

УДК 574.632:597.2/.5:[504.5:621.039(470.5)]

© 2023

**СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК
НА ИХТИОФАУНУ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ
И БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА –
ВОДОЁМА-ОХЛАДИТЕЛЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС**

*В.Г. Городецкий, А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, А.В. Коржавин
Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений
и животных УрО РАН*

Выполнен сравнительный анализ мощности доз облучения рыб в р. Оби и в Белоярском водохранилище – водоёме-охладителе Белоярской АЭС. Результаты радиоэкологического мониторинга Обь-Иртышской речной системы охватывают период 2004–2017 гг., Белоярского водохранилища – с 1977 по 2019 гг. Показано, что дозовые нагрузки на ихтиофауну в р. Оби в границах Ханты-Мансийского (2004–2010 гг.) и Ямало-Ненецкого (2014–2017 гг.) автономных округов были достаточно стабильны на протяжении всего периода исследований и формировались в основном за счёт ^{90}Sr , аккумулированного в организме рыб. В Белоярском водохранилище характер формирования дозовых нагрузок на ихтиофауну во многом зависел от типов реакторов энергоблоков, работающих в этот период на Белоярской АЭС. Более высокие дозовые нагрузки были отмечены в период работы двух первых энергоблоков с реакторами АМБ-100 и АМБ-200, причём за счёт внешнего облучения от ^{137}Cs . Минимальный уровень дозовых нагрузок наблюдается в настоящее время при работе энергоблоков с реакторами БН-600 и БН-800. По мере снижения содержания ^{137}Cs во всех компонентах водоёма-охладителя возросла роль ^{90}Sr и доля от внутреннего облучения, особенно у хищных видов за счёт поступления ^{90}Sr из тканей поедаемых ими рыб.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ, ИХТИОФАУНА, МОЩНОСТЬ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ, ПРЕДПРИЯТИЯ РОСАТОМА, РЕКА ОБЬ, БЕЛОЯРСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Источниками поступления техногенных радионуклидов в водные объекты являются глобальные выпадения из атмосферы и поступления, связанные с деятельностью предприятий ядерного комплекса, расположенных на территории водосбора этих водных объектов. Две пресноводные экосистемы, Обь-Иртышскую речную систему и Белоярское водохранилище, объединяет одно очень важное обстоятельство – оба водных объекта находятся под многолетним, постоянным воздействием предприятий ядерного топливного цикла. В 1949–1952 гг., вследствие отсутствия надлежащих технологических систем обращения с жидкими отходами радиохимического производства, с ПО "Маяк" в р. Течу, являющуюся частью Обь-Иртышской речной системы, было сброшено 100 ПБк (2,75 млн Ки) радиоактивных отходов. В ре-

зультате облучению подверглись 124 тыс. чел., проживавших в прибрежной зоне рек Течи и Исети в пределах Челябинской и Курганской областей [1]. Значительная часть радиоактивных веществ прошла транзитом по рекам Тече, Тоболу, Иртышу и Оби в Обскую губу. Другая часть (~4,6 ПБк ^{137}Cs и ~4,3 ПБк ^{90}Sr) депонирована в донных отложениях рек и их пойменных почвах [2]. В каскаде промышленных водоёмов, созданных в пойменной части верховьев р. Течи после прекращения сбросов в неё отходов радиохимического производства, накоплено 350 млн м³ загрязнённой воды, являющейся по сути низкоактивными отходами с суммарной активностью около 7,4 ПБк (200 тыс. Ки). В пойме р. Течи в 18 км от плотины окончательного водоёма на площади 45 га, в так называемых Асановских болотах, депонировано 0,22 ПБк

(6 тыс. Ки) ^{90}Sr и ^{137}Cs . Часть этой активности ежегодно вымывается с паводковыми водами в Обь-Иртышскую речную систему [3]. Обь-Иртышская речная система также подвержена радиационному воздействию от Сибирского химического комбината, находящегося на площади водосбора р. Томи, впадающей в р. Обь. Суммарная активность радиоактивных отходов, хранящихся в подземных пластах этого предприятия, оценивается в настоящее время в 15 ЭБк (400 млн Ки) [4]. Полигоны захоронения жидких радиоактивных отходов расположены на территории санитарно-защитной зоны комбината. На этой территории находятся также и другие объекты обращения с РАО: поверхностные бассейны-хранилища, промышленные водоёмы, хранилища твёрдых отходов. Эксплуатация подземных захоронений на СХК началась в 1963 г. на экспериментальном полигоне и продолжалась до 1975–1980 гг. После этого часть скважин была выведена из эксплуатации, а на других проводились контрольные наблюдения. Общий объём захороненных РАО на экспериментальном полигоне составил около 2 млн м³.

