

АННОТАЦИИ

УДК 502.5:631.438

Бондарь Ю.И., Кудан П.М. **Научно-исследовательская деятельность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 3-18.**

Представлен анализ научно-практической деятельности Полесского государственного радиационно-экологического заповедника за период с 2006 по 2012 годы. Показана структура научно-исследовательских работ ПГРЭС и дана правовая основа, регулирующая деятельность заповедника. Даны основные результаты исследований по радиационно-экологическому мониторингу, биологическому разнообразию флоры и фауны, представлено и обосновано современное зонирование белорусского сектора зон отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС, раскрыты основные направления практической деятельности научных подразделений. Даны основные направления договорной и международной научной деятельности заповедника, рассмотрены перспективные направления дальнейшего международного сотрудничества.

Ил. 1. Библиогр. – 4 назв.

УДК 502.4.539.1.047

Марченко Ю.Д., Калиниченко С.А., Ненашев Р.А., Бондарь Ю.И. **Радиационно-экологические исследования на станции наблюдения «Масаны» // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 19-26.**

В работе показаны принципы организации радиационно-экологического мониторинга, приведены направления исследований и даны краткие результаты, полученные в текущем пятилетии.

Библиогр. – 7 назв.

УДК 551.583

Марченко Ю.Д. **Погодно-климатические условия в ближней зоне Чернобыльской АЭС // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 26-36.**

Исследования позволили определить ряд погодно-климатических характеристик и параметров периода 1997-2012 годов. На основании анализа данных наблюдений, изучен характерный для территории ближней зоны Чернобыльской АЭС (территория эвакуации) режим погоды в многолетнем разрезе, оценена его пространственно-временная изменчивость за период

инструментальных наблюдений. Выделены свойственные особенности, связанные с сильным влиянием местных факторов, в том числе и от физико-географических условий местности.

Табл. 1. Ил. 7. Библиогр. – 12 назв.

УДК 502.4.539.1.047

Калиниченко С.А., Марченко Ю.Д., Борисенко В.Л. **Флуктуация мощности дозы гамма-излучения в зависимости от некоторых погодноклиматических параметров в зоне отчуждения ЧАЭС** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 37-42.

Исследуется влияние различные абиотических факторов на величину мощности дозы γ -излучения на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Наряду с известными факторами среды установлена зависимость величин мощности дозы γ -излучения от испаряемости и коэффициента увлажнения.

Ил. 1. Библиогр. – 5 назв.

УДК 574.4:539.163:51-76

Калиниченко С.А., Ненашев Р.А., Смяткина С.В. **Параметры латерального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве залежи на территории зоны отчуждения ЧАЭС** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 42-50.

В работе приведены результаты исследований закономерностей пространственного распределения радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am) в почве бывшего сельхозугодия (залежи) на территории зоны отчуждения ЧАЭС. Установлены коэффициенты вариации для ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am .

Ил. 1. Библиогр. – 5 назв.

УДК 632.118.3:631.438

Ненашев Р.А., Марченко Ю.Д., Калиниченко С.А., Бондарь Ю.И. **Особенности распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове после проведения дезактивационных мероприятий** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 50-56.

Изучены особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове трех участков, расположенных в ближней зоне аварии на ЧАЭС, и подвергнутых различным способам дезактивации. Установлено, что через 12 лет после проведения дезактивационных мероприятий вертикальное распределение ^{137}Cs в почве участков, где проводилась простая и тройная

перекопка, сохраняет более-менее равномерный характер в 20 см слое почвы. Однако при этом основная доля ^{90}Sr содержится в верхнем 5 см слое почвы, что указывает на вторичное загрязнение верхних слоев почвы в результате выноса ^{90}Sr на поверхность почвы растениями. Сравнение величин коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в злаковое разнотравье показало, что через 12 лет после дезактивации переход ^{137}Cs в растения заметно снизился, однако отмечено увеличение накопления ^{90}Sr растениями.

Табл. 3. Ил. 2. Библиогр. – 2 назв.

УДК 574:550.42:539.16

Ненашев Р.А., Калиниченко С.А. **Особенности накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am донными отложениями водоемов зоны отчуждения** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 57-64.

Изучены особенности накопления радионуклидов донными отложениями водоемами различного типа и происхождения на территории зоны отчуждения. Установлено, что содержание радионуклидов в донных отложениях хорошо коррелирует с их содержанием в почвах водосбора. Выявлена положительная связь между содержанием органического вещества в донных отложениях и их степенью радиоактивного загрязнения.

Табл. 3. Ил. 2. Библиогр. – 11 назв.

УДК 577.391:517.4; 615.9:533.16

Калиниченко С.А. **Закономерности накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr высшими гидрофитами различных водоемов белорусского сектора ближней зоны ЧАЭС** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 65-77.

В работе представлены многолетние исследования закономерностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими водными растениями на территории ближней зоны аварии на ЧАЭС. Были установлены особенности поведения радионуклидов в водоемах зоны отчуждения, проанализированы уровни содержания радионуклидов в высшей водной растительности, установлены коэффициенты концентрирования и дискриминации, рассмотрены процессы сезонной динамики в зависимости от типа водоема. В процессе экспериментов выделены виды концентраторы радиоактивных веществ и антагонисты.

Табл. 2. Ил. 7. Библиогр. – 11 назв.

УДК 574.63:592.2/5

Ненашев Н.А., Калиниченко С.А., Чудинов А.Н., Гулаков А.В. **Накопление ^{137}Cs ихтиофауной различных водоемов ПГРЭЗ** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию

Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 77-87.

Проведена оценка накопления ^{137}Cs в мышечной ткани 10 видов рыб, обитающих в типичных водоемах ближней зоны аварии на ЧАЭС. Установлено, что для видов рыб, обитающих в малопроточных и непроточных водоемах ПГРЭЗ характерны максимальные концентрации ^{137}Cs в мышцах, затем по мере убывания содержания радионуклида в организме рыб следуют водоемы поймы р. Припять, имеющие соединение с рекой. Наименее загрязнена рыба, обитающая в русловой зоне р. Припять. Наиболее высоким уровнем накопления ^{137}Cs в мышцах обладают хищные виды рыб и виды со смешанным типом питания. Менее всего загрязнены представители видов-бентофагов. Установлены коэффициенты биологического накопления ^{137}Cs организмом исследуемых видов рыб. На основе данных по многолетней динамике концентрации ^{137}Cs в воде и организме рыб предложена экспоненциальная модель, описывающая темпы снижения содержания ^{137}Cs в мышечной ткани.

Табл. 2. Ил. 5. Библиогр. – 9 назв.

УДК 577.391

Бондарь Ю.И., Никитин А.Н., Шамаль Н.В., Клементьева Е.А., Король Р.А., Симончик Ю.К., Зубарева А.В., Шуранкова О.А. **Особенности поверхностного загрязнения растений трансурановыми элементами через 25 лет после катастрофы на Чернобыльской АЭС // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 87-93.**

Выполнен анализ вклада поверхностного накопления радионуклидов в общее загрязнение трансурановыми элементами надземных частей растений в условиях Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Показано, что вклад адсорбированных на поверхности надземных частей растений ТУЭ в общее загрязнение составляет 9-13% для изотопов плутония и 21-25% для америция-241.

Табл. 2. Ил. 1. Библиогр. – 18 назв.

УДК 544.58:504.064.2

Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н., Садчиков В.И. **Оценка степени разрушения частиц ядерного топлива, выпавших на территорию ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 94-101.**

Дана количественная оценка степени разрушения топливных частиц, выпавших на территории ПГРЭЗ (пробы почвы и донных отложений).

Установлено, что от 6 до 40 % Pu находится в матрице топливных частиц. С использованием однофакторного дисперсионного анализа показано, что различие экспериментальных данных, характеризующих каждую площадку пробоотбора, обусловлено погрешностями используемого метода анализа и различиями состава анализируемых аликвот почвенной пробы, то есть отсутствует существенная разница между величинами, характеризующими степень разрушения топливных частиц в различных районах пробоотбора.

Табл. 4. Ил. 2. Библиогр. – 16 назв.

УДК 658.518:539.16

Забродский В.Н. Содержание ^{90}Sr в топливной древесине, производимой в ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 101-108.

Изложены результаты анализа проб топливной древесины, отобранных на территории ПГРЭЗ в период с 2005 по 2012 гг. на содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr . Показано, что значения удельной активности ^{90}Sr , не контролируемого согласно белорусскому законодательству, существенно превосходят нормы содержания ^{90}Sr в топливной древесине, предусмотренные российским и украинским законодательствами. Сделан вывод, что отсутствие такого контроля способствует переносу ^{90}Sr из загрязненных территорий в чистые районы и может привести к неконтролируемому внутреннему облучению населения. Предложено количественное значение допустимого уровня содержания ^{90}Sr в древесном топливе, равное 110 Бк/кг.

Ил. 3. Библиогр. – 13 назв.

УДК 621.039.51:504.064:539.16

Садчиков В.И., Бондарь Ю.И., Забродский В.Н., Калинин В.Н. Изотопные соотношения радионуклидов чернобыльского происхождения в южной части белорусского сектора зоны отчуждения // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 108-115.

Рассчитаны средние значения отношений A_{γ} радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am к A_{γ} ^{154}Eu на 2010, 2013–2021 годы для ближней зоны ЧАЭС на территории ПГРЭЗ. Проведено сравнение полученных результатов с расчетными отношениями исследуемых радионуклидов в топливе реактора 4-го блока ЧАЭС. Определены неопределенности для полученных средних значений $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$, $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{238}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ и $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$.

Рассчитанные соотношения радионуклидов могут быть применимы для ближней зоны ЧАЭС на территории ПГРЭЗ.

Табл. 2. Ил. 1. Библиогр. – 13 назв.

УДК 630.1:539.163.

Матусов Г.Д., Роцин В.Е., Китиков В.И. **Оценка запасов и потоков радионуклидов в лесных экосистемах ПГРЭЗ** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 116-123.

