическое районирование территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС.» Геохимия, №7, 1993 г., с. 1030-1043.

Ю.А. Израель, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман, Е.В. Квасникова, «Радиоактивное загрязнение цезием-137 территории европейской части СНГ в 1992 г. в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Методика и некоторые результаты авиационной гамма-съемки радиоактивного загрязнения европейской части России.» Сб. стстей ИГКЭ. Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1994 г., с. 16-51.

«Карта радиационной обстановки на территории европейской части СССР по состоянию на декабрь 1990 года. 1:500 000. Плотность загрязнения местности цезием-137. Плотность загрязнения местности стронцием-90. Плотность загрязнения местности плутонием-239, -240» Под ред. Ю.А. Израеля. Авторы (радиационная обстановка): Ю.А. Израель, С.И. Авдюшин, С.М. Вакуловский, Н.К. Гасилина, Е.В. Квасникова, Р.С. Контарович, И.М. Назаров, М.В. Никифоров, Е.Д. Стукин, Ш.Д. Фридман, Ю.С. Цатуров, Ц.И. Бобовинкова, Е.В. Имшенник. Отпечатано на Минской картографической фабрике Главного Упрвления по геодезии и картографии СССР, 1991 г.

«Карта радиационной обстановки на территории европейской части СНГ и государств Балтии по состоянию на январь 1993 г.» М: 1:2 500 000. Под ред. Ю.А. Израеля. Авторы (радиационная обстановка)- от России: Ю.А. Израель, Ш.Д. Фридман, И.М. Назаров, Е.В. Квасникова, Е.В. Имшенник, Ю.С. Цатуров, С.И. Авдюшин, Н.М. Шушарина, С.М. Вакуловский, В.П. Мартыненко, А.В. Ланин, В.А. Лоопер, М.В. Никифоров, В.В. Решетов; от Украины - Г.Г. Потурдис, Л.В. Скуднова, Л.Я. Табачный, А.А. Косолец, Л.В. Мартынюк, В.А. Ситак; от Белоруссии: М.Г. Герменчик, И.И. Матвеевко, Ю.М. Покумейко. Отпечатано: Минск: Белкартография, 1993 г.

«Карта радиоактивного загрязнения европейской части м Уральского региона России цезием-137 (по состоянию на январь 1993 г.) 1:500 000» Под ред. Ю.А. Израеля. Афторы: Ю.А. Израель, Ш.Д. Фридман, И.М. Назаров, Е.В. Красникова, Е.В. Имшенник, Ю.С. Цатуров, В.В. Челюканов, С.И. Авдюшин, Р.С. Контарович, В.М. Керцман, А.Ф. Федоткин, Е.Д. Стукин, В.П. Мартыненко, М.В. Никифоров, В.В. Решетов, С.М. Вакуловский, В.А. Лоопер. Отпечатано на Уральской картографической фабрике Роскартографии, 1993 г.

Румыния

C Dovlete, Institute of Environmental & Engineering Research, Environmental Radioactivity Laboratory, Bucharest - personal communications

Словакия

M Vldar, Institute of Preventive and Clinical Medicine, Bratislava - personal communications

Словения

M Gregoric, Ministry of Environment and Regional Planning, Slovenian Nuclear Safety Administration, Ljubljana - personal communications

Турция

E Birol, Turkish Atomic Energy Authority, - personal communications

Украины

См. «Россия».

Л.Я. Табачный, личное сообщение

Финляндия

H Arvela, M Markkanen and H Lemmelä, "Mobile Survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident", Radiation Protection Dosimety, Vol. 32 No. 3, p. 117-184 (1990)

Франция

G Linden, Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, Le Vesinet, "Tableaux mensuels des mesures de l'OPRI" - Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, 31 rue de l'Ecluse, B. P. 35, F-78110 Le Vesinet

(Data transmitted to JRC-Ispra on diskette)

Хорватия

D Cesar, Z Franic, G Marovic, J Sencar; Institute for Medical Research and Occupational Health, Department of Radiation Protection, Zagreb - personal communications

I Valcic, Ministry of the Economy, Departement of Nuclear Safety, Zagreb - personal communications

Чехия

I Bucina, National Radiation Protection Institute, Prague - personal communications

Швейцария

H Völkle and C Murith, Section of Environment Radioactivity, Federal Office of Public Health, Fribourg - personal communications

Швеция

F Edvarsson, "Fallout over Sweden from the Chernobyl accident, The Chernobyl fallout in Sweden", Ed. L. Moberg, Swedish Radiation Protection Institute, (1991)

