
УДК 577.34:574.58

*В. Д. Романенко, Д. И. Гудков, Е. Н. Волкова,
М. И. Кузьменко*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ: 25 ЛЕТ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ

Приведены результаты радиэкологических исследований водных экосистем, выполненных на протяжении 25 лет после аварии на Чернобыльской АЭС. Проанализированы динамика содержания радионуклидов в абиотических и биотических компонентах водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, Днепра и его водохранилищ, особенности формирования доз облучения гидробионтов и широкий спектр радиационных эффектов в биосистемах различного уровня организации.

***Ключевые слова:** Чернобыльская катастрофа, водные экосистемы, зона отчуждения, днепровские водохранилища, радионуклидное загрязнение, гидробионты, дозы облучения, радиационные эффекты.*

Радиэкологические проблемы водных экосистем, связанные с аварией на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), обусловлены двумя основными факторами — радионуклидным загрязнением биотических и абиотических компонентов и хроническим облучением водной биоты.

До введения ЧАЭС в эксплуатацию объемная удельная активность радионуклидов в воде р. Припяти определялась преимущественно глобальными выпадениями и регистрировалась в пределах: ^{90}Sr — 0,004—0,016 Бк/л, ^{137}Cs — 0,004—0,013 Бк/л [16]. В условиях безаварийной работы ЧАЭС не оказывала существенного влияния на содержание радионуклидов в компонентах экосистем прилегающих водных объектов — водоеме-охладителе, р. Припяти, Киевском водохранилище. Так, в 1979 г. содержание радионуклидов в воде Киевского водохранилища составляло: ^{90}Sr — 0,008—0,010, ^{137}Cs — 0,001—0,012 Бк/л; в высших водных растениях: ^{90}Sr — 9,3, ^{137}Cs — 0,8 Бк/кг; в моллюсках: ^{90}Sr — 1,3—4,4, ^{137}Cs — 0,2—1,5 Бк/кг [20].

26 апреля 1986 г. на ЧАЭС произошла катастрофа, не имеющая аналогов во всей истории техногенных катастроф. В результате разрушения взрывом активной зоны реактора РБМК-1000 четвертого энергоблока в окружающую среду было выброшено $1,3 \times 10^{19}$ Бк радионуклидов [29]. Температура горящего реактора достигала 2000°C, а выброс горячей высокорadioактивной струи на высоту 2000 м и более обусловил дальний тропосферный пере-

© Романенко В. Д., Гудков Д. И., Волкова Е. Н., Кузьменко М. И., 2011

нос около 200 радиоактивных изотопов, среди которых доминировали ^{131}I и ^{137}Cs . Радионуклиды перемещались на тысячи километров от ЧАЭС, регистрировались во всех странах северного полушария, на акваториях Атлантического, Тихого и Северного Ледовитого океанов. Зоны радионуклидного загрязнения сформировались на значительных территориях Финляндии, Швеции, Румынии, Болгарии, Австрии, Германии, Швейцарии, Греции, Грузии. В аварийных выбросах содержался широкий спектр радиоактивных веществ в различных формах: в составе газовой, паро-аэрозольной, аэрозольной смесей, топливных частиц, минеральных частиц — носителей конденсированных на них радионуклидов, различных минеральных и органических соединений. В составе выбросов содержалось большое количество топливных частиц (10—20 мкм) с повышенной радиоактивностью. Загрязнению радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs плотностью более 37 кБк/м² подверглись 145 тыс. км² территории Украины, Белоруссии и Российской Федерации, около 5 тыс. населенных пунктов с населением около 5 млн. человек, в том числе в Украине 2218 городов и поселков с населением около 2,4 млн. человек [1]. Наиболее загрязненная радионуклидами ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U , ^{239}Pu и ^{241}Am 30-километровая зона вокруг ЧАЭС была объявлена зоной отчуждения и зоной безусловного (обязательного) отселения (далее зона отчуждения) площадью около 2600 км². В юго-восточном направлении зону отчуждения пересекает р. Припять. Наряду с достаточно густой речной сетью, относящейся к бассейну этой реки, а также водоемом-охладителем ЧАЭС с площадью водного зеркала около 22 км², на территории зоны отчуждения находится большое количество пойменных озер, стариц и затонов, экосистемы которых оказались наиболее загрязнены радиоактивными веществами. На многие десятилетия Днепр, его притоки и водохранилища оказались основными приёмниками вод и поверхностного стока, смывающего радионуклиды не только с территории зоны отчуждения, но и со всей площади водосбора третьей по величине (после Волги и Дуная) реки в Европе.

Радионуклидное загрязнение поверхностных вод

Водоёмы зоны отчуждения. Современный уровень и состав радионуклидного загрязнения водных экосистем зоны отчуждения обусловлены, в первую очередь, количеством радиоактивных веществ, поступивших в виде аэрозолей на водную поверхность и прилегающие территории в период активного выброса из разрушенного реактора в течение первых двух недель после аварии на ЧАЭС в 1986 г., а также интенсивностью и продолжительностью вторичных процессов смыва радионуклидов с площадей водосбора и гидродинамическими процессами их транспорта за пределы водоемов. Немаловажное значение при вторичном загрязнении водных экосистем зоны отчуждения имеет трансформация в грунтах водосборных территорий и донных отложениях водоемов физико-химических форм радионуклидов, их участие в биогеохимическом круговороте и миграция с водными потоками.

В последние 10—15 лет в почвах зоны отчуждения отмечается тенденция увеличения выхода мобильных биологически доступных форм радионуклидов, которые с поверхностными и грунтовыми водами поступают в гидрографическую сеть или локализируются в бессточных замкнутых водных системах, где быстро включаются в биотический круговорот [14, 15, 26]. И хотя

прошло 25 лет после самой масштабной в истории атомной энергетики аварии, загрязненные территории остаются открытым источником распространения радионуклидов, поступающих с поверхностными и грунтовыми водами в речные системы и выносящихся за пределы зоны отчуждения — в Днепр и его водохранилища. Несомненно, одной из наиболее важных и все еще недостаточно изученных проблем, связанной с аварией на ЧАЭС, остается оценка хронического воздействия ионизирующего излучения на представителей водной биоты.

В настоящее время самой низкой удельной активностью радионуклидов характеризуются компоненты речных экосистем, донные отложения которых подверглись процессам естественного самоочищения (особенно в паводки и периоды весенних половодий) и за годы, прошедшие с момента аварии, перестали играть существенную роль вторичного источника загрязнения водных масс. Основное поступление радионуклидов в речные системы в настоящее время происходит в результате смыва с водосборных территорий и притока из более загрязненных водных объектов. В то же время замкнутые водоемы и, особенно, озера ближней (10-километровой) зоны отчуждения имеют значительно большие уровни радиоактивного загрязнения, обусловленные ограниченностью водообмена и сравнительно высоким содержанием радионуклидов, депонированных в донных отложениях. Поэтому в большинстве непроточных водоемов объемная удельная активность радионуклидов в воде зависит преимущественно от интенсивности обмена их мобильных форм между донными отложениями и водными массами, а также от внешнего смыва с территории водосбора. В связи с этим наибольшую значимость имеют пойменные ландшафты р. Припяти, которые в результате аварии на ЧАЭС подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению и являются одним из наиболее значимых источников поступления радиоактивных веществ с поверхностным стоком в речные системы зоны отчуждения, относящиеся к бассейну Днепра.

На примере озер Красненской поймы р. Припяти, являющейся одной из наиболее загрязненных радионуклидами территорий зоны отчуждения, установлено, что основное количество радионуклидов в озерных экосистемах депонировано в донных отложениях: ^{90}Sr — 89—95%, ^{137}Cs — 99, трансурановых элементов (ТУЭ) ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am — почти 100% общего количества в экосистеме. Повышенная миграционная активность ^{90}Sr определяет более высокое его содержание в водной компоненте (4—10%) по сравнению с ^{137}Cs (0,5—0,6%) и ТУЭ (0,03—0,04%) и, напротив, меньшее — в донной (0,15—0,16%) по сравнению с ^{137}Cs (0,25—0,30%). Содержание ^{90}Sr в биотической компоненте составляет 0,25—0,61%, ^{137}Cs — 0,14—0,47, ТУЭ — 0,07—0,16% общего содержания в экосистеме [8] (табл. 1).