Определены величины фитомассы различных органов древесной растительности в сосновых и берёзовых насаждениях мшистого и черничного типов и содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в них.

Установлено содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах исследуемых фитоценозов и потоки этих радионуклидов в растительность и из растительности в почву.

Табл. 5. Ил. 1. Библиогр. – 12 назв.

УДК 577.121

Матусов Г.Д., Кудряшов А.П. **Влияние факторов среды на распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в системе вода-водоросли и между компартментами растительной клетки** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 124-131.

Исследовалось поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в клетки междуузлий харовой водоросли *Nitella flexilis*. Показано, что процесс аккумуляции радионуклидов характеризовался большой длительностью – даже спустя 14-20 суток инкубации равновесия не достигалось. Было установлено, что за этот период как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr могут накапливаться в клетках водоросли в концентрациях, заметно превышающих их содержание в среде. При этом степень аккумуляции металлов зависела от ионного состава и рН среды и варьировала в значительных пределах. Определены параметры распределения радионуклидов между средой и водорослями, а также между компартментами клеток.

Ил. 4. Библиогр. – 2 назв.

УДК 630*181:632*118.3

Бондарь Ю.И., Матусов Г.Д., Булавик И.М., Роцин В.Е. **Особенности перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесину и кору сосновых и лиственных насаждений в северной и южной частях заповедника** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 132-138.

Изучались различия уровней накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной и корой сосны, берёзы и ольхи в южной и северной частях ПГРЭЗ, вследствие наличия топливных частиц в почве южной части заповедника. Проведен анализ коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесину и кору данных насаждений,

произрастающих в наиболее распространенных типах леса в южной и северной частях ПГРЭЗ. При сопоставлении коэффициентов перехода, различий между южной и северной частями территории ПГРЭЗ в интенсивности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной и корой сосны, берёзы и ольхи во всех типах леса не установлено.

Табл. 2. Библиогр. – 11 назв.

УДК 630.1:539.163

Воронецкая А.Н., Матусов Г.Д. **Накопление радионуклидов структурными компонентами лесных фитоценозов ПГРЭЗ** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 138-144.

Исследования закономерностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr древесными растениями позволили установить особенности поведения их в лесных экосистемах зоны отчуждения. Проанализированы уровни содержания радионуклидов в древесине, коре и корнях, рассчитаны коэффициенты перехода. Рассмотрены особенности аккумуляции радионуклидов в зависимости от плотности загрязнения почв, условий местопроизрастания и видовой принадлежности растений.

Табл. 2. Ил. 1. Библиогр. – 8 назв.

УДК 581.9 + 582.32

Маленок Л.В., Матусов Г.Д., Шамро А.В. **Новые виды сосудистых растений флоры Полесского государственного радиационно-экологического заповедника** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 144-155.

Представлены результаты флористических исследований, проводимых сотрудниками научного отдела экологии растительных комплексов Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в течение последнего десятилетия, по выявлению новых видов сосудистых растений и их местонахождений на территории ПГРЭЗ.

Библиогр. – 6 назв.

УДК 502/504 + 582.28.32

Маленок Л.В., Шамро А.В., Турчин Л.М. **Современный статус и распределение на территории ПГРЭЗ редких и находящихся под угрозой исчезновения растений и грибов, занесенных в Красную книгу Республики Беларусь** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 155-164.

Представлены результаты анализа и обобщения информации, касающейся распространения и местонахождения сосудистых растений и грибов, занесенных в Красную книгу Республики Беларусь, произрастающих на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Определена репрезентативность охраняемой флоры заповедника относительно общего числа охраняемых на территории Беларуси видов сосудистых растений и грибов. Показана роль заповедника в сохранении биоразнообразия флоры Белорусского Полесья.

Ил. 7. Библиогр. – 5 назв.

УДК 582:502.211(476-13-751.2)

Шамро А.В. **Гербарий Полесского государственного радиационно-экологического заповедника** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 164-167.

Представлена информация о создании гербарной коллекции ПГРЭЗ. Приведены данные о видовом составе гербария, его хранении и его значении для научных исследований.

Библиогр. – 7 назв.

УДК 581.9:004.6

Рощин В.Е. **Электронная версия гербария ПГРЭЗ** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 167-174.

Проанализированы варианты существующих информационных систем и баз данных по электронным гербариям России и Беларуси. Разработаны структура базы данных и создана информационная система поддержки ведения гербария применительно к Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику. Информационная система и база данных позволяет накапливать, хранить и оперативно обрабатывать и анализировать большие массивы гербарной информации по текущему состоянию фондовой коллекции гербария.

Ил. 6. Библиогр. – 7 назв.

УДК 581.9:582.28

Турчин Л.М., Шамро А.В. **Редкий для флоры Республики Беларусь вид гриба – фистулина печеночная или печеночница обыкновенная (*Fistulina hepatica* Fr)** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 175-176.

Приводится морфологическое описание, номенклатура, общее географическое распространение, характеризуется местообитание впервые выявленного для флоры Полесского государственного радиационно-экологического заповедника вида гриба – фистулина печеночная или печеночница обыкновенная (*Fistulina hepatica* Fr).

Ил. 2. Библиогр. – 2 назв.

УДК 630.1:539.163

Матусов Г.Д., Воронецкая А.Н., Китиков В.И. **Распределение радионуклидов в лесных биогеоценозах ПГРЭЗ** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 177-185.

Проведено изучение закономерностей распределения техногенных радионуклидов в компонентах лесных экосистем заповедника. Установлено распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных компонентах сосновых и березовых фитоценозов мшистых и черничных типов.

Табл. 2. Ил. 4. Библиогр. – 13 назв.

УДК 630*221

Кудин М.В. **Особенности естественного возобновления под пологом черноольховых древостоев белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 186-197.

В результате исследований установлено, что под пологом черноольшаников доминирующих типов леса белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС процесс естественного, смешанного, предварительного возобновления материнской породы протекает неодинаково.

Фитоценотическая устойчивость ольхи в местах ее произрастания определит сохранность основного яруса, а с увеличением обводненности и снижением проточности почв в нем обязательна незначительная примесь с составе березы. В крапивном типе леса наблюдается увеличение доли в основном ярусе клена. Оценка возобновления других пород не позволяет утверждать о серьезном их влиянии на состав будущего насаждения, что в перспективе приведет к сохранению площадей под ольхой черной.

Табл. 7. Ил. 4. Библиогр. – 39 назв.

УДК 630*43

Кудин М.В. **Лесные пожары и их особенности на территории белорусского и украинского секторов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-

экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 198-210.

Впервые дается сравнительная оценка масштабов возгораний лесных земель белорусского и украинского секторов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС за более чем двадцатилетний период, с учетом мер охраны лесного фонда. В результате обобщения данных установлено, что верховые пожары являются одним из главных факторов направленности сукцессионных процессов сосновой формации данной территории.

Табл. 2. Ил. 6. Библиогр. – 10 назв.

*УДК 630*2*

Коновалов С.В. **Состояние и динамика лесного фонда на территории заповедника** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 210-215.

Приведена оценка состояния и динамика лесного фонда за 10-летний ревизионный период на территории ПГРЭЗ. Приведена динамика преобладающих пород и возрастной структуры по состоянию на 2012 год.

Табл. 1. Ил. 3

*УДК 630*182*

Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Бондарь Ю.И., Матусов Г.Д., Понтус А.Р., Тяшкевич И.А. **Современная структура и прогноз динамики ландшафтов Полесского государственного радиационно-экологического заповедника с использованием разновременных аэрокосмических снимков и выборочных наземных данных** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 215-223.

В результате тематического дешифрирования современных и разновременных многозональных космических снимков высокого разрешения и аэроснимков с использованием ГИС-технологий была проанализирована динамика трансформации экосистем заповедника и разработан прогноз изменений до 2015 года.

На настоящий момент совершенно четко прослеживается тенденция сокращения залежей и постепенного замещения её кустарниковой и древесной растительностью. Ряд участков мелиорированных залежей, лесных экосистем испытывают негативное влияние подтопления с происходящими на них в последующем процессами заболачивания.

*УДК 630*237:630*945.4:630*116*

Матусов Г.Д., Булко Н.И., Машков И.А., Шабалева М.А. **Динамика процессов миграции и накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосновых насаждениях сопряженных**

ландшафтов зоны отчуждения ЧАЭС // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 224-234.

Исследования миграции и накоплений ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосновых насаждениях позволили установить особенности их поведения по отдельным элементам лесопокрытых сопредельных ландшафтов, проанализировать характер вертикальной миграции их в подстильно-почвенном комплексе, изменение уровней содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr и коэффициентов перехода в доминантные компоненты фитомассы сосны.

Табл. 6. Библиогр. – 5 назв.

УДК 591.151

Кучмель С.В., Юрченко И.С. **Полиморфизм краниологических признаков мышевидных грызунов ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития.** Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 235-245.

Рассмотрены вариации по 4 фенотипам перфоративных краниологических признаков у четырех видов грызунов рода Полевки серые, у рода Полевки лесные, двух видов – рода Мыши лесные и по одному виду – родов Мыши домовые и Мыши-малютки. У серых полевок дополнительно проанализированы вариации 25 фенотипов жевательной поверхности первого нижнего и третьего верхнего коренных зубов. По совокупности рассматриваемых фенотипов среди представленных родов грызунов среднее число морф у лесных мышей выше (среднее $\mu=2,0-2,3$), чем у серых и лесных полевок (1,5-2,0), мышей домовых (1,4) и малюток (1,2). Структура разнообразия у всех родов сходная: среднее $h=0,1-0,4$. Оценка степени реализации фенотипа не указывает на фенетическое своеобразие территориальных группировок мышевидных грызунов ПГРЭЗ. Каталог фенотипов перфоративных краниологических признаков грызунов семейства Мышиные дополнен неизвестными ранее для них вариациями.

Табл. 4. Библиогр. – 14 назв.

УДК 599.742.1

Кучмель С.В. **Морфо-физиологическая характеристика волка ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития.** Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 245-255.