Обь-Иртышская речная система является по-своему уникальной пресноводной экосистемой, где в силу сложившейся радиозэкологической ситуации имеет место как полный запрет на вылов и употребление в пищу любой рыбы из р. Течи, так и промысловый лов в промышленных объёмах на реках Иртыше и Оби. В связи с этим оценка мощности доз, получаемых рыбами от радиоактивного загрязнения р. Оби, в границах Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО) и Ямало-Ненецкого автономного округа (ЯНАО) имеет как научное, так и прикладное значение.

Поступление техногенных радионуклидов в водоём-охладитель обусловлено деятельностью Белоярской атомной станции. Белоярское водохранилище было образовано в 1959–1963 гг. путём зарегулирования русла р. Пышмы, протяжённость водоёма примерно 20 км, ширина до 3 км. Зеркало водохранилища имеет площадь 47 км² [5]. Жидкие сбросы АЭС могут попадать в водоём по трём каналам: промливневому, сбросному (в него направляют подогретые воды, прошедшие систему охлаждения АЭС) и обводному, дренирующему территорию во-

круг АЭС. В период с 1977 по 2019 гг. на БАЭС эксплуатировались реакторы разных типов. На первом этапе функционировали два блока с тепловыми реакторами АМБ-100 и АМБ-200. С 1989 по 2016 гг. функционировал только один энергоблок с реактором БН-600. В настоящее время работают два энергоблока с реакторами на быстрых нейтронах БН-600 и БН-800.

Целью настоящей работы является сравнительная оценка дозовых нагрузок на основные виды рыб в Обь-Иртышской речной системе и водоёме-охладителе Белоярской АЭС.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Оценка мощности доз облучения ихтиофауны Обь-Иртышской речной системы и Белоярского водохранилища – водоёма-охладителя БАЭС выполнена на основе данных полевых и лабораторных исследований отдела континентальной радиозэкологии Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН: на Белоярском водохранилище (1977–2019 гг.), на р. Оби в границах ХМАО (2004–2010 гг.) и на территории ЯНАО (2014–2017 гг.). Использованные для расчётов данные были ранее обобщены и опубликованы в работах А.В. Трапезникова с соавторами (2014, 2016, 2018) [2, 6, 7].

Для расчёта мощности доз облучения использовалась Европейская компьютерная программа ERICA Tool (<http://www.ERICA-tool.com>) [8, 9]. Учитывались масса и размерные характеристики каждого вида рыб, преобладающие в уловах, их образ жизни – доли времени обитания вблизи дна и в толще воды (табл. 1). Исходными данными для расчётов служили содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе, воде и донных отложениях (табл. 2 и 3).

На основании исходных данных выполнена оценка мощности доз облучения ихтиофауны в водоёме-охладителе БАЭС и на двух участках р. Оби: в границах ХМАО и на территории ЯНАО.

Для расчётов мощности доз облучения были взяты наиболее характерные для данных водоёмов виды рыб:

– карась обыкновенный *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), возраст 2–3 года, придонный образ жизни, питается зоопланкто-

Таблица 1

Параметры эллипсоидов, аппроксимирующих форму рыб

Вид	Вес, кг	Параметры аппроксимирующего эллипсоида, м			Отношение времени обитания вода/дно
		длина	высота	ширина	
Карась	0,20	0,143	0,074	0,037	0,2/0,8
Лещ	0,50	0,265	0,120	0,030	0,2/0,8
Лещ*	0,75	0,32	0,051	0,022	0,1/0,9
Налим	0,50	0,37	0,060	0,043	0,2/0,8
Окунь	0,10	0,15	0,048	0,027	0,8/0,2
Окунь*	0,15	0,19	0,057	0,026	0,9/0,1
Пелядь	0,40	0,29	0,080	0,033	0,5/0,5
Плотва	0,06	0,11	0,045	0,023	0,5/0,5
Плотва*	0,1	0,17	0,053	0,035	0,5/0,5
Пыжьян	0,30	0,23	0,062	0,04	0,5/0,5
Ряпушка	0,15	0,23	0,048	0,026	0,5/0,5
Щокур	1,10	0,38	0,100	0,055	0,2/0,8
Щука	1,50	0,51	0,080	0,070	0,8/0,2
Щука*	1	0,46	0,078	0,053	0,9/0,1
Язь	0,95	0,31	0,090	0,065	0,2/0,8

Примечание. * для расчёта мощности доз у рыб Белоярского водохранилища.