Доминирующей тенденцией в динамике содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и гидробионтах большинства исследуемых водоемов и водотоков зоны отчуждения является постепенное снижение удельной активности. Исключение составляют водоемы, расположенные на территории одамбированного участка Красненской поймы р. Припяти, в которых, при продолжающемся снижении удельной активности ^{137}Cs , с конца 1990-х годов происходит постепенное увеличение удельной активности ^{90}Sr в тканях гидробионтов. Пред-

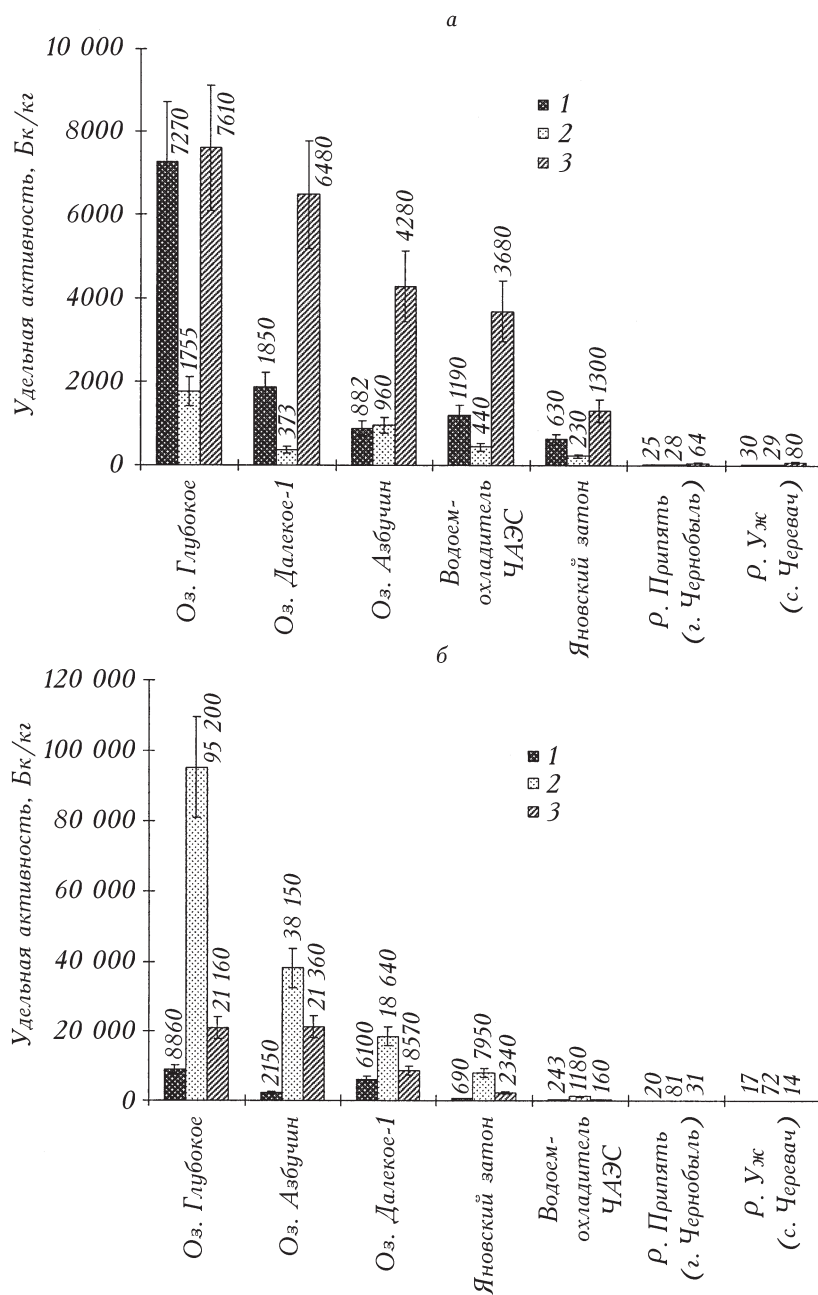
1. Содержание радионуклидов в основных компонентах озерных экосистем Красненской поймы р. Припяти в зоне отчуждения

Объекты	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		238+239+240Pu и ²⁴¹ Am	
	МБк	%	МБк	%	МБк	%
Оз. Далекое-1						
Вода	1650	4,25	236	0,45	0,27	0,03
Донные отложения	37 000	95,35	51 800	99,11	1100	99,90
Сестон	58	0,15	155	0,30	—	—
Биота	96	0,25	73	0,14	0,81	0,07
Оз. Глубокое						
Вода	50 900	10,21	6200	0,64	10	0,04
Донные отложения	444 000	89,02	962 000	98,64	25 900	99,80
Сестон	800	0,16	2471	0,25	—	—
Биота	3035	0,61	4598	0,47	42	0,16

П р и м е ч а н и е. «—» — измерения не проводили.

полагается, что такая динамика связана со строительством комплекса противопаводковых дамб и деградацией существующих мелиоративных систем на участке левобережной поймы р. Припяти, что повлекло за собой изменение гидрологического режима, усилило процессы переувлажнения и заболачивания одамбированных территорий. В результате, на фоне общих тенденций увеличения содержания мобильных форм ⁹⁰Sr в грунтах водосборных территорий зоны отчуждения [26], происходит постепенное повышение содержания биологически-доступных форм радионуклида в воде озер, расположенных на одамбированной территории и, соответственно, интенсивности их концентрирования гидробионтами. Для некоторых видов удельная активность ⁹⁰Sr по сравнению с началом 1990-х годов увеличилась более чем на порядок и значительно превысила удельную активность ¹³⁷Cs. Переувлажнение и заболачивание загрязненных радионуклидами территорий приводит к ускорению процессов мобилизации ранее фиксированных грунтовыми частицами радиоактивных веществ и формированию своеобразных «депо» подвижных форм, в первую очередь ⁹⁰Sr, которые в многоводные периоды могут являться источником увеличения выноса радионуклида в р. Припять и далее за пределы зоны отчуждения.

Средние значения удельной активности радионуклидов для исследованных высших водных растений (30 видов), моллюсков (10 видов) и рыб (18 видов) за последние 5 лет в основных полигонных водоемах зоны отчуждения приведены на рисунке 1. Наиболее эффективными «накопителями» ¹³⁷Cs среди исследуемых гидробионтов являются рыбы, особенно хищные виды, за ними в ряду уменьшения удельной активности радионуклида расположены преимущественно высшие водные растения и далее — моллюски (рис. 1,



1. Средние значения удельной активности ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) для гидробионтов различных водных объектов зоны отчуждения в период 2006—2010 гг.: 1 — высшие водные растения; 2 — моллюски; 3 — рыбы.

а). По способности аккумулировать ^{90}Sr моллюски, благодаря наличию массивной кальцийсодержащей раковины, занимают первую позицию, а далее располагаются рыбы и высшие водные растения (рис. 1 б).

Удельную активность ^{90}Sr у рыб замкнутых водоемов регистрировали в диапазоне 160—110 000 Бк/кг, с наибольшими средними значениями в озерах Азбучин и Глубоком, ^{137}Cs — 150—26 000 Бк/кг, с наибольшим средними значениями в оз. Глубоком. В исследованных речных экосистемах на территории зоны отчуждения содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs было, соответственно, в диапазоне 1—260 и 3—650 Бк/кг. Наибольшие значения удельной активности ^{137}Cs во всех водоемах зарегистрированы для хищных видов. Средние значения удельной активности ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am у рыб оз. Глубокого составляли соответственно 0,4, 0,8 и 6,2 Бк/кг.

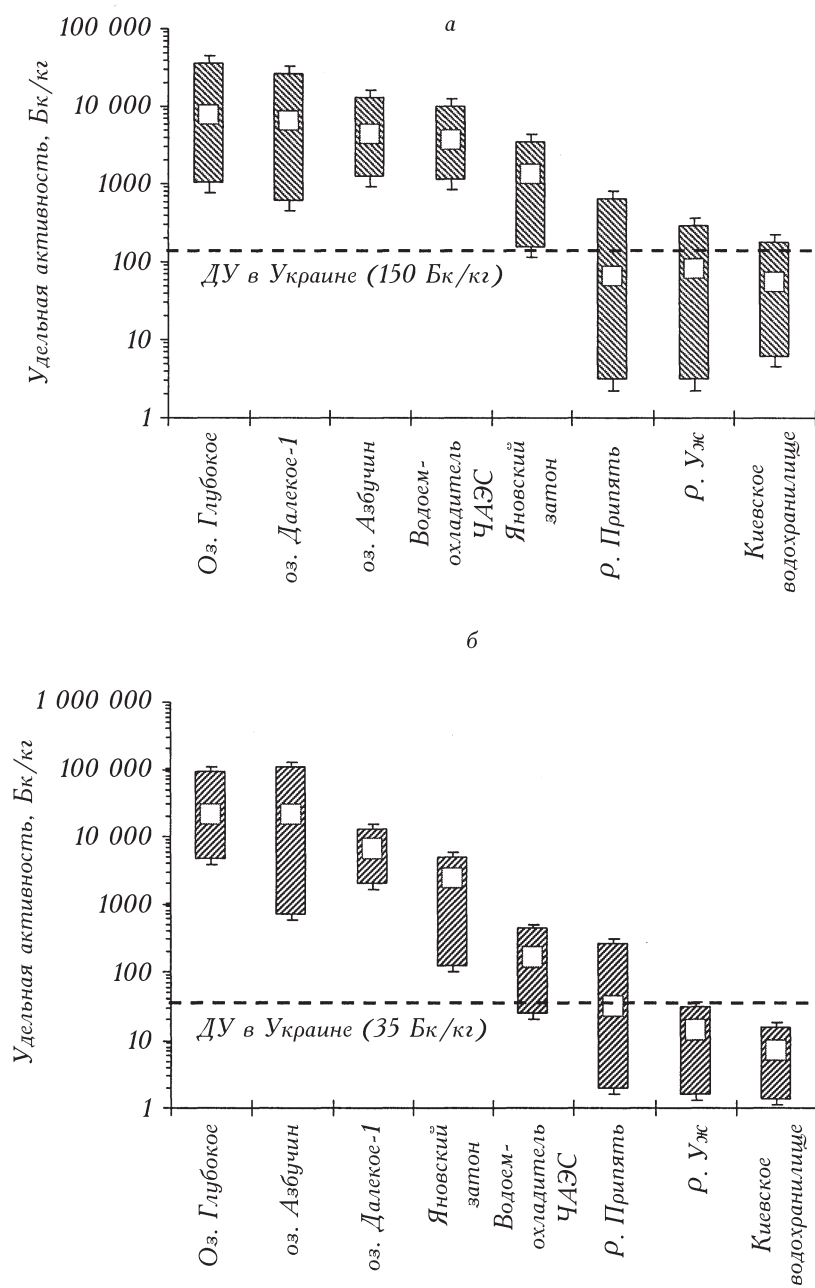
Анализ распределения радионуклидов по органам и тканям рыб пойменных озер зоны отчуждения показал, что более 90% ^{90}Sr сконцентрировано в скелете и чешуе, до 3,7% — в мышцах и до 3,5% — в жабрах. Наибольшие значения удельной активности ^{90}Sr отмечены в чешуе, наименьшие — в коже, внутренних органах и мышцах. Основная часть ^{137}Cs (более 60%) сконцентрирована в мышцах, около 30% — в костях и чешуе, и около 10% приходится на остальные органы и ткани [10].