Проанализированы экстерьерные, интерьерные и краниологические признаки трех возрастных групп волка, обитающего на территории ПГРЭЗ. Рассмотрены аномалии развития зубной системы. У обоих полов в двухлетнем

возрасте присутствуют морфологические признаки взрослых животных: не выявлено различий между переярками и взрослыми по массе и размерам тела, подавляющему большинству интерьерных и краниометрических признаков. Взрослые самцы по большинству морфологических признаков достоверно крупнее самок. Самки быстрее самцов достигают своих дефинитивных размеров. Установленные для территориальной группировки волков ПГРЭЗ абсолютные и относительные показатели морфологических признаков характерны для этого вида в Беларуси.

Табл. 3. Библиогр. – 28 назв.

УДК 599.723-19(476.2)

Дерябина Т.Г. **Лошадь Пржевальского (*Equus przewalskii* Poljakov): результаты наблюдений за инвазивным видом // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 255-261.**

Лошадь Пржевальского – новый инвазивный вид для территории Беларуси. Приводятся первые результаты мониторинговых наблюдений за начальным этапом освоения лошадью Пржевальского территории ПГРЭЗ: численность особей, приплода, район обитания, пастбищные участки, основные корма в условиях ПГРЭЗ.

Ил. 7. Библиогр. – 10 назв.

УДК 599.742.4:591.521

Дерябина Т.Г. **Поселения европейского барсука (*Meles meles* L.): размерная характеристика, плотность размещения, заселенность выводками, использование норными хищниками // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 261-280.**

На участке площадью 88,1 тыс. га в условиях белорусской зоны отчуждения Чернобыльской АЭС в 2006-2012 гг. проводился поиск и изучение выявленных нор барсука: их размерная характеристика, функциональное назначение, биотопическое распределение, заселенность выводками, использование другими животными. Выделены крупные (более 10 входов), средние (3-10 входов) и мелкие (1-2 входа) поселения. Доля крупных поселений составила 7,3 % от общего числа нор. В лесных угодьях располагалось 70,6 % основных нор, 29,4 % – в бывших населенных пунктах. Заселенность их выводками в среднем составила 38,9 %. Плотность размещения основных нор низкая – 0,23 /1000 га общей площади. Более половины барсучьих нор (55,6 %) имели признаки использования их енотовидной собакой и только 8,3 % нор – лисицей.

Табл. 5. Ил. 11. Библиогр. – 38 назв.

УДК 598.2+581

Юрко В.В. **Редкие виды птиц Беларуси в ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 280-300.**

Проведенные исследования на территории ПГРЭЗ позволили определить видовой состав редких птиц Беларуси, установить их статус и численность местных популяций, проследить за фенологией прилета и гнездования. Представлены полученные в последние пять лет новые сведения, по 43 видам птиц, зарегистрированных ранее, а также по 8 видам, впервые обнаруженных на территории ПГРЭЗ.

Табл. 2. Ил. 9. Библиогр. – 19 назв.

УДК 598.2+539

Юрко В.В. **Особенности накопления ^{137}Cs в мышцах птиц ПГРЭЗ // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 300-305.**

Прослежена динамика содержания ^{137}Cs в мышечных тканях трех видов птиц (кряква, тетерев, вальдшнеп) изъятых на территории ПГРЭЗ. Установлена зависимость уровней накопления от степени оседлости птиц и их трофики.

Ил. 6. Библиогр. – 2 назв.

УДК 576.895.1.599.6/.73.74

Пенькевич В.А. **Эколого-паразитологический анализ диких млекопитающих животных ближней зоны ЧАЭС (2005-2012 гг.) // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 305-324.**

Исследования показали, что паразиты широко распространены у диких млекопитающих животных заповедника, и обитают почти во многих органах и тканях организма диких млекопитающих.

Гельминтологически обследовано 10 зубров, 17 лосей, 78 косуль, 152 кабанов, 29 волков, 181 енотовидных собак, 14 лисиц, 7 бобров, 1 барсука, 211 насекомых и 764 мышевидных грызунов.

Обнаружено видов гельминтов: у зубра – 18, у лося – 16, у косули – 21, у благородного оленя 11, у кабана – 16, у волка – 24, у лисицы – 13, у енотовидной собаки – 13, у рыси – 7, у барсука – 10, у бобра – 2 вида. Экстенсивность инвазии гельминтами: у зубра – 72,2 %, у лося – 74,7 %, у косули – 97,4 %, благородного оленя – 77,1 %, у кабана – 91,3-97,7 %, у волка, лисицы, енотовидной собаки и барсука – 89-100 %, у бобра – 89,8 %.

Ил. 16. Библиогр. – 84 назв.

УДК 576.895.122.599.74

Пенькевич В.А. **Трематоды диких хищников и бобра в зоне отчуждения** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 324-332.

Исследования показали, что трематоды широко распространены у диких хищных животных заповедника и бобра. У них обнаружено 7 видов: *Alaria alata*, *Opisthorchis felineus*, *Pseudomphistomum truncatum*, *Metagonimus yokagawai*, *Euparyphium melis*, *Dicrocoelium lanceatum*, *Stichorchis subtriquetrus*. Из шести видов трематод, обнаруженных у диких хищников, три вида (*Alaria alata*, *Metagonimus yokagawai*, *Euparyphium melis*) обитают в кишечнике, и три вида (*Opisthorchis felineus*, *Pseudomphistomum truncatum*, *Dicrocoelium lanceatum*) – в печени. У бобра в кишечнике обитает один вид трематод *Stichorchis subtriquetrus*.

Развитию трематод в заповеднике способствует климат: умеренно-теплый, с относительно мягкой зимой и теплым летом и изобилие рек, речушек, ручьев и каналов. А также обилием промежуточных хозяев трематод – пресноводных моллюсков, амфибий и насекомых, и довольно высокая численность хищников и бобра.

Ил. 7, Библиогр. – 24 назв.

УДК 592: 574.4

Юрченко И.С., Кураченко И.В. **Оценка зараженности *Bithynia leachi* трематодами *Opisthorchis felineus*** // Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013. С. 332-336.

В течение 2010-2012 года было исследовано 1272 экземпляра моллюска *Bithynia leachi*. Партенитами *Opisthorchis felineus* оказались заражены 47 % исследованных особей при экстенсивности инвазии по местам отбора от 34 % до 69 %. Полученные данные позволяют сделать вывод о неблагоприятном эпидемиологическом состоянии обследованных водоемов в отношении описторхоза. Индикатором неблагоприятия служат показатели зараженности моллюска *Bithynia leachi* личинками кошачьей двуустки, являющегося источником инвазии во всех пунктах исследования.

Табл. 1. Ил. 1. Библиогр. – 9 назв.

СОДЕРЖАНИЕ

Бондарь Ю.И., Кудан П.М. НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА.....	3
<i>РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ, ПРОЦЕССЫ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ РАЗЛИЧНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС</i>	19
Марченко Ю.Д., Калиниченко С.А., Ненашев Р.А., Бондарь Ю.И. РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА СТАНЦИИ НАБЛЮДЕНИЯ «МАСАНЫ»	19
Марченко Ю.Д. ПОГОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС.....	26
Калиниченко С.А., Марченко Ю.Д., Борисенко В.Л. ФЛУКТУАЦИЯ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ НЕКОТОРЫХ ПОГОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС	37
Калиниченко С.А., Ненашев Р.А., Смяткина С.В. ПАРАМЕТРЫ ЛАТЕРАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am В ПОЧВЕ ЗАЛЕЖИ НА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС	42
Ненашев Р.А., Марченко Ю.Д., Калиниченко С.А., Бондарь Ю.И. ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПОСЛЕ ПРОВЕДЕНИЯ ДЕЗАКТИВАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ	50
Ненашев Р.А., Калиниченко С.А. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am ДОННЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ ВОДОЕМОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ.....	57
Калиниченко С.А. ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr ВЫСШИМИ ГИДРОФИТАМИ РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМОВ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС.....	65

Ненашев Н.А., Калиниченко С.А., Чудинов А.Н., Гулаков А.В. НАКОПЛЕНИЕ ^{137}Cs ИХТИОФАУНОЙ РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМОВ ПГРЭЗ	77
Бондарь Ю.И., Никитин А.Н., Шамаль Н.В., Клементьева Е.А., Король Р.А., Симончик Ю.К., Зубарева А.В., Шуранкова О.А. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РАСТЕНИЙ ТРАНСУРАНОВЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ ЧЕРЕЗ 25 ЛЕТ ПОСЛЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	87
<i>ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ РАДИОНУКЛИДОВ НА ТЕРРИТОРИИ ЗОН ОТЧУЖДЕНИЯ И ОТСЕЛЕНИЯ ПГРЭЗ</i>	94
Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н., Садчиков В.И. ОЦЕНКА СТЕПЕНИ РАЗРУШЕНИЯ ЧАСТИЦ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА, ВЫПАВШИХ НА ТЕРРИТОРИЮ ПГРЭЗ	94
Забродский В.Н. СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr В ТОПЛИВНОЙ ДРЕВЕСИНЕ, ПРОИЗВОДИМОЙ В ПГРЭЗ	101
Садчиков В.И., Бондарь Ю.И., Забродский В.Н., Калинин В.Н. ИЗОТОПНЫЕ СООТНОШЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ В ЮЖНОЙ ЧАСТИ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ	108
<i>РАДИОЭКОЛОГИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ. ФЛОРА В УСЛОВИЯХ ЕСТЕСТВЕННЫХ СУКЦЕССИОННЫХ ТРАНСФОРМАЦИЙ И ОТСУТСТВИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ</i>	116
Матусов Г.Д., Роцин В.Е., Китиков В.И. ОЦЕНКА ЗАПАСОВ И ПОТОКОВ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПГРЭЗ	116
Матусов Г.Д., Кудряшов А.П. ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs И ^{90}Sr В СИСТЕМЕ ВОДА-ВОДОРОСЛИ И МЕЖДУ КОМПАРТМЕНТАМИ РАСТИТЕЛЬНОЙ КЛЕТКИ.....	124
Бондарь Ю.И., Матусов Г.Д., Булавик И.М., Роцин В.Е. ОСОБЕННОСТИ ПЕРЕХОДА ^{137}Cs И ^{90}Sr В ДРЕВЕСИНУ И КОРУ СОСНОВЫХ И ЛИСТВЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ В СЕВЕРНОЙ И ЮЖНОЙ ЧАСТЯХ ЗАПОВЕДНИКА	132