Таблица 2

Среднее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде (мБк/л) и в десятисантиметровых донных отложениях (Бк/кг) в различные периоды исследований (годы)

Среда	Радионуклид	Белоярское водохранилище			Обь, ХМАО	Обь, ЯНАО
		1977–1989	2011–2014	2016–2019		
Вода	^{90}Sr	61±22	17±5	16±3	45±8	11,2±1,3
	^{137}Cs	310±60	12±4	9±2	3,26±0,76	7,8±1,5
Донные отложения	^{90}Sr	22,4±6	36±8	21±6	8,04±2,15	13,7±1,6
	^{137}Cs	1490±165	127±17	30±7	0,98±0,39	4,7±1,4

ном, зоо- и нектобентосом, водорослями, тело короткое, сжатое с боков;

– лещ *Abramis brama* (L., 1758), возраст 3–5 лет, придонный образ жизни, питается зообентосом, сравнительно крупная рыба с высоким телом, сжатым с боков;

– налим *Lota lota* (L., 1758), возраст 3–5 лет, придонный образ жизни, питается рыбой и мелкими беспозвоночными, тело удлинённо-округлое в передней части;

– окунь речной *Perca fluviatilis* (L., 1758), возраст 2–3 года, питается рыбой, беспозвоночными, тело сжато с боков;

– пелядь (сырок) *Coregonus peled* (Gmelin, 1789), возраст 2–3 года, питается зоо- и нектобентосом, зоо- и фитопланктоном, тело высокое, сжато с боков, полупроходная рыба;

– сиг обыкновенный (пыжьян) *Coregonus lavaretus* (L., 1758), возраст 4–6 лет, питается бентосом и нектобентосом, тело удлинённое, уплощённое с боков, полупроходная рыба;

– плотва *Rutilus rutilus* (L., 1758), возраст 3–5 лет, питается зоопланктоном, зообентосом, водорослями и гидрофитами, тело несколько сжато с боков;

– ряпушка сибирская *Coregonus sardinella*

Таблица 3

Содержание радионуклидов в рыбе (Бк/кг) в различные периоды исследований (годы)

Вид	Белоярское водохранилище						Обь, ХМАО		Обь, ЯНАО	
	1977–1989		2011–2014		2016–2019		2004–2010		2014–2017	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Карась	–	–	–	–	–	–	5,9±2,2	6,9±2,4	1,5±0,2	1,1±0,3
Лещ	50±18	3,7±2,1	2,6±1,2	3±2	1,5±0,6	9±3,5	0,6±0,3	13,6±4,1	–	–
Налим	–	–	–	–	–	–	0,4±0,2	4,7±1,8	–	–
Окунь	–	–	4,1±2,1	2,6±1,5	2,4±1,1	3,1±1,4	1,8±1,3	25±7	2,7±0,5	5,4±0,7
Пелядь	–	–	–	–	–	–	0,3±0,2	2,5±1,1	2,3±0,6	11±4
Плотва	155±65	4,5±1,4	3±1	3,4±1,2	1,7±0,5	7,5±2,8	0,3±0,2	3,8±1,8	1,4±0,3	3,3±0,3
Пыжьян	–	–	–	–	–	–	–	–	0,9±0,4	9±6
Ряпушка	–	–	–	–	–	–	–	–	0,6±0,1	2,4±0,6
Щокур	–	–	–	–	–	–	–	–	1,1±0,1	3,4±0,7
Щука	133±45	2,1±0,8	4,7±1,9	25±8	0,8±0,4	25,1±9	1,6±0,7	3±1	2,4±0,5	7,3±1,5
Язь	–	–	–	–	–	–	0,4±0,2	8,1±3,3	1,8±0,5	5,5±1,5

Таблица 4

Мощность доз облучения и критерии формирования общей дозы у основных видов рыбы р. Оби в границах ХМАО (2004–2010 гг.)