Удельная активность радионуклидов у рыб замкнутых водоемов зоны отчуждения за исследуемый период во всех случаях многократно превышала санитарно-гигиенические допустимые уровни, согласно принятым в Украине нормативам для рыбной продукции — в среднем в сотни раз для ^{90}Sr и в десятки раз для ^{137}Cs . В р. Припяти в пределах зоны отчуждения до 20% отловленных рыб характеризовались в основном незначительным превышением допустимого уровня содержания ^{137}Cs . У рыб р. Уж и верхнего участка Киевского водохранилища за период исследований отмечены единичные случаи превышения допустимых уровней содержания радионуклидов (рис. 2).

Днепр и его водохранилища. На территории бассейна Днестра сосредоточено основное количество радионуклидов чернобыльского выброса, и именно каскад днепровских водохранилищ является основной магистралью транспорта радионуклидов чернобыльского выброса к Черному морю.

В первые недели после аварии радионуклидное загрязнение водных масс водохранилищ формировали ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , 134 , ^{137}Cs , 141 , ^{144}Ce , ^{140}Ba , ^{140}La , при этом около 90% суммарной активности обуславливали короткоживущие радионуклиды. Этот период характеризовался формированием наибольших дозовых нагрузок на планктонные организмы — до 1,1 мГр/сут. В течение вегетационного сезона 1986 г. концентрация короткоживущих радионуклидов в воде снижалась и к зиме 1986—1987 гг. радионуклидное загрязнение водных масс днепровских водохранилищ формировали ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Непосредственно после поступления продуктов деления урана в днепровские водохранилища начались процессы их распределения по компонентам экосистем и накопления гидробионтами. В мае — августе 1986 г. в макрофитах, моллюсках и рыбах Киевского и Каневского водохранилищ зарегистрирован весь спектр обнаруженных в воде радионуклидов, а наивысшая удельная активность — до 2000 кБк/кг — отмечена в высших водных



2. Диапазоны и средние значения удельной активности ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) у рыб водоемов зоны отчуждения и верхнего участка Киевского водохранилища.

растениях [17, 23]. В мае 1986 г. радионуклидное загрязнение гидробионтов днепровских водохранилищ в основном обуславливали ^{131}I и ^{140}Ba , в июне — августе — ^{95}Zr , 103 , ^{106}Ru , 141 , ^{144}Ce [23].

Динамика уменьшения удельной активности короткоживущих радионуклидов в высших водных растениях, моллюсках и рыбах днепровских водохранилищ определялась физическим распадом радиоактивных изотопов и процессами биологического накопления и выведения. Установлено, что снижение содержания ^{131}I , ^{140}Ba и ^{141}Ce в высших водных растениях и ^{103}Ru , ^{140}Ba и ^{141}Ce в моллюсках происходит быстрее их естественного распада, а относительно продолжительное время регистрации ^{131}I в организме моллюсков свидетельствует о способности этих гидробионтов к активному поглощению радионуклида из водных масс [4].

С течением времени возрастал вклад долгоживущих радионуклидов в суммарную радиоактивность водных организмов. С 1987 г. радионуклидное загрязнение рыб, а также высших водных растений и моллюсков днепровских водохранилищ на участке каскада Кременчугское — Каховское водохранилища обуславливали ^{90}Sr и ^{137}Cs . С 1988 г. указанные радионуклиды определяли загрязнение всех изученных групп водных организмов Каневского и расположенных ниже водохранилищ, а с 1989—1990 гг. — всех водохранилищ каскада.

Видоспецифичность радионуклидного загрязнения высших водных растений днепровских водохранилищ в значительной степени зависит от их физиолого-морфологических особенностей. В первые годы после аварии наиболее высокий уровень радионуклидов был зарегистрирован в воздушно-водных растениях, таких, как тростник обыкновенный, рогоз узколистный и манник большой, что обусловлено выпадением радиоактивных аэрозолей на поверхность вегетирующих органов. Эти виды не только характеризуются значительной площадью контакта с воздушной средой, но и являются многолетними растениями, и жизнедеятельность их подземных органов продолжается около 4 лет [19]. Можно предположить, что радионуклиды первичных выпадений сохранялись в корневищах этих видов в течение всего периода их существования и с началом вегетации поступали в наземные органы.

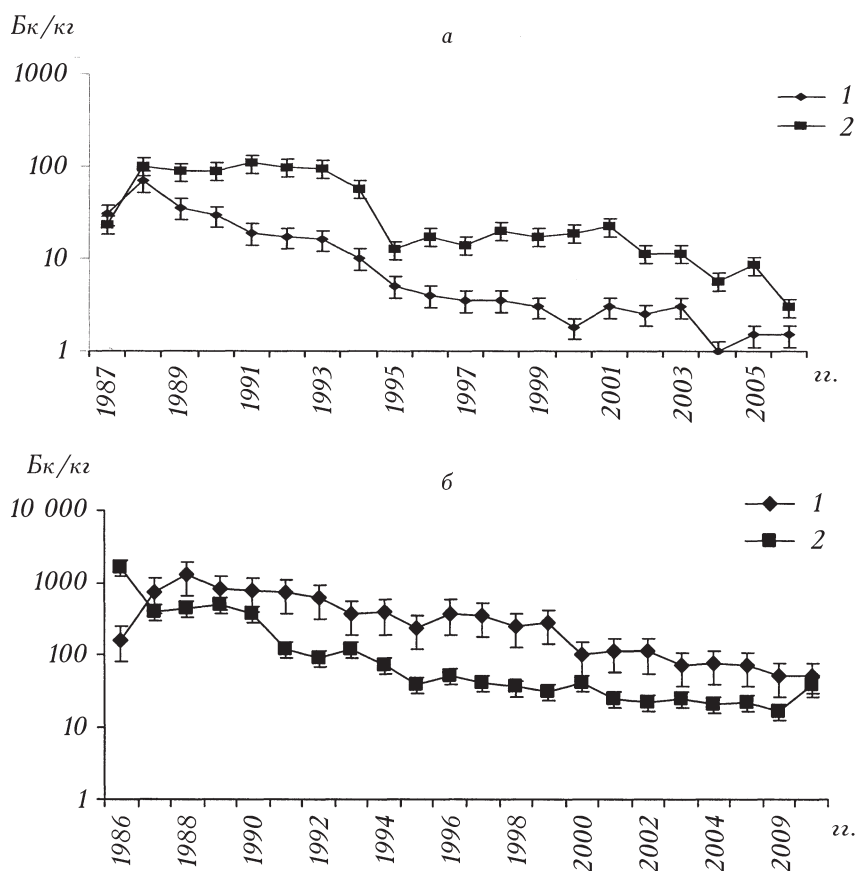
В результате смыва радионуклидов с площадей водосбора р. Припяти и поступления в днепровские водохранилища, большое значение в формировании уровня радионуклидного загрязнения высших водных растений приобрел такой фактор, как площадь поверхности контакта вегетирующих органов с водной средой. Поэтому с начала 1990-х годов и до настоящего времени содержание радионуклидов в погруженных растениях — у представителей семейства рдестов, урути колосистой, роголистнике погруженном и других выше, чем в типичных воздушно-водных растениях [3, 21].

Уровень накопления радионуклидов представителями ихтиофауны днепровских водохранилищ зависел от типа питания рыб и, в меньшей степени, — от возраста. В июне — августе 1986 г. высоким уровнем накопления большинства короткоживущих радионуклидов и ^{137}Cs характеризовались бентосоядные виды рыб, с 1987 г. удельная активность ^{90}Sr была выше в организме бентосоядных рыб, ^{137}Cs — в организме хищных [23]. По некоторым данным, удельная активность ^{137}Cs была выше у рыб старших возрастных групп [13, 25, 28].

На протяжении всего периода исследований наиболее высокий уровень накопления долгоживущих радионуклидов регистрировали в организмах гидробионтов Киевского водохранилища [5, 18]. С 1986 до 2010 г. удельная активность ^{137}Cs в растениях Киевского водохранилища уменьшилась на 3 порядка, при этом наблюдались как периоды интенсивного снижения содержания радионуклида в растениях, так и периоды относительного повышения. Удельная активность ^{90}Sr у рдеста пронзеннолистного в вегетационный сезон 1987 г. превысила величины, зарегистрированные в мае 1986 г. приблизительно на порядок, за период 1987—2003 гг. она уменьшилась в 10 раз и сохранялась приблизительно на одном уровне до 2009 г.