Воронецкая А.Н., Матусов Г.Д. НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ СТРУКТУРНЫМИ КОМПОНЕНТАМИ ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ ПГРЭЗ	138
Маленок Л.В., Матусов Г.Д., Шамро А.В. НОВЫЕ ВИДЫ СОСУДИСТЫХ РАСТЕНИЙ ФЛОРЫ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО- ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА	144
Маленок Л.В., Шамро А.В., Турчин Л.М. СОВРЕМЕННЫЙ СТАТУС И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НА ТЕРРИТОРИИ ПГРЭЗ РЕДКИХ И НАХОДЯЩИХСЯ ПОД УГРОЗОЙ ИСЧЕЗНОВЕНИЯ РАСТЕНИЙ И ГРИБОВ, ЗАНЕСЕННЫХ В КРАСНУЮ КНИГУ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ.....	155
Шамро А.В. ГЕРБАРИЙ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА.....	164
Рощин В.Е. ЭЛЕКТРОННАЯ ВЕРСИЯ ГЕРБАРИЯ ПГРЭЗ	167
Турчин Л.М., Шамро А.В. РЕДКИЙ ДЛЯ ФЛОРЫ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ ВИД ГРИБА – ФИСТУЛИНА ПЕЧЕНОЧНАЯ ИЛИ ПЕЧЕНОЧНИЦА ОБЫКНОВЕННАЯ (<i>FISTULINA HEPATICA</i> FR).....	175
Матусов Г.Д., Воронецкая А.Н., Китиков В.И. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ ПГРЭЗ.....	177
Кудин М.В. ОСОБЕННОСТИ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОЗОБНОВЛЕНИЯ ПОД ПОЛОГОМ ЧЕРНОЛЬХОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	186
Кудин М.В. ЛЕСНЫЕ ПОЖАРЫ И ИХ ОСОБЕННОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛОРУССКОГО И УКРАИНСКОГО СЕКТОРОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС.....	198
Коновалов С.В. СОСТОЯНИЕ И ДИНАМИКА ЛЕСНОГО ФОНДА НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО- ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА	210

Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Бондарь Ю.И.,
Матусов Г.Д., Понтус А.Р., Тяшкевич И.А.
СОВРЕМЕННАЯ СТРУКТУРА И ПРОГНОЗ ДИНАМИКИ
ЛАНДШАФТОВ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО
РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАЗНОВРЕМЕННЫХ
АЭРОКОСМИЧЕСКИХ СНИМКОВ И
ВЫБОРОЧНЫХ НАЗЕМНЫХ ДАННЫХ..... 215

Матусов Г.Д., Булко Н.И., Машков И.А., Шабалева М.А.
ДИНАМИКА ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ И НАКОПЛЕНИЯ¹³⁷Cs И ⁹⁰Sr
В СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЯХ СОПРЯЖЕННЫХ
ЛАНДШАФТОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС..... 224

**ИССЛЕДОВАНИЯ ФАУНЫ. АСПЕКТЫ СУЩЕСТВОВАНИЯ
ВИДОВ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ 235**

Кучмель С.В., Юрченко И.С.
ПОЛИМОРФИЗМ КРАНИОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ
МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ПГРЭЗ 235

Кучмель С.В.
МОРФО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКАЯ
ХАРАКТЕРИСТИКА ВОЛКА ПГРЭЗ..... 245

Дерябина Т.Г.
ЛОШАДЬ ПРЖЕВАЛЬСКОГО (*EQUUS PRZEWALSKII* POLJAKOV):
РЕЗУЛЬТАТЫ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ИНВАЗИВНЫМ ВИДОМ..... 255

Дерябина Т.Г.
ПОСЕЛЕНИЯ ЕВРОПЕЙСКОГО БАРСУКА (*MELES MELES* L.):
РАЗМЕРНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА, ПЛОТНОСТЬ
РАЗМЕЩЕНИЯ, ЗАСЕЛЕННОСТЬ ВЫВОДКАМИ,
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ НОРНЫМИ ХИЩНИКАМИ..... 261

Юрко В.В.
РЕДКИЕ ВИДЫ ПТИЦ БЕЛАРУСИ В ПГРЭЗ 280

Юрко В.В.
ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ¹³⁷Cs
В МЫШЦАХ ПТИЦ ПГРЭЗ..... 300

Пенькевич В.А.
ЭКОЛОГО-ПАРАЗИТОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

ДИКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ ЖИВОТНЫХ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС (2005-2012 гг.).....	305
Пенькевич В.А. ТРЕМАТОДЫ ДИКИХ ХИЩНИКОВ И БОБРА В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ.....	324
Юрченко И.С., Кураченко И.В. ОЦЕНКА ЗАРАЖЕННОСТИ <i>VITHYNIA LEACHI</i> ТРЕМАТОДАМИ <i>OPISTHORCHIS FELINEUS</i>	332
АННОТАЦИИ.....	337

НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Ю.И. Бондарь, П.М. Кудан

Введение. Зона эвакуации, зоны отчуждения и отселения, 30-ти километровая зона Чернобыльской АЭС, территория Полесского государственного радиационно-экологического заповедника – это равносильные и тождественные понятия. Они подразумевают ближнюю зону Чернобыльской АЭС.

Высокие уровни радиоактивного загрязнения, его мозаичный и неоднородный характер не позволяют выделить какие-то участки для возврата в хозяйственное пользование человека. Загрязнение радионуклидами затронуло все компоненты природной среды: земли, леса, реки, озера, фауну, растительные комплексы, воздушный бассейн. Чистых природных объектов нет. Различия только в уровнях их загрязнения.

Особенностью ближней зоны является загрязнение трансурановыми элементами, чего практически не наблюдается на более удаленных территориях. Изотопы плутония-238, -239, -240 при распаде испускают альфа-частицы с высокими энергиями (5,5 МэВ) и имеют очень большие периоды полураспада (от 87 до 24000 лет). К ним добавляется и америций-241 ($T_{1/2} = 432$ года), содержание которого в природных комплексах заповедника будет нарастать еще в течение 43 лет. Эти альфа-излучающие радионуклиды будут представлять опасность для десятков и сотен поколений людей.

Загрязнение зоны эвакуации осложнено также топочными частицами (ТЧ). Это мельчайшие частицы ядерного топлива аварийного 4-го энергоблока, которые были выброшены при взрыве и пожаре в окружающую среду и выпали практически полностью в 30-километровой зоне ЧАЭС. Такие частицы из окислов урана в природной среде почти не подвержены растворению и имеют очень высокую удельную активность.

С течением продолжительного времени цезий-137 и стронций-90 распадутся. Уже сегодня доля этих радионуклидов составляет около 60 % от выпавшего исходного количества. Но трансурановые элементы будут ответственны за опасность этой территории для человека. С этим придется считаться. Самое лучшее назначение зоны отчуждения и отселения можно рассматривать как инструмент, как действенный способ, который ограждает население от дополнительных радиационных нагрузок, снижает коллективную дозу и риски различных заболеваний.

Правовой статус заповедника. В 2012 и 2013 годах были приняты два основополагающих документа, которые определяют цели, основные задачи и направленность деятельности Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Закон Республики Беларусь «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС», принятый 26 мая 2012 года, определил

статус заповедника как государственного природоохранного научно-исследовательского учреждения. Одними из основных задач ГПНИУ «ПГРЭЗ» в соответствии с законом являются:

- проведение мероприятий по предотвращению переноса радионуклидов на прилегающие территории;
- наблюдение за изменением радиационной обстановки;
- оценка влияния радиоактивного загрязнения на объекты животного и растительного мира, среду их обитания и произрастания;
- сохранение природных комплексов и объектов, создание условий для обеспечения естественного течения природных процессов;
- проведение научно-исследовательских и экспериментальных работ.

Вторым основополагающим документом является Указ Президента Республики Беларусь «О Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике» от 21 января 2013 года № 41, которым утверждено положение о заповеднике, границы, площадь и состав земель заповедной, экспериментально-хозяйственной зон, а также всего заповедника в целом.

В Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике научные исследования проводят 3 научных отдела: радиационно-экологического мониторинга, экологии растительных комплексов, экологии фауны и лаборатория спектрометрии и радиохимии. В научной части постоянно функционирует исследовательская станция, расположенная в 11 км от аварийного 4-го блока ЧАЭС в бывшем населенном пункте (б.н.п.) Масаны. Здесь же расположена и метеостанция, обеспечивающая получение полного набора метеоданных, необходимых заповеднику. В составе научных подразделений работает 46 работников, из них 18 научных сотрудников. Десять сотрудников имеют ученые степени.

Исследования в рамках бюджетных научных программ. Выполнение НИР осуществляется в соответствии с программами научных исследований на 5 лет, которые предварительно рецензируются, рассматриваются на различном уровне, докладываются на Межведомственном координационном совете и согласовываются Департаментом по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям.

Научные исследования заповедника являются фактически заказными со стороны государственного органа управления по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС и финансируются Министерством финансов Республики Беларусь. Они выполняются в рамках общего бюджетного финансирования, выделяемого организации для обеспечения всех видов деятельности.

В 2006-2010 годах научными подразделениями была выполнена программа «Мониторинг компонентов наземных и водных экосистем Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в условиях радиоактивного загрязнения территории и снятия антропогенной нагрузки». В настоящее время реализуется программа «Состояние водных систем, лесорастительных комплексов, животного мира и динамика процессов,

определяющих радиационно-экологическую обстановку в зонах отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС» на период 2011-2015 годы.