Вид	Общая доза, нГр/сут	Отношение внутренней дозы к общей дозе, %	Доля ¹³⁷ Cs в формировании суммарной дозы облучения, %
Карась	130±35	96	18
Лещ	336±164	99	1
Налим	64±15	96	6
Окунь	525±202	100	2
Плотва	90±16	95	4
Щука	81±18	98	12
Язь	188±63	98	2

(Valenciennes, 1848), возраст от 4 до 6 лет, питается преимущественно зоопланктоном, тело вытянутое, сельдеобразное;

– чир (щокур) *Coregonus nasus* (Pallas, 1776), возраст 5–7 лет, типичный бентофаг, тело высокое, уплощённое с боков, полупроходная рыба;

– щука обыкновенная *Esox lucius* (L., 1758), возраст 3–6 лет, питается рыбой, тело удлинённое, торпедообразное, несколько сжатое с боков;

– язь *Leuciscus idus* (L., 1758), возраст 5–7 лет, питается зообентосом, тело умеренно удлинённое, овальное.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обь-Иртышская речная система

В табл. 4 представлены расчётные данные мощности доз облучения для основных видов рыб, отловленных в р. Оби на территории ХМАО. Также показаны основные критерии формирования общей дозы облучения в виде процентного соотношения внутренней и внешней дозы и вклад ¹³⁷Cs в формирование суммарной дозы облучения. Следует отметить, что полученные значения суммарной мощно-

сти доз облучения от ^{90}Sr и ^{137}Cs у всех исследуемых видов рыб Оби на территории ХМАО существенно ниже безопасного уровня, равного 1 мГр/сут [10].

Общая дозовая нагрузка на рыб р. Оби в значительной степени была сформирована за счёт внутреннего облучения, а основным дозобразующим элементом являлся ^{90}Sr .

Доля внутреннего облучения в общей дозе у разных видов рыб составила от 95 % у карася до 100 % у окуня. Доля вклада ^{137}Cs в общую дозу облучения была не велика и составляла от 18 % у карася и еще ниже у всех остальных видов рыб.

В табл. 5 представлены аналогичные данные, только уже для участка р. Оби, расположенного в границах ЯНАО. Перечень основных видов рыб дополнен характерными видами, обитающими в нижней Оби (пелядь, пыжьян, ряпушка, щокур).

Как и в предыдущем случае, значения мощности доз облучения у всех видов исследуемых рыб существенно ниже безопасных уровней – 1 мГр/сут [10].

В количественном отношении показатели мощности доз облучения у аналогичных видов рыб в р. Оби на территориях ХМАО и ЯНАО отличаются несущественно, все величины примерно одного порядка. Исключением может быть уровень дозовой нагрузки у окуня. Так, если для окуня из Оби на территории ХМАО уровень дозы был равен 525 нГр/сут, то для окуня в границах ЯНАО – 93 нГр/сут. Доля внутренней дозы облучения в суммарной дозе у

рыб р. Оби в границах ХМАО также преобладала над внешней и составила для разных видов рыб от 64 до 98 %. Более высокие показатели дозы от внутреннего облучения были отмечены у щуки – 98 %, у пеляди – 96 %, у окуня – 95 %. Доля ^{137}Cs в формировании суммарной дозы облучения у ихтиофауны р. Оби на участке в ЯНАО составляла от 7 до 30 %.

**Белоярское водохранилище –
водоём-охладитель БАЭС**

В табл. 6. представлены суммарные мощности доз облучения у основных видов рыб, обитающих в Белоярском водохранилище. Изменения дозовых нагрузок на ихтиофауну водоёма-охладителя совпадают с периодами работы реакторов разных типов на Белоярской АЭС. Период 1977–1989 гг. совпадает с работой двух первых энергоблоков с тепловыми реакторами АМБ-100 и АМБ-200. В 2011–2014 гг. функционировал только один энергоблок с реактором БН-600. В 2016 г. был введён в эксплуатацию энергоблок с реактором БН-800 и до настоящего времени работают два энергоблока с реакторами на быстрых нейтронах БН-600 и БН-800.

Наибольшие дозы облучения рыб водоёма-охладителя БАЭС отмечали в 1977–1989 гг. при работе первых двух энергоблоков с тепловыми реакторами АМБ-100 и АМБ-200. Мощность дозы облучения варьировала в интервале от 1000 нГр/сут у щуки до 3822 нГр/сут у леща. При этом даже максимальные дозы облучения

Таблица 5
Мощность доз облучения и критерии формирования общей дозы у основных видов рыбы нижней Оби в границах ЯНАО (2014–2017 гг.)

Вид	Общая доза, нГр/сут	Отношение внутренней дозы к общей дозе, %	Доля ^{137}Cs в формировании суммарной дозы облучения, %
Окунь	93±11	95	15
Пелядь	171±57	96	7
Плотва	63±5	86	20
Пыжьян	136±77	90	10
Ряпушка	57±6	64	30
Щокур	66±9	86	21
Щука	124±25	98	11
Язь	99±23	88	19

в этот период не превышали рекомендуемый Международной комиссией по радиологической защите безопасных уровней – 1 мГр/сут [10].