Максимальное содержание ^{90}Sr у рыб Киевского водохранилища (до 130 Бк/кг в организме бентосоядных видов и до 100 Бк/кг — в организме хищников) было зарегистрировано в 1988 г. (рис. 3). В дальнейшем удельная активность ^{90}Sr у рыб хищных видов постепенно снижалась и приблизительно с 1995 г. в среднем не превышала 10 Бк/кг. Удельная активность ^{90}Sr у бентосоядных рыб сохранялась на достаточно высоком уровне до 1993 г., а за период 1994—2009 гг. снизилась на порядок. Уровень накопления ^{137}Cs бентосоядными видами рыб достиг максимума через несколько недель после аварии и в дальнейшем постепенно снижался. Удельная активность ^{137}Cs в организме хищников за период с июня 1986 г. по 1988 г. увеличилась в среднем в 10 раз, а с 1989 г. и до настоящего времени наблюдается снижение содержания ^{137}Cs в организме рыб хищных видов. Однако в отдельные годы регистрировали увеличение содержания долгоживущих радионуклидов в организмах рыб Киевского водохранилища. Так, в 1996 г. отмечено повышение содержания ^{137}Cs у рыб, обусловленное особенностями формирования паводковых вод [25]. Весной 2010 г. зарегистрировано увеличение содержания ^{137}Cs в организме бентосоядных рыб, что можно объяснить вторичным радионуклидным загрязнением экосистемы Киевского водохранилища. Необходимо отметить, что с 2003 г. средняя удельная активность ^{137}Cs у рыб Киевского водохранилища не превышает 50—70 Бк/кг. Однако у отдельных особей наблюдали превышения допустимых норм содержания радионуклида. Так, в 2009 г. у щуки зарегистрировали удельную активность ^{137}Cs 165 Бк/кг, в 2010 г. у чехони — 220 Бк/кг.

Результаты исследований содержания радионуклидов в водных организмах разного систематического положения позволяют оценить во времени и пространстве общие тенденции формирования радионуклидного загрязнения гидробионтов днепровских водохранилищ. В период 1989—2003 гг. наблюдали постепенное снижение удельной активности ^{90}Sr в гидробионтах, и через 17 лет после аварии на ЧАЭС содержание радионуклида превышало доаварийные величины [20] только в водных организмах Киевского водохранилища. Формирование уровней содержания ^{137}Cs в гидробионтах разных систематических групп было обусловлено рядом факторов: общим содержанием радионуклида в экосистемах водохранилищ, удаленностью от источника загрязнения — ЧАЭС, скоростью водообмена водохранилищ и временем, прошедшим после аварии. Плотность выпадений радиоактивных аэрозолей на поверхность днепровских водохранилищ, плотность загрязнения ^{137}Cs донных отложений и среднегодовая концентрация радионуклида в водных массах уменьшалась с увеличением расстояния от ЧАЭС [24], и в те-



3. Динамика содержания радионуклидов у хищных (1) и бентосоядных (2) рыб Киевского водохранилища: а — ^{90}Sr ; б — ^{137}Cs .

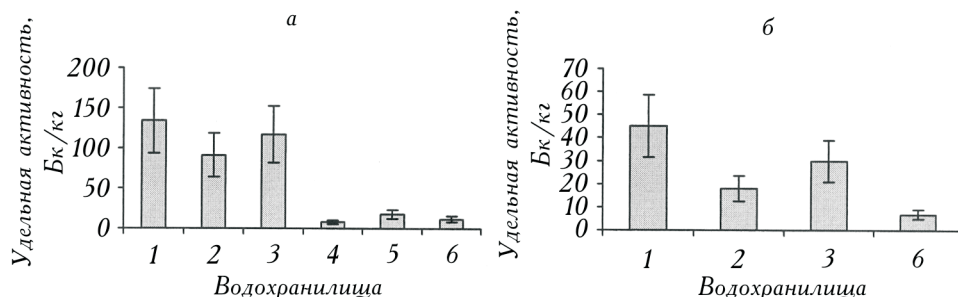
чение первых 5—6 лет после аварии наблюдалось закономерное снижение удельной активности ^{137}Cs в высших водных растениях и моллюсках от Киевского к расположенным ниже по течению Днепра водохранилищам. Со временем, в результате смыва загрязненных ^{137}Cs донных отложений с мелководных в глубоководные участки водохранилищ, процессов илонакопления, приводящих к захоронению ^{137}Cs в глубоких пластах донных отложений, и уменьшения среднегодовой концентрации радионуклида в воде, на формирование уровней содержания ^{137}Cs в высших водных растениях и моллюсках-фильтраторах увеличивалось влияние поступления ^{137}Cs в водохранилища с водосборной площади р. Припяти во время весенних паводков. Регулирующая роль в Днепровском каскаде Кременчугского водохранилища, в экосистеме которого в течение вегетационного сезона задерживаются паводковые воды, обусловила накопление ^{137}Cs определенными группами водных организмов. В то время как уровни содержания радионуклида в гидробионтах Киевского водохранилища постепенно уменьшались, удельная активность ^{137}Cs в высших водных растениях и моллюсках-фильтраторах Кременчугского водохранилища в течение продолжительного времени оставалась на высоком уровне.

В условиях хронического поступления радионуклидов в днепровские водохранилища через 17 лет после аварии сформировались сравнительно близкие уровни содержания ^{137}Cs в высших водных растениях и моллюсках-фильтраторах Киевского и Кременчугского водохранилищ, однако возникла значительная разница между удельной активностью радионуклида в гидробионтах вышеназванных групп трех верхних днепровских водохранилищ и у соответствующих групп гидробионтов водохранилищ, расположенных ниже по течению Днепра (рис. 4). Несколько иным был характер формирования во времени и пространстве уровней содержания ^{137}Cs в рыбах Днепровских водохранилищ. В течение 1991–2003 гг. удельная активность ^{137}Cs в рыбах Киевского и Каневского водохранилищ была выше, чем в организмах представителей ихтиофауны Кременчугского, Запорожского и Каховского водохранилищ (рис. 5).

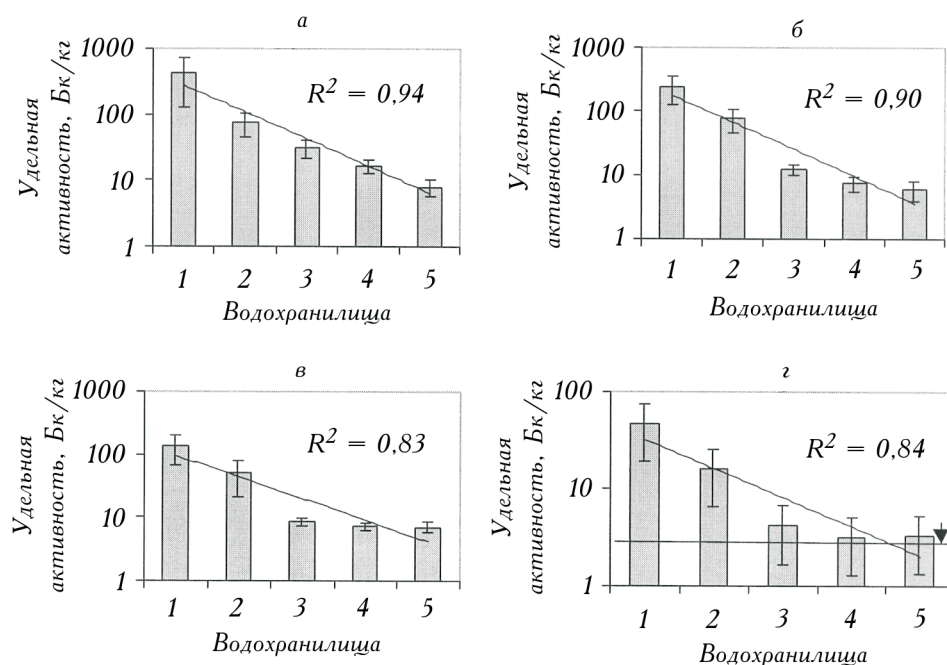
Через 17 лет после аварии на ЧАЭС в соответствии с уровнями накопления ^{137}Cs у рыб каскад днепровских водохранилищ можно было разделить на два участка — Киевское и Каневское водохранилища и водохранилища, расположенные ниже по течению Днепра. При этом удельная активность ^{137}Cs у рыб Кременчугского, Запорожского и Каховского водохранилищ не превышала характерных для доаварийного периода величин. Таким образом, формирование уровней накопления ^{137}Cs рыбами в большей степени зависело от первичного загрязнения водохранилищ и от общего количества радионуклида, сосредоточенного в экосистемах, чем от особенностей транспорта загрязненных радионуклидами водных масс в каскаде днепровских водохранилищ во время весенних паводков.

На основании результатов исследования закономерностей формирования радионуклидного загрязнения абиотических и биотических компонентов экосистемы Киевского водохранилища определены основные тенденции формирования дозовых нагрузок на гидробионтов разных трофических уровней. С конца вегетационного сезона 1986 г. и до настоящего времени излучение растворенных в воде и сорбированных на взвешях радионуклидов вносит не более 2% в суммарную дозу, поглощенную погруженными высшими водными растениями, представителями макрозообентоса и рыбами. Дозу облучения погруженных высших водных растений и пелагических рыб в основном формировало излучение инкорпорированных радионуклидов, представителей макрозообентоса и рыб, контактирующих с донными отложениями — излучение депонированных в донных отложениях радионуклидов. Наиболее высокие суточные дозы облучения гидробионтов формировались в 1986 г. и составляли для видов, развивающихся в толще донных отложений, — 3,7 мГр, для обитающих на поверхности дна — 1,6, для бентосоядных видов рыб — 0,5 мГр.