Основными направлениями научной и научно практической деятельности государственного природоохранного научно-исследовательского учреждения «ПГРЭЗ» являются:

- радиоэкологическая оценка состояния компонентов природных биогеоценозов, выявление закономерностей миграции и накопления радионуклидов, прогноз развития радиационной обстановки в белорусском секторе зон отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС;
- изучение устойчивости топливных частиц облученного ядерного горючего в природной среде и динамики растворения таких частиц;
- исследование лесных биоценозов ПГРЭЗ на основе системно-факторного радиационного мониторинга, установление закономерностей и особенностей поведения радионуклидов в лесных насаждениях, изучение биоразнообразия растительных сообществ заповедника;
- изучение особенностей распространения и биологии диких животных и охраняемых позвоночных животных в условиях радиоактивного загрязнения территории и снятия антропогенной нагрузки;
- проведение паразитологических исследований биотопов диких копытных по наиболее распространенным гельминтозам, разработка комплекса профилактических мероприятий и оценка эпизоотической ситуации по трихинеллезу;
- научное сопровождение практических и организационных мероприятий на территории ПГРЭЗ.

Целью исследований является установление закономерностей перераспределения радионуклидов в объектах биогеоценозов под действием факторов природной среды, прогноз уровней загрязнения различных компонентов экосистем, получение доказательств наличия топливных частиц в почве на территории ПГРЭЗ и оценка степени их разрушения, учет влияния резкого возрастания нейтронного потока в момент взрыва на реакторе 4-го энергоблока ЧАЭС на наработку радионуклидов ^{241}Pu , ^{236}U и выгорание ^{235}U . Также проводится оценка и прогнозирование радиационно-экологического состояния сосновых, березовых и ольховых насаждений с использованием модели биогенного круговорота, оценка численности мониторинговых видов животных, занесенных в Красную книгу Республики Беларусь, а также оценка биоразнообразия наземных позвоночных животных ПГРЭЗ и устойчивости их популяционных показателей.

Основные результаты исследований. В ходе проведения исследований были зарегистрированы новые экстремумы температур, самая высокая температура воздуха за весь период инструментальных наблюдений составила $+38,8\text{ }^{\circ}\text{C}$, зафиксирован температурный экстремум $-34,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ в 2012 году. В этом же году отмечено увеличение количества атмосферных осадков на $110,2\text{ мм}$ относительно средних многолетних значений, и он характеризуется как год с избыточным увлажнением. Установлено, что энергетическая освещённость

суммарной солнечной радиации увеличилась на 26 %. Увеличилась на 0,5 °С и среднегодовая температура воздуха, а с ней и сумма биологически активных положительных температур. Отмечено увеличение количества атмосферных осадков.

Исследования закономерностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими водными растениями (ВВР) позволили установить особенности поведения их в водоёмах зоны отчуждения, проанализированы уровни содержания радионуклидов в ВВР, установлены коэффициенты концентрирования и дискриминации, рассмотрены процессы сезонной динамики в зависимости от типа водоёма. В процессе экспериментов выделены виды концентраторы радиоактивных веществ и антагонисты.

Изучены особенности накопления радионуклидов донными отложениями, определено, что содержание радионуклидов в донных отложениях хорошо коррелирует с их содержанием в почвах водосбора и загрязнением поверхностных вод. Выявлена положительная корреляция между содержанием органического вещества в донных отложениях и их степенью радиоактивного загрязнения.

На основе данных по многолетней динамике концентрации ^{137}Cs в воде и организме рыб оз. Персток, Борщевского затопления предложена экспоненциальная модель, описывающая темпы снижения содержания ^{137}Cs . С помощью модельных уравнений проведена ретроспективная оценка уровней накопления ^{137}Cs рыбами в начальный период аварии на ЧАЭС и сделан долгосрочный прогноз содержания ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб.

Комплексные исследования влияния метеорологических условий на изменение радиационной обстановки позволили установить прямую зависимость величин мощности дозы от испаряемости и обратную зависимость от коэффициента увлажнения.

Установлено, что содержание ^{90}Sr в паводковых водах в весенний период закономерно повышается по мере снижения интенсивности снеготаяния и уменьшения количества осадков, стабилизируясь во время продолжительного периода теплой сухой погоды.

Отмечено, что существенным фактором, влияющим на миграцию радионуклидов в почвах, является наличие и тип органогенного слоя. Наибольшей глубиной проникновения ^{137}Cs и ^{90}Sr отличается полугидроморфная почва березняков, а ^{241}Am глубже всего регистрируется на старопахотной почве залежи.

Расчеты количества ^{241}Pu , ^{236}U , наработанных в момент аварийного разгона реактора, и степени выгорания ^{235}U , а также оценка степени деструкции ТЧ в образцах почвы с высоким и низким содержанием органического вещества показали, что в образцах почвы северо-восточнее оз. Персток от 5 до 20 % Pu находится в матрице ТЧ.

Анализ данных содержания ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr в почве позволил выделить участки ПГРЭЗ, различающиеся природой их радиоактивного загрязнения. Показано, что загрязнение территорий Колыбанского и Чиколовичского

лесничеств обусловлено диспергированными частицами ядерного топлива ЧАЭС с меньшим вкладом конденсационной составляющей чернобыльских выпадений. В почве на территории Хильчанского лесничества от 9 до 17,5 % Pu находится в матрице топливных частиц, в Тульговичском лесничестве эта величина изменяется в диапазоне от 4 до 25 %. Выполнен однофакторный дисперсионный анализ данных по степени разрушения ТЧ. Было установлено, что плотность загрязнения территории ПГРЭЗ ^{241}Pu колеблется от 6 до 1200 кБк/м² (от 0,2 до 32,0 Ки/км²), из которого при распаде продолжает образовываться долгоживущий альфа-излучающий ^{241}Am .

Анализ данных по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr в топливной древесине на территории ПГРЭЗ за 2005-2012 годы показал, что значения удельной активности ^{90}Sr , не контролируемого согласно белорусскому законодательству, существенно превосходят нормы содержания ^{90}Sr в топливной древесине, предусмотренные российским и украинским законодательствами. Отсутствие такого контроля способствует выносу ^{90}Sr за пределы ПГРЭЗ в чистые районы и может привести к повышению доз внутреннего облучения населения.

Установлено, что в приспевающих сосняках мшистых происходит увеличение содержания ^{137}Cs в их фитомассе на 0,6-10,6 %. В то же время содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосняках черничном и спелом мшистом в 2010 году уменьшалось (соответственно ^{137}Cs – на 4,3 и 4,7 %, ^{90}Sr на 9,6 и 4,2 %). В березняках мшистых и черничных наблюдается уменьшение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr либо изменение содержания ^{137}Cs незначительно.

Было показано, что основная доля радионуклидов в сосняках мшистых приходится на верхний ярус лесных насаждений (50,5 % для ^{137}Cs и 84,0 % для ^{90}Sr) и лесную подстилку соответственно 44,3 и 14,1 %. Установлено распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурных компонентах сосны и берёзы, в подросте и подлеске и напочвенном покрове на исследуемых объектах; определены коэффициенты перехода в компоненты исследуемых фитоценозов.

Рассчитаны величины среднегодового выноса радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr из верхнего 10-сантиметрового слоя почвы в более глубокие слои. Получена аналитическая аппроксимация распространения радионуклидов по почвенному профилю.

На основании флористических исследований на территории ПГРЭЗ установлено 44 вида редких и находящихся под угрозой исчезновения сосудистых растений и грибов, занесенных в Красную книгу Республики Беларусь. Только в 2012 году были выявлены еще четыре новых вида дикорастущих растений и грибов – «краснокнижников». Всего на территории заповедника установлено произрастание 996 видов сосудистых растений. Постоянно пополняется гербарий ПГРЭЗ.

На территории заповедника в течение 2006-2012 годов зарегистрировано 76,7 % видового состава пяти изученных отрядов млекопитающих, 72,0 % – птиц и 90,0 % – герпетофауны Беларуси. С 2007 года регулярно отмечается представитель исчезнувшего на территории Беларуси отряда Непарнокопытные – лошадь Пржевальского. Подтверждено обитание 6 из 11 видов млекопитающих отрядов Грызуны, Хищные и Парнокопытные, 61 из 72 видов птиц, 3 из 4 видов

земноводных и пресмыкающихся, включенных в Красную книгу Республике Беларусь.

Орнитофауна ПГРЭЗ в 2012 году пополнена 4 видами птиц, из которых два имеют охранный статус. Выявлены биотопические особенности мест гнездования черного аиста, орлана-белохвоста и филина; определена численность орлана-белохвоста и филина (по 15-20 гнездящихся пар), 100 и 50-60 особей соответственно.

Установлено, что болотная черепаха обитает во всех типах водоёмов; плотность в зависимости от типа водоема составляет от 0,2 до 23,3 ос./км береговой линии.

На мониторинговом участке установлена заселенность нор барсука выводками – 36,8 %, средний размер выводка – 2,3 детеныша; общая численность барсука в ПГРЭЗ оценивается в 100-120 особей.

Зарегистрирован целый ряд случаев встреч следов медведя и подтверждено наличие постоянных участков его обитания.

Установлено, что места пребывания лошади Пржевальского связаны с наличием открытых пространств (бывшие сельхозугодия и возвышенные участки в районе Припяти); численность – 17 особей в виде двух репродуктивных табунков в 7 и 10 особей.

Наибольшее видовое разнообразие млекопитающих семейства Соневые отмечено в насаждениях с развитым подлеском и наличием кустарничкового яруса. Соотношение численностей лесная : полчок : орешниковая равно 3:2:1.

Дана характеристика этапов развития Полесской популяции зубра и выявлены негативные моменты в ее развитии. Численность микропопуляции зубра с 16 единиц в момент вселения в 1996 году выросла до 93 животных. Выяснены особенности пространственного и биотопического распределения барсука. Разработаны предложения по оптимизации охраны этих редких видов животных на территории ПГРЭЗ.

Полученные результаты по половозрастной структуре населения и воспроизводству, морфофизиологической характеристике и внутривидовому разнообразию млекопитающих свидетельствуют об отсутствии выраженных отклонений.