После вывода из эксплуатации первых двух энергоблоков с реакторами АМБ-100 и АМБ-200 отмечено существенное снижение дозовых нагрузок на ихтиофауну. В период с 2011–2014 гг. дозовые нагрузки по сравнению с первым этапом снизились у плотвы в 11,2 раза, у леща – в 10,4 раза, у щуки в – 2,3 раза.

Ввод в эксплуатацию энергоблока с реактором БН-800 не оказал отрицательного влияния на радиоэкологическую ситуацию на Белоярском водохранилище, дозовые нагрузки на ихтиофауну водоёма продолжали снижаться. В 2016–2019 гг. наиболее значимое снижение отмечено у свободноживущего карпа – в 3,8 раза, леща – в 1,7 раза, плотвы – в 1,5 раза. У остальных видов также было отмечено снижение уровня дозовых нагрузок: у окуня – на 29,2 %, у щуки – на 9,2 %.

По мере очищения водоёма-охладителя – снижения содержания техногенных радионуклидов во всех компонентах водоёма, произошло смещение дозовых нагрузок с рыб эврифагов (плотва, лещ) на ихтиофагов (окунь, щука). Формирование дозовых нагрузок у рыб эврифагов ("мирные виды") в большей степени зависит от внешней среды, в первую очередь – от донных отложений. Ихтиофаги (хищные виды) являются конечным звеном трофической цепи в пресноводной экосистеме, источником поступления радионуклидов в организм являются ткани других рыб, входящих в их рацион. Поэтому формирование дозовой нагрузки ихтиофагов происходит в основном за счёт внутренней дозы (табл. 7). Доза внутреннего облучения у щуки составила 98 % от общей дозы, у окуня – 94 %.

На первом этапе (1977–1989 гг.) общая доза облучения всех представленных видов рыб была сформирована в основном за счёт ^{137}Cs (табл. 8). На долю ^{90}Sr в общей дозе приходилось не более 2–3 %. По мере снижения поступления ^{137}Cs в водоём-охладитель его вклад в формирование дозы облучения значительно уменьшился, преобладающим элементом в общей мощности дозы становится ^{90}Sr . Особенно наглядно это прослеживается у рыб ихтиофа-

Таблица 6

Суммарная мощность дозы облучения основных видов рыб водоёма-охладителя на разных этапах работы Белоярской АЭС, нГр/сут

Вид	Период, годы		
	1977–1989	2011–2014	2016–2019
Плотва	2743±1146	245±52	160±48
Лещ	3822±1456	367±61	215±64
Окунь	–	89±17	63±20
Щука	1000±260	423±112	384±88

Таблица 7

Отношение внутренней дозы к общей дозе облучения ихтиофауны водоёма-охладителя БАЭС, %

Вид	Период, годы		
	1977–1989	2011–2014	2016–2019
Плотва	24	24	79
Лещ	7	15	64
Окунь	–	59	94
Щука	61	92	98

Таблица 8

Доля ^{137}Cs в формировании суммарной дозы облучения ихтиофауны водоёма-охладителя БАЭС, %

Вид	Период, годы		
	1977–1989	2011–2014	2016–2019
Плотва	97	77	30
Лещ	98	85	36
Окунь	–	57	14
Щука	97	13	3

гов. Так, доля ^{137}Cs в формировании суммарной дозы облучения у щуки снизилась с 97 до 3 %, у окуня – с 57 до 14 %.

Сравнительная оценка дозовых нагрузок на рыб в Обь-Иртышской речной системе и водоёме-охладителе Белоярской АЭС

Важным отличительным фактором при формировании дозовых нагрузок на ихтио-

фауну водоёма-охладителя является чётко выраженная стадийность, совпадающая по времени с работой энергоблоков с разными типами реакторов на Белоярской АЭС, чего не наблюдается в Обь-Иртышской речной системе. Радиоэкологические исследования Обской речной системы, включающие изучение ихтиофауны, проводились также на протяжении достаточно большого промежутка времени: в границах ХМАО – в период 2004–2010 гг., на территории ЯНАО – в период 2014–2017 гг. При этом был получен существенный массив данных для расчёта дозовых нагрузок на ихтиофауну. Полученные результаты имели определённые колебания, но связать их с временными отрезками, как на Белоярском водохранилище, не представляется возможным. Большинство полученных значений дозовых нагрузок, даже на разных участках р. Оби, были сопоставимы между собой и не зависели от времени исследования.

Обращает на себя внимание существенная разница в уровне значений суммарной дозы облучения ихтиофауны в Белоярском водохранилище на начальных этапах исследований по сравнению с аналогичными данными в р. Оби. Суммарная мощность дозы облучения в водоёме-охладителе в период 1977–1989 гг.