В течение периода хронического радионуклидного загрязнения экосистемы Киевского водохранилища мощность дозы облучения бентосоядных рыб была в 20–60 раз выше, чем пелагических видов. В 2010 г. интегральная доза облучения представителей макрозообентоса достигала 19 мГр/год, бентосоядных рыб — 3,8 мГр/год, пелагических рыб — не превышала 60 мкГр/год.



4. Удельная активность ¹³⁷Cs у рдеста пронзеннолистого (а) и дрейссены бугской (б) днепровских водохранилищ, 2003 г.: 1 — Киевское; 2 — Каневское; 3 — Кременчугское; 4 — Днепродзержинское; 5 — Запорожское; 6 — Каховское.



5. Средняя удельная активность ¹³⁷Cs у рыб днепровских водохранилищ: а — 1991 г.; б — 1993 г.; в — 1995 г.; г — 2003 г.; 1 — Киевское; 2 — Каневское; 3 — Кременчугское; 4 — Запорожское; 5 — Каховское. Стрелкой обозначен доаварийный уровень содержания ¹³⁷Cs у рыб днепровских водохранилищ [2].

Транспорт радионуклидов с речным стоком в Черное море. Благодаря многолетним исследованиям Г. Г. Поликарпова с сотрудниками [22] изучены тенденции, закономерности и временные масштабы радиоэкологического отклика компонентов экосистемы Черного моря на Чернобыльскую катастрофу. В 1964—1985 гг. в воде Черного моря концентрацию ⁹⁰Sr регистрировали в пределах $8,5 \pm 1$ — $22,5 \pm 2,7$ Бк/м³. В верхних слоях морской воды 0—50 м и 50—100 м концентрация ¹³⁷Cs составляла $13,6 \pm 1,2$ Бк/м³, а на глубине 150—200 м снижалась до $5,4 \pm 1,2$ Бк/м³. После аварии концентрация радионуклидов в морской воде существенно увеличилась и составляла: ⁹⁰Sr

в слоях 0—50 м — $53,0 \pm 13,8$, 50—100 м — $36,7 \pm 19,2$ Бк/м³; ¹³⁷Cs — в слоях 0—50 м — $134,1 \pm 51,5$; 50—100 м — $10,7 \pm 1,3$ Бк/м³. Отдаленность Черного моря обезопасила его от интенсивного радионуклидного загрязнения. Относительно небольшое количество радионуклидов, которые транспортировались до акватории моря воздушным путем, с речным и поверхностным стоком, быстро разбавлялось в больших объемах водных масс и включалось в трофические цепи гидробионтов. Часть радионуклидов в составе взвесей и отмерших организмов оседала на дно, что также способствовало очищению морской воды от радионуклидного загрязнения. Исследованиями было установлено, что Черное море не является конечным депо по захоронению чернобыльских радионуклидов [22]. Ежегодный вынос ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs через пролив Босфор в Мраморное море составил 1,6—1,9% от содержания этих радионуклидов в верхнем слое черноморской воды 0—50 м и за 1987—2000 гг. составил 110 ТБк ⁹⁰Sr и 250 ТБк ¹³⁷Cs (табл. 2).

В послеаварийные годы в результате вертикального водообмена, выноса через пролив Босфор и радиоактивного распада содержание радионуклидов в воде моря постепенно снижалось и в верхнем 0—50 м слое средние концентрации составляли: в 2004 г. ⁹⁰Sr — $14,0 \pm 1,0$ Бк/м³, в 2002 ¹³⁷Cs — $17,0 \pm 3,0$ Бк/м³, то есть близкие к доаварийному уровню.

Благодаря высокому содержанию солей в морской воде радионуклиды накапливаются в гидробионтах в незначительных количествах. Так, например, до аварии у водоросли *Cystoseira crinita* удельная радиоактивность радионуклидов составляла: ⁹⁰Sr — 1,5; ¹³⁷Cs — 3,5 Бк/кг сырой массы. 10.09.1986 г. у этой водоросли был зарегистрирован максимальный уровень радионуклидов: ⁹⁰Sr — $7,8 \pm 1,1$, ¹³⁷Cs — $48,0 \pm 7,2$ Бк/кг, при этом коэффициент накопления составлял соответственно $100 \pm 20,0$ и $68,2 \pm 13,6$. До аварии у черноморских рыб удельную активность радионуклидов регистрировали на уровне: ⁹⁰Sr — 0,2, ¹³⁷Cs — 0,3 Бк/кг сырой массы. В феврале 1988 г. среди исследованных в послеаварийные годы 15 видов пелагических и придонных рыб с различным характером питания максимальное содержание ⁹⁰Sr отмечали у лобана (*Mugil cephalus*) — $1,2 \pm 0,10$ Бк/кг, в октябре 1986 г. ¹³⁷Cs — у черноморской ставриды (*Trachurus mediterraneus ponticus*) — $30,0 \pm 4,5$ Бк/кг. При этом коэффициент накопления радионуклидов у этих рыб составлял: ⁹⁰Sr — $42,3 \pm 8,5$, ¹³⁷Cs — $262,9 \pm 52,6$. Интегральный отклик иктитофауны на загрязнение Черного моря чернобыльскими радионуклидами отличался высоким уровнем инерционности и большим разбросом данных в соответствии с тенденциями изменения концентраций радионуклидов в воде. Для рыб уровень коэффициента накопления радионуклидов в среднем примерно составлял: для ⁹⁰Sr — 18, для ¹³⁷Cs — 70 единиц. Как отмечает ряд исследователей [22], даже через 20 лет после аварии в морях средиземноморского бассейна на расстоянии до 2500 км от ЧАЭС прослеживался чернобыльский радиоактивный след.

Эффекты хронического облучения водных биосистем разного уровня организации

В комплексных исследованиях загрязненных радионуклидами водных экосистем ключевой проблемой продолжает оставаться необходимость вы-

2. Компоненты баланса ^{90}Sr и ^{137}Cs в экосистеме Черного моря в 1986—2000 гг.
(по данным [22, 27])

Процессы	Периоды	^{90}Sr , ТБк	^{137}Cs , ТБк
Атмосферные выпадения	1986 г.	100—300	1700—2400
Транспорт с водами Днепра и Дуная	1986—2000 гг.	160 ± 28	23 ± 5
Динамика содержания радионуклидов в слое воды 0—100 м	1977 г.	~700	510 ± 40
	1987 г.	850 ± 190	2120 ± 420
	1992 г.	710	1640 ± 120
	2000 г.	390 ± 60	850 ± 100
Радиоактивный распад	1987—2000 гг.	240 ± 50	580 ± 115
Вынос через Босфор	1986—2000 гг.	110	250
Седиментация	1986—2000 гг.	< 0,4	~40
Общее содержание в донных отложениях			~500

яснения последствий влияния хронического ионизирующего излучения на биосистемы разного уровня организации. Достижение этой цели возможно при условии выполнения тесно взаимосвязанных задач: определение содержания радионуклидов, их физико-химических биологически доступных форм, изучение депонирования радионуклидов в тканях и органах организмов, миграции радионуклидов в трофических цепях и формирования доз внутреннего и внешнего облучения организмов. Особого внимания заслуживает оценка нарушений в биосистемах в условиях хронического облучения с учетом жизненного цикла организмов. Ведь многие растения и животные на разных стадиях развития меняют биотопы и способы питания, что не может не влиять на формирование дозы облучения. Поэтому определение интегральной поглощенной дозы облучения с учетом особенностей индивидуального развития организмов и их популяций требует специфических методических подходов, учитывающих дозы внутреннего и внешнего облучения в онтогенезе особей. Важным также является учет поглощенной дозы облучения, которую получила популяция за время смены поколений, кумулятивной дозы со времени катастрофы до периода выполнения исследований.

Водоёмы Полесья отличаются видовым богатством представителей растительного и животного мира. Видовая специфичность проявляется в различной радиочувствительности организмов, изменяется в онтогенезе, а также под воздействием многочисленных абиотических и биотических факторов. Общеизвестно, что особи одного и того же вида на ювенильных стадиях развития более радиочувствительны. Отличаются повышенной радиочувствительностью организмы более высоких уровней эволюционного развития и систематического положения. Даже среди особей одного вида отмечаются большие различия в реакции на облучение, то есть организмам свойственна

индивидуальная радиочувствительность. В многоклеточном организме существуют значительные различия в радиочувствительности клеток: так, например, генеративные клетки более радиочувствительны по сравнению с клетками развитых механических тканей.

Изложенное лишь кратко, весьма схематично отражает сложность процессов, формирующих отклик биосистем на ионизирующее облучение, что обуславливает проблемность на основании результатов натуральных исследований установления четкой зависимости «доза — эффект». В процессе эволюционного развития сформировалась и генетически закрепилась способность клеток и многоклеточных организмов отвечать на ионизирующие излучения последовательными реакциями на разных уровнях биологических систем: радиационно-химическими, физико-химическими, клеточными, соматическими, генетическими и эволюционными. Интенсивность и длительность проявления радиобиологических реакций, основных процессов поражения, начинающихся от образования свободных радикалов, приводящих к изменению метаболизма, нарушению морфогенеза, генетическим мутациям, и заканчивающихся нарушением межпопуляционных взаимосвязей и сукцессионными изменениями, в интегрированном виде определяется как радиочувствительность, радиоустойчивость или радиоадаптация организмов и популяций.