Экстенсивность инвазии диких копытных и хищных млекопитающих, а также инвазирование популяций животных трихинеллезом не превышают уровни, установленные на других участках территории Беларуси.

Содержание радионуклидов в мышечной ткани позвоночных животных ПГРЭЗ изменяется в диапазоне 1-2 порядка и в среднем составляет 1,5-19,7 кБк/кг. В последние годы не наблюдается тенденция к снижению уровней загрязнения диких животных.

Полученные результаты являются составной частью оценки состояния загрязненной территории и популяций редких видов растений и животных в ПГРЭЗ и указывают на значимость этой территории для сохранения биоразнообразия растительного и животного мира и показывают отсутствие перспектив использования потенциальной дичепродукции на этой территории.

Договорная деятельность научных подразделений. Выполнение научных договоров актуально в первую очередь для заповедника, поскольку затрагивают либо еще не изученные вопросы, либо до конца не понятые природные процессы перераспределения радиоактивных веществ, протекающих в зоне ядерной аварии. Особый интерес представляют вопросы по развитию растительного и животного мира в условиях отсутствия деятельности человека на отселенных территориях. Выполнение научных договоров осуществлялось в рамках:

- Государственных программ по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС на 2006-2010 гг. и на 2011-2015 годы;
- Государственной программы развития Национальной системы мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь на 2006-2010 гг.;
- Программы совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства на 2006-2010 годы.

В последние 7 лет выполненные договорные работы позволили изучить ряд проблемных вопросов и получить следующие основные результаты:

- дана оценка влиянию уровня грунтовых вод за счет перекрытия мелиоративных каналов на лесные насаждения ПГРЭЗ;
- определены изменения ландшафтов ПГРЭЗ за 20-летний период методами космо-аэрофотосъемки;
- установлены закономерности и особенности накопления радионуклидов однородными сосновыми, березовыми и ольховыми насаждениями;
- проведены наблюдения за дикими животными, относящимися к объектам охоты и рыболовства, дикими животными, включенными в Красную книгу Республики Беларусь и охраняемыми в соответствии с международными обязательствами Республики Беларусь.

Выполнена трудоемкая работа по уточнению радиационной обстановки в зоне отчуждения и определению уровней загрязнения территории заповедника. В работе участвовало 7 организаций из 4 ведомств, в том числе и заповедник. Задание выполнялось в рамках мероприятия «Реализация комплексного проекта по созданию тематического атласа современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси» по Программе совместной деятельности по преодолению последствий чернобыльской катастрофы в рамках Союзного государства.

Фрагментом ответственности научной части ПГРЭЗ была территория площадью 539 км² или четвертая часть заповедника. Работа была выполнена сотрудниками лаборатории спектрометрии и радиохимии с участием специалистов отдела радиационной безопасности. Был проведен отбор проб почвы с шагом 1 км и выполнен анализ всех проб на содержание ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, каждая вторая проба подвергнута радиохимическому анализу на содержание стронция-90.

Общим итогом этой работы явилось создание официальных карт радиоактивного загрязнения белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС цезием-137, стронцием-90, плутонием 238-241, америцием-241 и прогнозом его

максимального накопления к 2056 году. В изданном в 2009 году «Атласе современных и прогнозных аспектов последствий аварии на ЧАЭС на пострадавших территориях России и Беларуси» был введен раздел о Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике [1].

Положительным моментом выполнения этой договорной работы явилось также и то, что из финансовых средств этой Белорусско-Российской Программы была профинансирована закупка для заповедника дорогостоящего низкофонового газопроточного альфа/бета счетчика TriCarb 2910TR. Прибор позволяет определять содержание ТУЭ и ^{90}Sr в образцах с высокой эффективностью регистрации альфа и бета-частиц.

Выполнение договора «Оценить содержание плутония в органах и тканях кабана, а также в почве в местах его обитания на территории ПГРЭЗ» позволило оценить значимость проблемы трансураниевых элементов на примере животных в условиях максимального загрязнения природной среды плутонием. Полученные данные определили диапазон, в котором изменяется концентрация $^{238-240}\text{Pu}$ в содержимом желудка, в легких, печени, костных и мышечных тканях кабана, полный жизненный цикл которого протекает в зоне отчуждения.

В ходе выполнения договора по изучению процессов перехода цезия-137 и стронция-90 в древесину и кору смешанных лесных насаждений на территории ближней зоны Чернобыльской АЭС были установлены уровни накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине и коре в смешанных сосново-березовых и березово-ольховых насаждениях в типичных условиях местопроизрастания при различной плотности радиоактивного загрязнения. Рассчитаны предельные плотности загрязнения почвы ^{137}Cs , где возможно получение нормативно-чистой древесины различного применения. Было установлено уменьшение коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосну при произрастании в сочетании с березой. Это результат может быть использован в лесоустроительных работах при оптимизации лесохозяйственной деятельности заповедника.

Международное сотрудничество ПГРЭЗ набирает обороты, стабильно развивается, и этот процесс принял уже необратимый характер. Белорусский сектор зон отчуждения и отселения ЧАЭС постепенно становится международным научным полигоном.

ГПНИУ «ПГРЭЗ» являлся одним из основных исполнителей проекта технического сотрудничества МАГАТЭ «Реабилитация территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС», за счет которого, в частности, лаборатория радиохимии и спектрометрии была оснащена современным оборудованием на сумму около 260 тыс. долларов США, позволяющим проводить измерения всего спектра радионуклидов чернобыльского происхождения. В рамках проекта были проведены стажировки сотрудников в передовых научных центрах Украины и Австрии, проведены научные визиты, получена консультативная помощь со стороны экспертов МАГАТЭ.

В 2009-2011 годах был выполнен национальный проект технического сотрудничества с МАГАТЭ ВУЕ/7/003 «Поддержка лесоводства на

территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате чернобыльской аварии», который был реализован Учреждением «ПГРЭЗ» и РНИУП «Институт радиологии». Цель проекта заключалась в радиоэкологической оценке состояния лесов в зонах отчуждения и отселения белорусского сектора Чернобыльской АЭС и прогнозе содержания радионуклидов в лесных культурах с учетом специфики зоны отчуждения, развивающегося заболачивания территории и наличия радиоактивных выпадений различного типа.

Итогом выполнения данной работы являются разработанные рекомендации по оптимальному лесопользованию в зонах отселения и отчуждения по основным древесным культурам – сосна, береза, ольха, как в однородных, так и в смешанных сосново-березовых и березово-ольховых насаждениях. Результаты исследований были доложены на совещании в МАГАТЭ в декабре 2011 года. Полученные результаты использованы при проведении лесоустроительных работ ПГРЭЗ в текущем десятилетии. Общий объем финансирования проекта со стороны Агентства составил 218,6 тыс. долларов США.

В 2006-2012 годах по проектам МАГАТЭ в заповедник поступили: гамма-спектрометр с полупроводниковым детектором из высокочистого германия с углепластиковым окном, альфа-спектрометр для одновременного измерения 6 образцов, жидкостно-сцинтилляционный счетчик, СВЧ-печь для растворения почвенных образцов. По этим проектам получено много лабораторного оборудования, применение которого улучшает качество анализов, повышает эффективность работы сотрудников. Получены также специальные разделительные колонки, селективные смолы для выделения ^{90}Sr , ^{241}Am и плутония, радиоактивные стандарты для калибровки оборудования, дополнительные программные продукты. Лаборатория спектрометрии и радиохимии сегодня определяет весь спектр чернобыльских радионуклидов. Она аккредитована и относится к одной из лучших лабораторий по этому направлению в республике.

В апреле 2008 года был принят к финансированию проект № 983057 «Радиоактивное загрязнение территории Беларуси в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике» в рамках научной программы НАТО «Наука для мира и безопасности». В проекте участвовали 7 научных организаций из трех стран - Беларуси, Украины и Норвегии. Научная часть ПГРЭЗ выступала инициатором проекта и была лидером среди белорусских и украинских команд. Объем финансирования проекта составлял 300 тыс. евро на три года, в том числе Беларуси 235 тыс. евро, из них заповеднику 100 тыс. евро. Выполнение проекта было поддержано Министерством по чрезвычайным ситуациям.

Данный проект позволил детализировать радиационную обстановку на отдельных участках ПГРЭЗ, составить прогноз выноса радионуклидов водным путем через трансграничный створ, оценить вынос радионуклидов в результате пожаров за пределы заповедника. Были изучены особенности радиоактивного загрязнения участков с большими градиентами плотности загрязнения почв,

определены формы радионуклидов в почве и биологически-доступные растениям формы, определяющие уровни поступления радионуклидов в фитоценозы. Впервые была дана экспериментальная оценка суммарного содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах биогеоценоза ПГРЭЗ и объединены карты радиоактивного загрязнения приграничных территорий зоны отчуждения ЧАЭС Беларуси и Украины. В целом проект укрепил международное сотрудничество в области радиационного мониторинга, повысил квалификацию молодых ученых, работавших в проекте.

В марте 2011 года было проведено совещание участников международного проекта с представлением итоговых результатов конечному пользователю – Департаменту по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС. По результатам выполненного проекта был представлен общий доклад на международной конференции по радиоэкологии и радиоактивности окружающей среды (г. Гамильтон, Канада) в июне 2011 г. [2]. Финальный отчет по проекту издан в Норвегии [3].

Учреждение ПГРЭЗ стало серьезным научным партнером по выполнению совместных международных проектов. Ранее Норвежское агентство по радиационной защите было нашим партнером по проекту Научного комитета НАТО в рамках программы «Наука для мира и безопасности». Успешная реализация проекта зарекомендовала заповедник как квалифицированного научного партнера. Последовал следующий шаг, который привел к разработке нового проекта и представлению его в МИД Норвегии.

В конце 2011 года МИД Норвегии одобрил совместный научный проект «Воздействие лесных пожаров на поведение радионуклидов и их миграцию в компонентах экосистемы в белорусском секторе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС» на 2012-2013 годы и выделил из научных фондов министерства в полном объеме запрашиваемые финансовые средства для его реализации. Проект заявлен от двух норвежских организаций и ПГРЭЗ. Доля ПГРЭЗ составляет 540 тыс. норвежских крон (около 70 тыс. евро).