на порядок величины была выше, чем наши первые результаты по Обской системе в период 2004–2011 гг. Значения мощности дозы в двух водных экосистемах полностью выровнялись и стали сопоставимы между собой только к третьему этапу исследований водоёма-охладителя, охватывающему период 2016–2019 гг. (рис. 1).

Также отмечено, что основным дозообразующим элементом для ихтиофауны Обской речной системы за весь период исследований являлся ^{90}Sr . В Белоярском водохранилище на первых этапах исследований на долю ^{90}Sr приходилось всего лишь 2-3 % от суммарной дозы облучения, а основным дозообразующим элементом тогда был ^{137}Cs . До 93 % общей дозовой нагрузки некоторые виды рыб водоёма-охладителя получали за счёт внешней дозы от воды и донных отложений. Столь значительная разница по уровню влияния на ихтиофауну водоёма ^{137}Cs и ^{90}Sr объясняется тем, что последний практически не сбрасывался в водоём-охладитель с атомной станции, а имел в основном глобальное происхождение. Напротив, ^{137}Cs мог поступать в водоём-охладитель по трём открывающимся техническим каналам: промливневому, сбросному и обводному. Ситуация стала меняться после остановки и вывода из эксплуатации двух первых энергоблоков с тепловыми

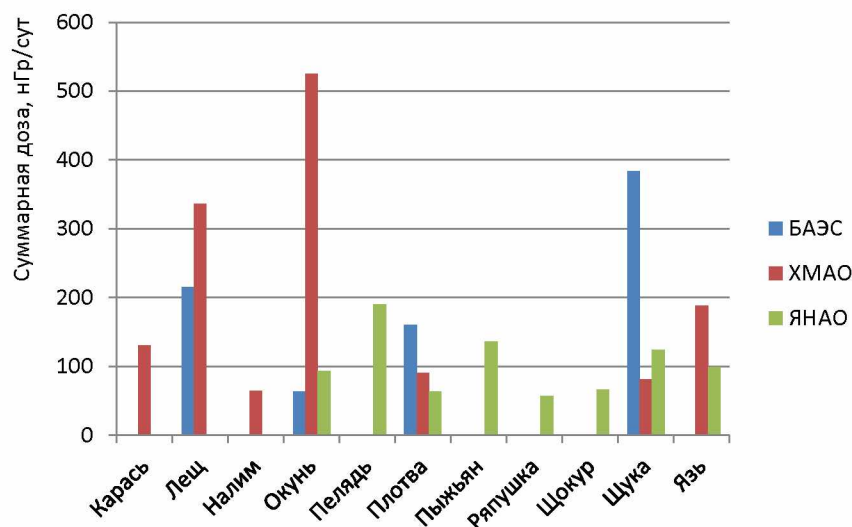


Рис. 1. Суммарная мощность дозы облучения основных видов рыб в р. Оби и Белоярском водохранилище

реакторами АМБ-100 и АМБ-200. Содержание ^{137}Cs во всех компонентах водоёма-охладителя постепенно снизилось до уровня глобальных выпадений, после чего, как и в Обь-Иртышской речной системе, ведущую роль в формировании дозы облучения ихтиофауны стал играть ^{90}Sr и в первую очередь у хищных видов рыб: у щуки и окуня (рис. 2). Достаточной стабильная и ведущая роль ^{90}Sr в формировании дозовых нагрузок на ихтиофауну р. Оби могла быть обусловлена также и внешними факторами. В формировании мощности дозы облучения ихтиофауны р. Оби, кроме глобальных выпадений ^{90}Sr , с большой долей вероятности мог участвовать ^{90}Sr , поступивший в речную систему в результате сбросов с ПО "Маяк", а также с ранее загрязнённых территорий. Известно, что ^{137}Cs и ^{90}Sr в пресноводных экосистемах обладают разными миграционными характеристиками. В отличие от ^{90}Sr , ^{137}Cs легко сорбируется и удерживается донными отложениями и пойменными почвами. Высокая миграционная подвижность ^{90}Sr в речных системах обеспечивается его хорошей растворимостью в воде и слабым удержанием донными отложениями и пойменными почвами, что обеспечивает его динамическое равновесие в воде путём постоянного обмена между водной средой и естественным депо в поймен-