J Lindgren, Swedish Geological Survey, Uppsala - personal communications

H Mellander, "Airborne gamma spectrometric measurements of the fall-out over Sweden after the nuclear reactor accident at Chernobyl, USSR", IAEA internal report IAEA/NENF/NM-89-1

H Mellander, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm - personal communications

Эстония

E Realo, J Jogi, R Koch and K Realo, "Areal and depth distribution of radiocaesium in Estonian natural soils", Pro. Estonian Acad. Sci. Ecol. 4, No 2, p. 45-55 (1994)

E Realo, Institute of Physics, Estonian Academy of Sciences, Tartu - personal communications

ПРИЛОЖЕНИЕ Н СВОДКА ТАБЛИЦ, РИСУНКОВ

Основной текст

Рисунок II.1	Разрушенный реактор	15
Рисунок II.2.	Сооружение саркофага	16
Рисунок II.3	Ежедневный выброс радиоактивного материала в атмосферу (с $\pm 50\%$ погрешностью) [14, 15]	16
Таблица II.1.	Радионуклиды, накопленные в активной зоне реактора к моменту аварии, и некоторые оценки суммарного выброса наиболее значимых радионуклидов во время аварии на ЧАЭС (в основном, по [16])	17
Таблица II.2.	Зоны контроля за облучением населения	19
Рисунок III.1.	Уровни загрязнения (Май 1986 г.) цезием-137 в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере	23
Таблица III.1.	Суммарного загрязнения Европы цезием-137 Чернобыльской аварии (суммарное и чернобыльское загрязнение)	28
Таблица III.2.	Территории в каждой стране с загрязненным местностью цезием-137, превышающим определенные уровни	29
Таблица IV.1.	Изменение во времени отношения активности $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ и отношения их гамма-активности (в единицах испускаемого гамма-излучения)	30
Рисунок IV.1.	Загрязнение (на декабрь 1989 г.) местности стронцием-90 в результате Чернобыльской аварии	31
Рисунок IV.2.	Загрязнение (на декабрь 1989 г.) местности плутонием-239, и плутонием-240 в результате Чернобыльской аварии	31
Таблица V.1	Характеристики важных радионуклидов в земной коре	34
Рисунок V.1.	Сравнение средних годовых доз от загрязнения цезием-137 чернобыльского происхождения в 1998 году и годовых индивидуальных доз от других источников облучения в Европе	37
Рисунок A.1.	Траектории переноса радиоактивности 26 апреля 1986 г. в 03.00 по московскому времени: 1 - на уровне земной поверхности; 2 - на высоте 0,7 км; 3 - 1,5 км; 4 - 3,0 км [A4]	42
Рисунок A.2.	Траектории переноса радиоактивности 30 апреля 1986 г. в 03.00 по московскому времени: 1 - на уровне земной поверхности; 2 - на высоте 0,7 км; 3 - 1,5 км [A4].	42
Рисунок A.3.	Траектории переноса радиоактивности на высоте 0,7 км:	42
Рисунок A.4.	Траектории переноса радиоактивности из района аварийного реактора на высоте 925 гПа с 6-часовыми интервалами с 24 апреля по 1 мая 1986 г.	43
Рисунок A.5.	Средние значения направления и скорости ветра с 26 апреля по 1 мая 1986 г. в слоях 0-500 м и 0-1000 м в ближайших к ЧАЭС районе:	43
Таблица A.1.	Различие во времени начала измерений суточной суммы осадков	44
Рисунок B.1.	Пространственное распределение данных о загрязнении местности цезием-137, использованных для построения карт Атласа	47
Таблица B.1.	Обзор информации о загрязнении местности цезием-137, использованной для подготовки карт	47
Рисунок D.1.	Пример размещения точек опробования в Польше	52
Рисунок D.2.	Пример полигонов Вороного для точек опробования в Польше	53
Рисунок D.3.	Пример семи-вариограммы, построенной по данным Польши	55

Комиссия европейских сообществ

АТЛАС ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЕВРОПЫ ЦЕЗИЕМ

ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛМСКОЙ АВАРИИ

Люксембургское бюро для официальных изданий европейских сообществ

Люксембург 1998 г., Европейская комиссия, 176, А3

EN, RU

ISBN 92-828-3140-X

Цифра каталога CG-NA-16-733-29-C

Цена (исключая НДС в Люксембурге)

ECU 100

Атлас содержит карты загрязнения Европы цезием-137 выпущенного после Чернобыльской аварии в 1986 г. Карты обеспечиваются в трех масштабах: европейская, национальная/областная и местная. Видение так же обеспечивается о современном радиологическом значении этих осадков.