В сентябре прошлого года были проведены совместные полевые работы в зоне отчуждения на участках, где ранее прошли пожары и сопряженных участках, не подвергнутых термическому воздействию. В настоящее время выполнен первый этап договора.

Перспективы дальнейшего международного сотрудничества. ГПНИУ «ПГРЭЗ» заинтересован в выполнении международных научных договоров по следующим причинам:

- с привлечением дополнительного научного потенциала в лице зарубежного партнера мы получаем возможность изучать такие вопросы, которые еще не исследовались или недостаточно изучены;
- через такие проекты можно привлекать новые передовые методы, которыми сами еще не располагаем;
- это выход на международный научный уровень, когда узнают нашу организацию и появляется возможность завязать контакты и с другими научными институтами, а значит потенциально выйти и на другие научные фонды;

- это дополнительное привлечение финансовых средств для заповедника и поступление валюты в республику.

В последующие годы предполагается развивать международное научное сотрудничество по нескольким направлениям.

В рамках Программы союзного государства предполагается для разработки единой стратегии содержания и управления отселенными территориями Беларуси и России обеспечить аналитическими данными концепцию содержания зон отчуждения и отселения, а также усовершенствовать системы наблюдения за территорией зоны отчуждения Чернобыльской АЭС.

По линии Международного агентства по атомной энергии предполагается реализовать проект «Исследование распределения и миграции Pu и ^{241}Am в компонентах экосистемы территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС и оценка уровней их поступления в сельскохозяйственную продукцию» в 2014-2015 годах. Проект находится на рассмотрении в Агентстве. Министерством иностранных дел Беларуси проект поддержан и ведется работа по его открытию.

Государственным пограничным комитетом Республики Беларусь заявлен международный проект в экологической сфере в рамках международной инициативы «Окружающая среда и безопасность» (ENVSEC) с участием ОБСЕ по теме «Анализ экологических рисков в зоне отчуждения на белорусско-украинской границе для поддержки процесса демаркации». В рамках проекта предусматривается оценка и картографирование радиологической ситуации на белорусско-украинской границе в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС и разработка нормативно-правового документа, содержащего специальные санитарные правила, регламентирующие порядок работы в зоне отчуждения. ГПНИУ «ПГРЭЗ» будет являться одним из исполнителей проекта в части оценки радиационной обстановки на участке границы с Украиной, проходящей по территории зоны отчуждения. Заповедником представлен состав и объем работ, которые могут быть выполнены, определены возможные затраты на эти работы и участники, способные их выполнить. По данному проекту в марте 2013 года в Киеве прошло совещание заинтересованных сторон, на котором обсуждены детали реализации проекта. Начать совместный с Украиной проект предполагается в мае 2013 года, и закончить его в декабре 2014 года.

Был разработан и подписан в 2011 году меморандум «О сотрудничестве в области радиационной экологии» между Саванно-риверской национальной лабораторией (США) и Учреждением «ПГРЭЗ». Усилия планировалось сконцентрировать на направлениях: радиационная экология и биология, микробиология и биотехнология, моделирование экологических процессов, экологический анализ последствий Чернобыля, радиоэкология и дозиметрия. Состоялась рабочая встреча с представителями данной лаборатории по обсуждению нового проекта по снижению миграционной подвижности ^{137}Cs , ^{90}Sr , U, Pu и ^{241}Am в почве для понижения поступления радионуклидов в грунтовые воды и растительность, но дальнейшего продвижения в развитии

проекта пока нет, поскольку американская сторона не представила техническое задание для обсуждения.

В заповеднике в конце 2012 года был проведен международный семинар с участием представителей французского Института радиационной защиты и ядерной безопасности, двух институтов из США, Национальной академии наук Беларуси. На семинаре обсуждалась концепция для разработки нового международного проекта «Дозы и эффекты у свободно обитающих животных, которые хронически подвержены облучению значительно изменяемым уровням радиации Чернобыля». На совещании были определены участники проекта, цели, объекты и методы исследований, сформулированы основные задачи для решения и определены ожидаемые результаты. В настоящее время в Западной Европе и США ведется работа по поиску фондов, из которых можно было бы осуществить финансирование проекта.

Программа по окружающей среде ООН (UNEP) разрабатывает проект на 4 года в Украине, который фокусируется на чернобыльской зоне отчуждения «Сохранить и экономно расходовать углеродные запасы и биоразнообразие на лесных и нелесных территориях чернобыльской зоны отчуждения с помощью научно-экологического центра и охранных зон внутри и вокруг существующей зоны отчуждения в Украине». Министерство экологии и природных ресурсов Украины рассматривает вопрос о создании природного заповедника на территории своего сектора чернобыльской зоны отчуждения. Предполагается тесная координация работ этого Министерства и UNEP с рядом соответствующих организаций в Украине и Беларуси. Участие ПГРЭС в данном проекте возможно на уровне консультативных встреч, а при решении отдельных вопросов возможны и договорные отношения.

Научно-практические мероприятия, реализуемые в заповеднике. С 2004 года научная часть заповедника разрабатывает двухлетние планы научно-практических мероприятий. Эти планы охватывают актуальные вопросы хозяйственной деятельности заповедника, требующие вдумчивого подхода, научной проработки и аналитического решения. В 2012 году был разработан и утвержден к исполнению уже пятый двухлетний план, который содержит 43 конкретные позиции. Выполнение пунктов плана направлено на решение хозяйственных потребностей заповедника, выработку управленческих решений и получение прибыли, на пропаганду знаний о заповеднике, радиационной обстановке, растительном и животном мире.

Научные подразделения принимают активное участие в отстаивании целостности территории ПГРЭС и как зоны отчуждения и как заповедной территории.

Ежегодно проводится обследование большого количества выделов леса для определения возможности его использования для лесохозяйственных и коммерческих целей, ведется радиационный контроль пиломатериалов. Дегельминтизация зубров, выращиваемых лошадей других сельхоз животных в заповеднике по рекомендациям научной части стало нормой и проводится ежегодно. За этим стоит здоровье животных, привесы, удои и в конечном итоге прибыль заповедника.

В результате внедрения и использования разработок научных отделов, рекомендаций и контроля уровней загрязнения продукции ^{137}Cs и ^{90}Sr заповедник получает дополнительные доходы от внебюджетной деятельности. К ней относится разведение и реализация лошадей, лесохозяйственная деятельность, производство зерна на землях (600 га), отнесенных Постановлением Совета Министров Республики Беларусь для ограниченной экспериментальной сельскохозяйственной деятельности, сбор меда, реализация саженцев плодовых деревьев и др.

Регулярно проводится просветительская работа среди жителей, молодежи и учащихся трех районов. За пять последних лет сотрудниками в школах прочитано около 80 лекций о заповеднике, «Чернобыле», радионуклидах, радиоактивном загрязнении территории, животном и растительном мире, по другим темам. Формировались и издавались буклеты на русском и английском языках, публиковались научно-популярные статьи и статьи в периодической печати, функционирует сайт ПГРЭЗ на русском и английском языках. На сайте Wild life регулярно размещаются статьи о диких животных, обитающих в заповеднике. Три года в научной части действовал ежемесячный научный семинар, на котором было представлено 24 научных доклада.

Сотрудники научного отдела экологии фауны оказали содействие и консультативную помощь группе немецко-австрийских телеоператоров по созданию фильма о нашей природе, животном мире. Фильм «Волки Чернобыля» вышел к 25-летию катастрофы на Чернобыльской АЭС. Он демонстрировался по центральным телеканалам Австрии, Германии, Великобритании, Канады, ВВС. Заповедник получил копию фильма для некоммерческого использования.

Функциональное зонирование территории ПГРЭЗ. Одним из важных элементов научно-практической деятельности является формирование структурно-функционального зонирования территории заповедника. Необходимо было взвешено соотнести уровни радиоактивного загрязнения территории, наличие видов растений и животных различного охранного статуса, частоту их встречаемости, состояние лесных фитоценозов и склонность их к накоплению радиоактивных веществ. Подбор материалов по этим вопросам осуществлялся более пяти лет.

Для этого были использованы результаты, включенные в базу данных, полученные при уточнении радиационной обстановки на территории ПГРЭЗ. Предложения по радиоэкологической оптимизации ограниченного лесопользования на территории ПГРЭЗ, разработанные в ходе изучения процессов перехода цезия-137 и стронция-90 в древесину и кору однородных и смешанных сосновых, березовых и ольховых лесных насаждений в наиболее распространенных условиях произрастания на территории ближней зоны Чернобыльской АЭС, также принимались во внимание. Также были учтены многолетние наблюдения научных отделов экологии растительных комплексов и экологии фауны состояния ботанических и фаунистических комплексов заповедника и наличие видов, включенных в Красную книгу Республики Беларусь. В итоге были разработаны «Рекомендации по зонированию

Полесского государственного радиационно-экологического заповедника на основании радиоактивного загрязнения территории, состояния растительного и животного мира» и «Рекомендации по совершенствованию планирования лесохозяйственной деятельности в ПГРЭЗ». Эти рекомендации были использованы при формировании проекта организации и ведения лесного хозяйства ПГРЭЗ на 2013-2022 годы и для законодательного обоснования статуса «радиационно-экологического заповедника». Карта структурно-функционального зонирования представлена на рис. 1.