ных почвах и донных отложениях на всём протяжении речной системы. Подобный эффект был ранее нами показан на примере участка нижней Оби в границах ЯНАО, общей протяжённостью около 431 км, включая 171 км выше по течению от г. Лабитнанги и 260 км ниже по течению [11]. Проведённые исследования показали, что характер распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs на обследованном участке существенно различался. Удельная активность ^{90}Sr в воде носила постоянный горизонтальный тренд вдоль течения реки на уровне $0,015 \pm 0,005$ Бк/л. Это подтверждает, что почти весь радиоактивный стронций, поступающий по Оби, находился в установившемся динамическом равновесии с запасами в пойме, транзитом проходил весь протяжённый участок нижней Оби и практически без потерь переносился в Обскую Губу. Объёмная активность ^{137}Cs , напротив, монотонно уменьшалась на всём протяжении исследованного участка, снижаясь в 12 раз. Аналогичные результаты, подтверждающие возможность миграции ^{90}Sr с водой по р. Оби на большие расстояния, были получены на протяжённом участке реки между ХМАО и ЯНАО [2]. Так, средний годовой сток в створе, расположенном в 65 км ниже слияния Иртыша с Обью, составил по ^{90}Sr $5,09 \cdot 10^{12}$ Бк, а в створе, расположенном в 10 км

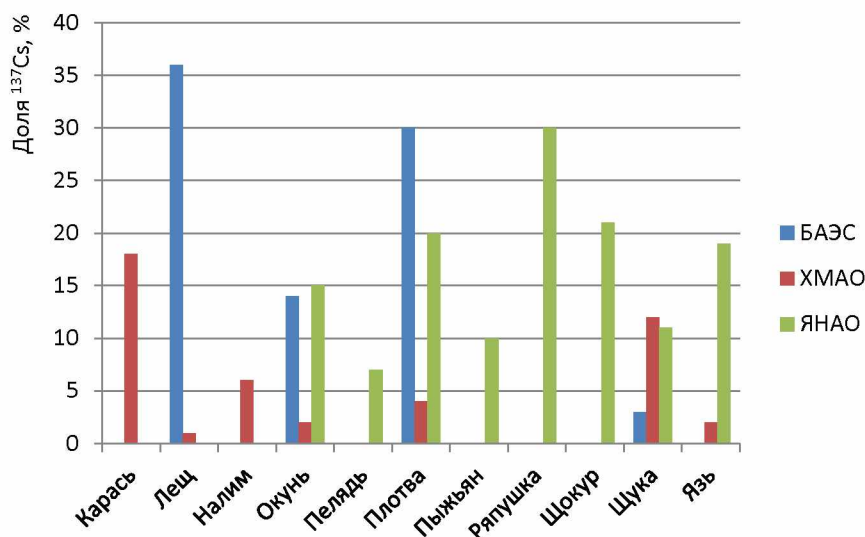


Рис. 2. Доля ^{137}Cs в формировании суммарной дозы облучения в р. Оби и Белоярском водохранилище, %

выше г. Лабитнанги, годовой сток был равен $5,0 \cdot 10^{12}$ Бк, то есть какое количество ^{90}Sr в течение года выносилось из ХМАО – практически столько же поступало на территорию ЯНАО.

Попадая с кормом и водой в организм рыб, ^{90}Sr аккумулируется в костной ткани, замещая кальций, надолго обеспечивая внутреннюю дозу облучения. Данная закономерность свойственна как для рыб водоёма-охладителя, так и для ихтиофауны реки Оби (рис. 3). Особенно это наглядно проявляется на примере хищных рыб (окунь, щука) у которых доля внутреннего облучения может достигать до 98–100 %. Поскольку хищные рыбы являются конечным звеном трофической цепи в пресноводной экосистеме, источником поступления радионуклидов в организм для них являются ткани других рыб, входящих в их рацион питания.

ВЫВОДЫ

1. Выполнен сравнительный анализ формирования дозовых нагрузок на ихтиофауну в р. Оби и Белоярском водохранилище – водоёме-охладителе Белоярской АЭС. Результаты радиоэкологического мониторинга Обь-Иртышской речной системы охватывают период 2004–2017 гг., Белоярского водохранилища – с 1977

по 2019 гг. Значения мощности доз облучения у всех исследованных видов рыб были ниже безопасного уровня – 1 мГр/сут.

2. Отличительной особенностью при формировании дозовых нагрузок на ихтиофауну Белоярского водохранилища является зависимость от типов реакторов, функционирующих в данный период на Белоярской АЭС. Более высокие дозовые нагрузки были отмечены в период работы первых двух энергоблоков с реакторами АМБ-100 и АМБ-200, причём за счёт внешнего облучения от ^{137}Cs . Минимальный уровень дозовых нагрузок наблюдается в настоящее время при работе энергоблоков с реакторами на быстрых нейтронах БН-600 и БН-800.