В результате хронического облучения у более высокоорганизованных форм организмов нарушается иммунная система, снижается резистентность, способность противостоять патогенным микроорганизмам. Ионизирующее излучение как генотоксический фактор путем репарации систем ДНК может усиливать вирулентные, патогенные свойства и адаптивный потенциал микробиоты [6, 12]. В условиях хронического ионизирующего облучения малыми дозами происходит кумуляция доз облучения, формирование скрытых радиационных поражений и возрастание радиационного риска. Многочисленные нарушения, которые наблюдаются в биосистемах разных уровней организации, свидетельствуют в пользу концепции беспороговости биологического действия ионизирующей радиации.

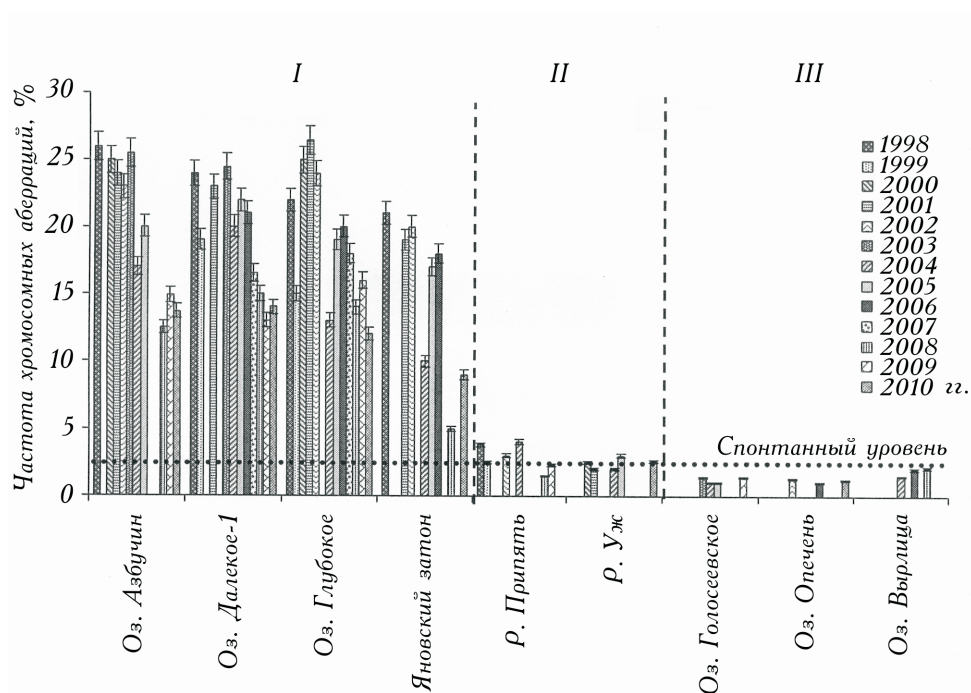
Одной из основных проблем, обусловленных аварией на ЧАЭС, остается проблема оценки нарушений в биосистемах в результате интенсивного радионуклидного загрязнения и связанного с этим радиационного воздействия, которое в зоне отчуждения приобрело хронический характер. За минувшие 25 лет выполнен значительный объем исследований, посвященных медико-биологическим последствиям аварии. Основным объектом этих исследований был человек. В значительно меньшей степени внимание радиобиологов и радиоэкологов уделялось другим, как предполагалось, менее радиочувствительным представителям растительного и животного мира, в частности водным организмам. Гидробионты зоны отчуждения, которые обитают в разнообразных условиях формирования дозовых нагрузок, как и прежде, остаются недостаточно изученным в этом отношении объектом. Во всяком случае, немногочисленные исследования, которые существуют в данной области, в большинстве не подкреплены данными дозиметрии, что осложняет научно обоснованное сопоставление наблюдаемых (или отсутствующих) эффектов, с величиной мощности поглощенной дозы.

Цитогенетические исследования на тканях эмбрионов прудовика обыкновенного свидетельствуют о повышенном уровне аберраций хромосом у беспозвоночных из замкнутых водоемов зоны отчуждения (озера Азбучин, Далекое-1, Глубокое и Яновский затон) по сравнению с моллюсками условно «чистых» водных объектов (озера Голосеевское, Опечень и Вырлица, расположенные в г. Киеве). За период исследований наибольшие значения зарегистрированы для беспозвоночных оз. Глубокое, в клетках которых частота аберрантных анафаз (ЧАА) в 2001 г. достигала 27%, что более чем в 10 раз превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов. Средние значения для моллюсков из наиболее загрязненных озер зоны отчуждения составляли около 23, 21, 20 и 18% соответственно для озер Азбучин, Далекое 1, Глубокое и Яновского затона. Эмбрионы моллюсков в реках Уж и Припять характеризовались сравнительно невысоким средним уровнем ЧАА, который составлял соответственно 2,5 и 3,5%. Для моллюсков условно «чистых» озер этот показатель равнялся в среднем около 1,5%, с максимальными значениями до 2,3% (рис. 6).

На протяжении 1998—2008 гг. отмечена тенденция снижения ЧАА в эмбрионах прудовиков, отобранных в замкнутых водоемах зоны отчуждения. Регрессионный анализ имеющихся данных позволил получить прогнозные оценки снижения ЧАА у моллюсков исследуемых водоемов до спонтанного уровня (2,0—2,5%) [32], присущего водным организмам в условиях естественного радиационного фона. По нашим данным в озерах, расположенных на территории левобережной поймы р. Припяти (озера Глубокое и Далекое-1), наиболее загрязненной радионуклидами, спонтанный уровень ЧАА может быть достигнут в 60-х — 70-х годах, а в Яновском затоне и оз. Азбучин — в 20-х — 30-х годах текущего столетия.

Наиболее высокую достоверность имеет экспоненциальная экстраполяция данных, полученных за 12-летний период для моллюсков оз. Азбучин. Результаты экстраполяции для других замкнутых водоемов имеют невысокую достоверность аппроксимации, однако заслуживают внимания, поскольку прогноз ЧАА для Яновского затона сходен с таковым для оз. Азбучин. Оба эти водоема расположены на правом берегу р. Припяти на расстоянии 2,5 км и характеризуются достаточно сходным гидрологическим и гидрохимическим режимом, поскольку Яновский затон после аварии на ЧАЭС был отсечен от русла реки широкой намывной дамбой и, по сути, превращен в озеро. Поэтому, с учетом различных уровней загрязнения радионуклидами основных компонентов этих водных экосистем, они имеют сходные тенденции в процессах самоочищения, что может влиять на динамику ЧАА у моллюсков. В озерах Глубоком и Далекое-1 более медленные темпы снижения ЧАА могут быть обусловлены особенностями динамики удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем, описанными выше и свидетельствующими о стагнации автореабилитационных процессов на одамбированной территории левобережной поймы р. Припяти.

Мощность поглощенной дозы для взрослых моллюсков за счет внешних и внутренних источников облучения за период исследований регистрировали в следующих диапазонах: оз. Глубокое — 30—85 мкГр/ч, оз. Азбучин — 18—27, оз. Далекое-1 — 10—17, Яновский затон — 6—12, р. Припять —



6. Средняя частота aberrантных анафаз у эмбрионов моллюсков в водоемах зоны отчуждения (I — не-проточные; II — водотоки) и озерах г. Киева в период 1998—2010 гг.

0,5—0,7, р. Уж — 0,3—0,5, контрольные водоемы — 0,03—0,04 мкГр/ч. Необходимо отметить, что приведенные диапазоны дозовых нагрузок моллюски получали с мая по ноябрь при обитании в приповерхностном слое воды литоральной и sublиторальной зон исследуемых водоемов. В связи со значительной гетерогенностью загрязнения дна радионуклидами, нами не рассчитывалась доза, которую получали моллюски в остальной период, находясь на зимовке в донных отложениях. В связи с этим можно предположить, что среднегодовая мощность поглощенной дозы для прудовика обыкновенного будет значительно выше. В первую очередь это касается замкнутых водоемов зоны отчуждения, характеризующихся высокой плотностью загрязнения радионуклидами донных отложений.

ЧАА в клетках меристематических тканей корней тростника обыкновенного и стрелолиста стрелолистного из наиболее загрязненных озер зоны отчуждения составляла около 7—17%. В растениях рек Уж и Припять этот показатель равнялся в среднем 3,5—5,0%, а в условно «чистом» оз. Голосеевском — не превышал 2,6% и составлял в среднем 1,9%.

В 2008 г. был получен достаточно обширный цитогенетический материал по ЧАА в корневых меристемах шести видов макрофитов из различных водоемов зоны отчуждения, а также на участке Киевского водохранилища (с. Страховское), примыкающем к зоне отчуждения [11] (табл. 3).

Зарегистрирована позитивная корреляция между ЧАА и мощностью поглощенной дозы у тростника обыкновенного и моллюска прудовика обыкновенного в водоемах зоны отчуждения. Дозовая зависимость ЧАА в мериستمатических тканях растений и моллюсков наиболее соответствует степенной функции (рис. 7).

Сравнительный анализ состава форменных элементов гемолимфы прудовика обыкновенного свидетельствует о том, что у моллюсков из водоемов зоны отчуждения (озера Глубокое, Далеке 1, Азбучин и Яновский затон) доля мертвых агранулоцитов достигает 43,8%, а количество фагоцитов — 45,0%. Аналогичные показатели у моллюсков из условно «чистых» водоемов (озера Вырлица, Пидбирна и р. Альта) были значительно ниже и составили соответственно в среднем около 5,3 и 4,2%. Количество молодых амебоцитов у моллюсков зоны отчуждения было, наоборот, невысоким — до 20%, в то время как у моллюсков условно «чистых» водоемов достигало 89,6%. В целом, анализ форменных элементов мантийной жидкости исследованных прудовиков свидетельствует о существенном изменении состава гемолимфы моллюсков из наиболее загрязненных озер зоны отчуждения (рис. 8).

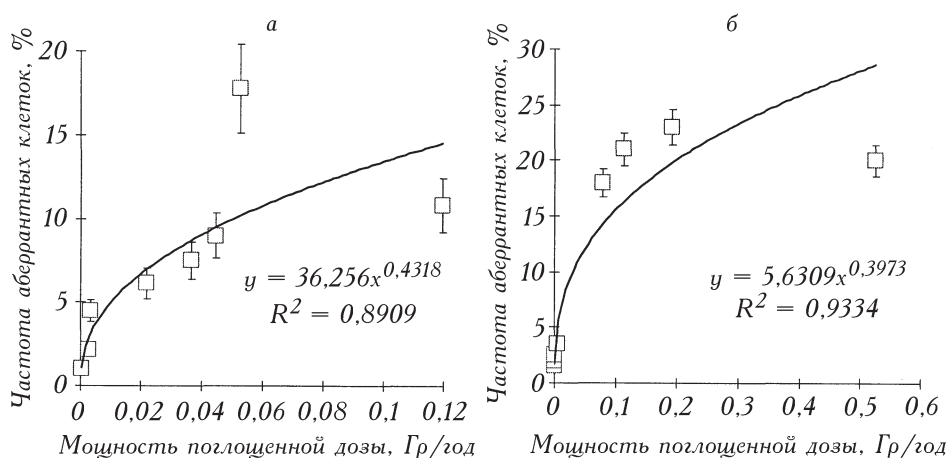
В водоемах с повышенным уровнем радионуклидного загрязнения (озерах Красненской поймы р. Припяти) наблюдается высокая степень поражения тростника обыкновенного галлообразующими членистоногими, в частности клещами *Steneotarsonemus phragmitidis*, которые были впервые зарегистрированы на территории Украины именно в зоне отчуждения [9]. На наш взгляд, масштабы и скорость распространения этого явления в водоемах зоны отчуждения заслуживают особого внимания. Поскольку тростник обыкновенный является почти космополитом, то вполне логично прогнозировать широкое расселение клещей в других водоемах, которыми так богат регион Полесья. Об этом свидетельствует и тот факт, что если в 2000 и 2001 гг. галлы регистрировали только в одном из семи полигонных водоемов — оз. Далеком-1 (рис. 9), то на протяжении 2002—2005 гг. пораженные особи тростника стали встречаться во всех других исследуемых водных объектах зоны отчуждения: оз. Глубоком, оз. Азбучин, Яновском затоне, водоеме-охладителе ЧАЭС, реках Уж (возле с. Черевач) и Припять (возле г. Чернобыля). При этом, если в водоеме-охладителе ЧАЭС встречались единичные особи, а на исследуемых нами участках рек Уж и Припять доля пораженных растений была невысока, то в Яновском затоне и оз. Азбучин описываемое явление быстро получило распространение и в 2005 г. доля пораженных клещом растений составляла соответственно 74 и 32%.

Наиболее высокую долю пораженных растений (практически 100%) наблюдали в оз. Далеком 1, расположенном на территории одамбированного участка Красненской поймы. Эта территория характеризуется максимальной плотностью радионуклидного загрязнения в зоне отчуждения. Удельная активность радионуклидов в тканях тростника (при естественной влажности) в исследуемый период достигала 10 000 Бк/кг для ^{137}Cs и 2000 Бк/кг для ^{90}Sr [7]. При этом мощность поглощенной дозы, обусловленной внешним γ -излучением и радионуклидами, инкорпорированными в тканях растений, достигала 3,4 Гр/год [30].

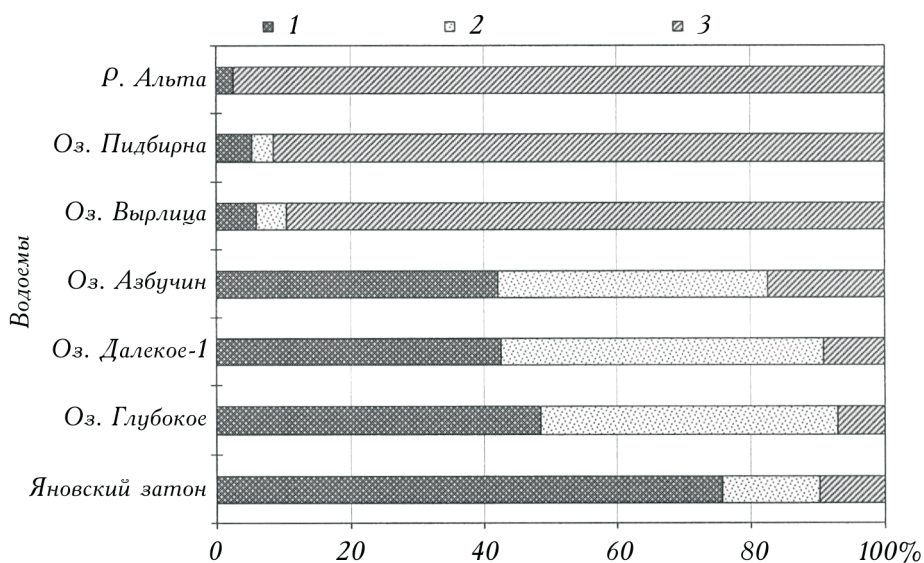
3. Частота aberrantных анафаз в корневых меристемах высших водных растений зоны отчуждения в 2008 г.

Водоемы	Виды	Количество проанализированных корешков	Количество проанализированных ана-, телофаз	ЧАА, %
Оз. Глубокое	<i>Stratiotes aloides</i>	8	1098	11,8 ± 1,4
	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	15	2684	11,8 ± 1,1
	<i>Phragmites australis</i>	26	8048	7,6 ± 0,6
	<i>Glyceria maxima</i>	7	897	7,6 ± 1,6
	<i>Sparganium erectum</i>	6	1244	7,5 ± 1,2
	<i>Typha angustifolia</i>	9	1026	6,0 ± 1,1
Оз. Далекое-1	<i>Sparganium erectum</i>	11	1654	7,1 ± 1,4
	<i>Glyceria maxima</i>	11	1209	7,0 ± 1,0
	<i>Butomus umbellatus</i>	10	1288	6,5 ± 0,9
	<i>Phragmites australis</i>	30	9260	5,7 ± 0,6
	<i>Typha angustifolia</i>	8	1152	5,2 ± 0,9
Оз. Азбучин	<i>Stratiotes aloides</i>	9	1065	10,3 ± 1,6
	<i>Glyceria maxima</i>	10	2218	6,1 ± 0,9
	<i>Butomus umbellatus</i>	11	1128	5,9 ± 0,4
	<i>Phragmites australis</i>	29	7620	5,7 ± 0,6
	<i>Typha angustifolia</i>	12	1522	4,4 ± 0,7
Яновский затон	<i>Stratiotes aloides</i>	6	698	6,7 ± 0,9
	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	14	1365	6,1 ± 0,6
	<i>Glyceria maxima</i>	9	976	5,2 ± 0,2
	<i>Phragmites australis</i>	24	8080	4,0 ± 0,3
	<i>Butomus umbellatus</i>	11	954	3,2 ± 0,4
	<i>Typha angustifolia</i>	6	868	3,6 ± 0,9
Красненская старица	<i>Glyceria maxima</i>	5	1452	6,1 ± 1,5
	<i>Phragmites australis</i>	9	2644	4,2 ± 0,5
	<i>Typha latifolia</i>	8	964	4,2 ± 1,0
Киевское водохранилище (с. Страхолевье)	<i>Glyceria maxima</i>	10	2384	2,1 ± 0,6
	<i>Phragmites australis</i>	10	2314	1,6 ± 0,1
	<i>Typha angustifolia</i>	9	1008	1,6 ± 1,0

В водоемах зоны отчуждения следует отметить также высокую степень поражения тростника обыкновенного паразитическими грибами *Claviceps*

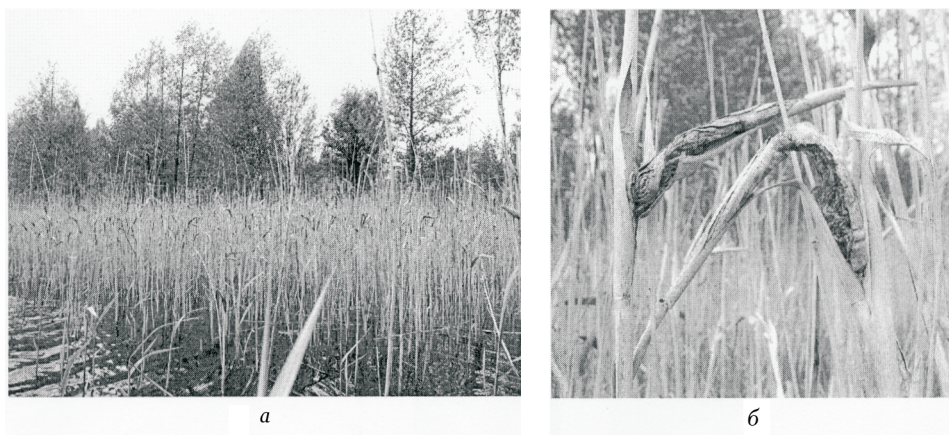


7. Зависимость частоты aberrantных анафаз в меристемах корней тростника обыкновенного (а) и эмбриональных тканях прудовика обыкновенного (б) от мощности поглощенной дозы в водоемах зоны отчуждения.