3. По мере очищения Белоярского водохранилища и снижения содержания техногенных радионуклидов во всех компонентах водоёма одновременно наблюдается уменьшение дозовых нагрузок на все виды рыб. В настоящее время в водоёме-охладителе действуют естественные процессы самоочищения, направленные на установление равновесия в распределении радионуклидов между компонентами экосистемы Белоярского водохранилища.

4. Дозовые нагрузки на ихтиофауну в р. Оби в границах ХМАО (2004–2010 гг.) и ЯНАО (2014–2017 гг.) носили более стабиль-

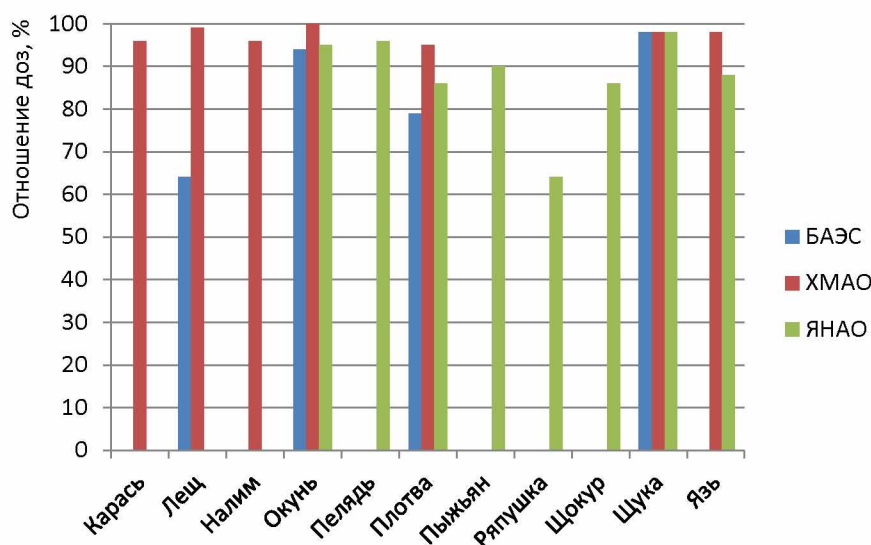


Рис. 3. Отношение внутренней дозы к общей дозе облучения в р. Обь и Белоярском водохранилище, %

ный характер на протяжении всего периода исследований и были обусловлены в основном ^{90}Sr , аккумулированным в организме рыб.

5. По мере увеличения роли ^{90}Sr в формировании мощности общей дозы облучения, начинает преобладать значение дозы от внутреннего облучения. Попадая в организм рыб, ^{90}Sr аккумулируется в костной ткани, замещая кальций, надолго обеспечивая внутреннюю дозу облучения. Особенно это проявляется у хищных видов за счёт поступления ^{90}Sr из тканей поедаемых ими рыб. Доля внутреннего облучения у таких видов, как окунь и щука может доходить до 98–100 %.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУ Института экологии растений и животных УрО РАН, тема № 122021000077-6.

ЛИТЕРАТУРА

1. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности ПО "Маяк" Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением президиума АН СССР № 1140-501 от 12.06.1990 г.
2. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем. – Т. 1. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2014. – 496 с.
3. Заключение комиссии под председательством вице-президента АН СССР О.М. Нефедова, организованной распоряжением Президента СССР № РП-1283 от 3 января 1991 г., по экологической и радиоэкологической обстановке в Челябинской области".
4. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М.: ИздАТ, 2010. – 496 с.
5. Ленченко В.Г., Сажина Л.А., Шилкова Е.В. Материалы XIII научн. сессии Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии. – Свердловск, 1964. – С. 102–106.
6. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем. – Т. 2. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2016. – 480 с.
7. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем. – Т. 3. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2018. – 304 с.
8. Brown J.E., Alfonso B., Avila R. et al. The ERICA tool // J. Environment. Radioactivity. – 2008. – V. 99 (9). – P. 1371–1383.
9. Brown J., Alfonso B., Avila R. et al. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals // J. Environment. Radioactivity. – 2016. – V. 153. – P. 141–149.
10. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants // ICRP Publication 108. – Ann, ICRP, 2008. – V. 38. – No. 4-6. – 242 p.
11. Трапезников А.В., Николкин В.Н., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н. Распределение радионуклидов в воде, донных отложениях и пойменных почвах нижней Оби в границах Ямало-Ненецкого автономного округа // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2018. – Т. 58. – № 4. – С. 406–414.