8. Состав форменных элементов мантийной жидкости прудовика обыкновенного в водоемах зоны отчуждения и в водоемах с фоновым уровнем радионуклидного загрязнения в 2007 г.: 1 — мертвые клетки; 2 — фагоцитарные клетки; 3 — молодые клетки.

purpurea (спорыньей). Особенно высокий процент склероциев спорыньи в метелках тростника наблюдали в озерах одамбированного участка Красненской поймы с наибольшими уровнями радионуклидного загрязнения — Глубоком и Далекое-1 [31]. Такое существенное поражение метелок тростника паразитическими грибами в озерах Красненской поймы р. Припяти наблюдается на фоне самих низких общих показателей семенной продуктивности растений в водоемах зоны отчуждения.



9. Тростник обыкновенный в оз. Далеком-1, пораженный клещом *Steneotarsonemus phragmitidis*: а — пораженная куртина, не сформировавшая метелки в конце вегетации; б — общий вид галлов на пораженных растениях (2007 г.).

Заключение

Наиболее биологически опасные радионуклиды Чернобыльских выбросов — ^{90}Sr , ^{137}Cs , 238 , 239 , 240 , ^{241}Pu и ^{241}Am в абиотических и биотических компонентах водных экосистем зоны влияния аварии содержатся в концентрациях, которые более чем на три порядка превышают доаварийный уровень и формируют дозы хронического облучения, приводящие к нарушениям в биосистемах различных уровней организации.

Днепр и его водохранилища продолжают испытывать негативное воздействие радионуклидного загрязнения на биологическое качество воды. В Киевском водохранилище содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах основных систематических групп растительности, моллюсках и рыбах превышает доаварийный уровень, а донные отложения, особенно на заиленных участках, до последнего времени по содержанию ^{137}Cs оцениваются как твердые радиоактивные отходы. Днепр и его водохранилища имеют жизненно важное значение как источник питьевого водоснабжения, орошаемого земледелия и обеспечения промышленного комплекса Украины. Поэтому при рассмотрении вопросов и принятия решений, связанных с дальнейшим наращиванием ядерных промышленных мощностей, необходимо учитывать сохраняющуюся крайне сложную радиоэкологическую ситуацию в бассейне Днепра.

Основной трагический урок Чернобыльской катастрофы состоит в том, что созданный для благ цивилизации крупнейший мировой ядерно-промышленный потенциал не обеспечен системами технической и экологической безопасности, которые бы многократно превосходили степень риска возникновения аварийных ситуаций.

Чернобыльская катастрофа как модель последствий возможного применения ядерного оружия и ядерного терроризма должна быть глубоко осмыслена международным научным сообществом, прежде всего, с позиции реально существ-

вующих потенциальных радиационных угроз и радиоэкологических проблем в системе региональной и глобальной безопасности цивилизации и биосферы в целом.

Сохраняющаяся сложная радиоэкологическая обстановка в водоемах зоны влияния аварии на ЧАЭС обуславливает необходимость развития радиационных исследований в следующих направлениях: 1) изучение динамики удельной активности техногенных радионуклидов в абиотических и биотических компонентах водных экосистем разного типа; 2) исследование физико-химических форм радионуклидов, их трансформации и биологической доступности для водных биосистем при действии гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических факторов; 3) математическое моделирование и прогнозирование поведения радионуклидов в водных экосистемах; 4) анализ дозозависимых эффектов хронического облучения в водных биосистемах разных уровней организации; 5) влияние хронического радиационного воздействия на микроэволюционные процессы, протекающие в водных экосистемах; 6) изучение автореабилитационных процессов в водных экосистемах, испытавших интенсивное радионуклидное загрязнение; 7) разработка технологических решений, направленных на защиту источников питьевого водоснабжения, орошаемых земель и биологических ресурсов водоемов от радионуклидного загрязнения.

**

Наведено результати радіоекологічних досліджень водних екосистем, виконаних впродовж 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС. Проаналізовано динаміку вмісту радіонуклідів в абиотичних і біотичних компонентах водойм Чорнобильської зони відчуження, Дніпра і його водосховищ, особливості формування доз опромінювання гідробіонтів і широкий спектр радіаційних ефектів в біосистемах різних рівнів організації.

**

The data of radioecological researches of aquatic ecosystems executed during 25 years after the Chernobyl NPP disaster are resulted. The dynamics of specific activity of radionuclides in the abiotic and biotic components of water bodies within the Chernobyl exclusion zone, the Dnepr River and its reservoirs, features of radiation dose forming for hydrobiota and wide spectrum of radiation effects in the biosystems of different levels of organization are analysed.

**

1. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Нац. докл. Украины. — Киев: Атика, 2006. — 224 с.
2. Антоненко Т.М. Радиоэкологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Севастополь, 1978. — 28 с.
3. Волкова О.М. Формування радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин Канівського водосховища // Тавр. наук. вісн.: Зб. наук. праць ХДАУ. — Херсон: Айтлант, 2006 — Вип. 47. — С. 99—105.
4. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: Автореф. дис. ... докт. біол. наук. — К., 2008. — 34 с.

5. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л. и др. Динамика содержания ^{137}Cs в гидробионтах днепровских водохранилищ // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. — 2005. — № 3 (26). — С. 66—68.
6. Гродзинський Д.М. Парадигми сучасної радіобіології // Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи. — К.: Наук. думка, 2008. — С. 9—32.
7. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2001. — 41, № 2. — С. 232—238.
8. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Там же. — 2005. — Т. 45, № 3. — С. 271—280.
9. Гудков Д.И., Ужевская С.Ф., Назаров А.Б. и др. Поражение тростника галлообразующими членистоногими в водоемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 2005. — Т. 41, № 5. — С. 92—99.
10. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И. и др. Основные дозообразующие радионуклиды у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2008. — Т. 48, № 1. — С. 48—58.
11. Гудков Д.И., Шевцова Н.Л., Дзюбенко Е.В. и др. Эффекты хронического радиационного воздействия у гидробионтов Чернобыльской зоны отчуждения // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы 6-й Междунар. науч.-практ. конф. Семипалатинск, 4—7 февр. 2010 г. — Семей, 2010. — Т. 2. — С. 354—358.
12. Дмитрієв О.П., Гуца М.І. Вплив хронічного опромінення на імунний потенціал рослин і вірулентність та агресивність фітопатогенних грибів // Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи. — К.: Наук. думка, 2008. — С. 238—267.
13. Зарубин О.Л., Залисский А.А., Костюк В.А. и др. Удельное содержание ^{137}Cs в мышцах плотвы (*Rutilus Rutilus* L.) в зависимости от массы особи // Ядерна фізика та енергетика. — 2010. — Т. 11, № 2. — С. 191—194.
14. Иванов Ю.О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів в ґрунтах і рослинності // Чорнобиль — Зона відчуження / За ред. В. Г. Бар'яхтара. — К.: Наук. думка, 2001. — С. 47—76.
15. Кашипаров В.О. Забруднення ^{90}Sr території зони відчуження // Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — № 12. — С. 41—43.
16. Кузьменко М.И. Радиоэкологические проблемы водоемов Украины // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 6. — С. 95—119.
17. Кузьменко М.И., Волкова Е.Н., Кленус В.Г. и др. Радиоактивное загрязнение Днепра и его водохранилищ и некоторые гидроэкологические мероприятия после аварии на Чернобыльской АЭС // Там же. — 1992. — Т. 28, № 6. — С. 86—94.
18. Кузьменко М.І., Романенко В.Д., Деревець В.В. та ін. Радіонукліди у водних екосистемах України. — К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. — 318 с.
19. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. — К.: Наук. думка, 1988. — 188 с.

20. *Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О.* Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 3. — С. 100—109.
21. *Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. и др.* Радиоэкологические исследования фитоценозов высших водных растений в верховьях Киевского водохранилища // там же. — 1997. — Т. 33, № 2. — С. 76—88.
22. *Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б. и др.* Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию. — Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ — Гидрофизика», 2008. — 667 с.
23. *Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др.* — Киев: Наук. думка, 1992. — 194 с.
24. *Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. О. В. Войцеховича.* — К.: Чернобыльинтеринформ, 1998. — Т. 2. — 277 с.
25. *Рябов И.Н.* Радиоекология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Тов-во научных изданий КМК, 2004. — 215 с.
26. *Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др.* Геохимия техногенных радионуклидов. — Киев: Наук. думка, 2002. — 332 с.
27. *Стокозов Н.А.* Долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr в Черном море после аварии на Чернобыльской АЭС и их использование в качестве трассеров процессов водообмена: Дис. ... канд. геогр. наук. — Севастополь, 2004. — 193 с.
28. *Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І.Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кіреєв та ін.* — К.: Наук. думка, 2010. — 263 с.
29. *Чернобыльская катастрофа // Под ред. В.Г. Бряхтара.* — Киев: Наук. думка, 1995. — 560 с.
30. *Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al.* Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone // 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / Ed by E. B. Burlakova, V. I. Naidich. — New York: Nova Science Publishers, Inc., 2006. — P. 265—285.
31. *Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al.* Radioecological problems of aquatic ecosystems of the Chernobyl exclusion zone // Biophysics. — 2010. — Vol. 55, N 2. — P. 332—339.
32. *Tsytsugina V.G.* An indicator of radiation effects in natural populations of aquatic organisms // Radiat. Protect. Dosim. — 1998. — Vol. 75, N 1—4. — P. 171—173.