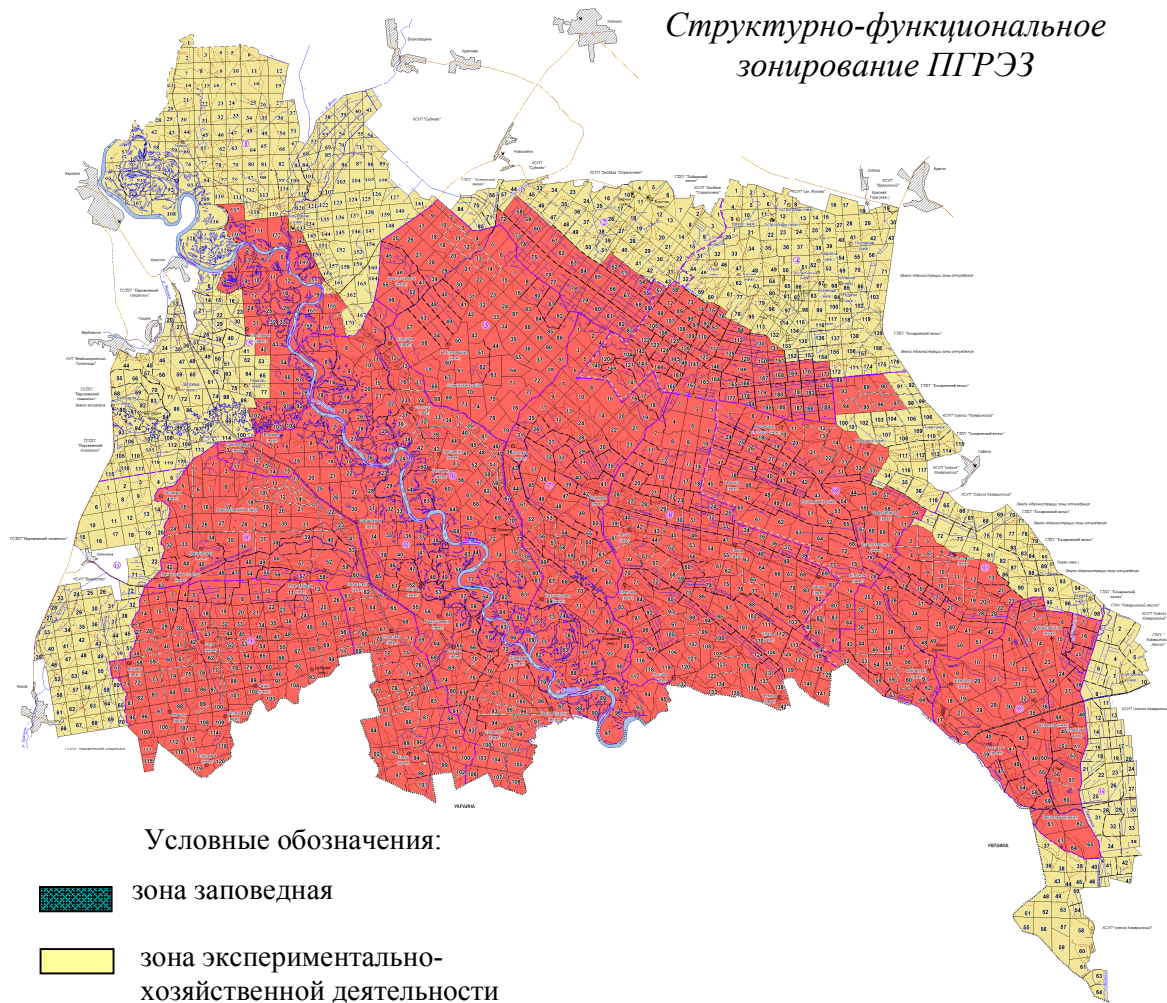


Рис. 1. Зонирование территории ПГРЭЗ

Будущее зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Какие перспективы у этой территории, как она будет использоваться и развиваться в обозримом будущем [4].

С уходом человека с этой территории был снят антропогенный пресс на природные комплексы, на растительный и животный мир. Стало заметно смещение развития в сторону естественных процессов. Поднялся уровень грунтовых вод, наблюдается заболачивание территории, идет медленное естественное лесовосстановление, бывшие сельхозугодия заросли дикорастущими травами. Земля не вспахана тракторами, а перерыта кабанами. В ПГРЭЗ, как ни в одном другом природоохранном учреждении республики,

действует строгий контрольно-пропускной режим. Количество работающей техники сведено к минимуму. Дикие животные получили самые благоприятные условия обитания. Прекрасная кормовая база, отсутствие факторов беспокойства и дискомфорта привели к увеличению численности охотничье-промысловых и редких видов, занесенных в Красную книгу Республики Беларусь.

Предназначение этой территории следует рассматривать через призму заповедной территории. Такой подход находится в хорошем согласии со многими международными природоохранными договорами, которые подписала Беларусь.

Изучение животного и растительного мира может дать значимые научные результаты по пролонгированному действию радиации на биоту, достоверно выявить связи между дозами и эффектами, уточнить концептуальные подходы радиобиологии и медицины. Растения и животные при таком подходе становятся биоиндикаторами процессов, с которыми может столкнуться человек, оказавшись в подобных условиях.

Следующее предназначение заповедной зоны – научный полигон. Интерес ученых к этой территории сохраняется на высоком уровне. Многие европейские страны с развитой атомной энергетикой, со схожими природно-климатическими условиями внимательно следят за научными публикациями белорусской науки по этому направлению. Из горького катастрофического события человек должен извлечь максимальную пользу, отобрать все рациональное. Он должен иметь накопленный опыт противостояния потенциально возможным ядерным авариям в будущем.

В итоге предложено поделить территорию ПГРЭЗ на две зоны – заповедную и экспериментально-хозяйственную. Заповедная зона – для редких и охраняемых видов растений и животных, развития сукцессионных процессов и для научных исследований с минимальным присутствием человека.

Экспериментально-хозяйственная зона является по существу буферной для заповедной зоны и ее окружает. Эта зона предназначена для сохранения и восстановления природных комплексов. В ней допускаются экспериментально-хозяйственная и лесоводственная активность. Здесь также проводятся научные исследования, размещаются здания и сооружения различных служб заповедника.

Научные публикации сотрудников заповедника. За 2006-2010 годы сотрудниками научных подразделений опубликовано 177 научных работ, в 2011-2012 годах – 64. Были изданы монографии «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике», «Редкие и исчезающие виды растений на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника», «Охраняемая флора Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Методическое пособие», «Сборник научных трудов. 20 лет после Чернобыльской катастрофы». В 2009 и 2011 годах защищено по одной кандидатской диссертационной работе.

Научными работниками разрабатываются и регулярно издаются

методические пособия по вопросам практической деятельности по содержанию территории, сохранения животного и растительного мира, осуществляется информационная работа с населением. В средствах массовой информации сотрудниками научной части всесторонне освещаются вопросы о ПГРЭЗ. За последние два года были опубликованы 24 научно-популярные статьи, на сайте ПГРЭЗ размещено более 20 таких статей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / под ред. Ю.А. Израэля, И.М. Богдевича. М.: Фонд «Ионосфера»-НИА-Природа; Минск: Белкартография, 2009. С. 111-118.
2. Brown J., Bondar Yu., Kashparov V., Nalbandyan A., Navumav A., Skipperud L., Sokolik G., Strand P., Zhukova O. Radioactive contamination in the Belarusian sector of the Chernobyl Exclusion Zone. Radioprotection, 2011. Vol. 46. № 6. P. 771-777.
3. Bondar Yu., Brown J. Radioactive contamination of the territory of Belarus in the Polessie state radiation-ecological reserve // NATO Programme for Security through Science. Science for Peace / Final report Sfp. eap. sfp 983057. Norway. Oslo, 2011. – 110 p.
4. Черников В.А., Цибулько Н.Н., Луговская О.М., Анципов Г.В., Бондарь Ю.И. и др. Четверть века после чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления // Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь, 2011 – 90 с.

РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ, ПРОЦЕССЫ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ РАЗЛИЧНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС

РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА СТАНЦИИ НАБЛЮДЕНИЯ «МАСАНЫ»

Ю.Д. Марченко, С.А. Калиниченко, Р.А. Ненашев, Ю.И. Бондарь

Введение. Известно, что основой радиоэкологического мониторинга, является первичная экспериментальная информация. Источником этой информации являются как непосредственные наблюдения и измерения, проводимые на объекте, так и отбираемые пробы исследуемого объекта [1]. Понятие мониторинга окружающей среды введено Р. Мэнном в 1973 году. Оно постоянно развивается и обсуждается на международных конгрессах, совещаниях, симпозиумах. На Стокгольмской Конференции ООН (1972 г.) мониторингом было предложено называть систему повторных наблюдений одного и более элементов окружающей природной среды в пространстве и во времени с определенными целями в соответствии с заранее подготовленной программой [2]. Наиболее полно принципы, основные идеи и структура мониторинга изложены Ю.А. Израэлем [3], которым обобщён в значительной мере международный опыт по этому вопросу. Система мониторинга техногенных изменений природной среды должна быть организована на базе и являться частью уже существующей службы наблюдения и контроля состояния природной среды, использовать имеющийся опыт, систему наблюдательных станций (с включением измерения новых элементов). Важнейшими объектами реального наблюдения по Ю.А. Израэлю являются «погода» и «климат», управление которыми пока практически невозможно.

С целью проведения многоплановых научных исследований, в том числе и осуществления постоянного наблюдения за радиационной обстановкой объектов природной среды, в бывшем населённом пункте Масаны, расположенном в 12 км от ЧАЭС, с 1996 года в соответствии с протоколом поручений Президента Республики Беларусь был организован радиационно-экологический стационар. Сооружен был также модуль для работы и проживания обслуживающего персонала. Станция наблюдения «Масаны» таким образом, стала опорной точкой при проведении исследований ближней зоны Чернобыльской АЭС [4]. Находясь в непосредственной близости от Чернобыльской АЭС, исследовательская станция «Масаны», которой с 1998 года присвоено имя её основателя – кандидата биологических наук В.Н. Фёдорова, является своеобразным форпостом белорусского государства. На станции осуществляется радиоэкологический мониторинг, проводятся наблюдения за динамикой радиационной обстановки, она также служит для своевременного оповещения о чрезвычайных ситуациях и природных экстремально-опасных

явлениях. Здесь решаются такие основные задачи как получение данных по изменению радиационной обстановки с учетом погодных-климатических условий, проводятся приземные метеорологические наблюдения, исследования закономерностей распределения радионуклидов между различными компонентами наземных и водных экосистем и идёт разработка методов прогноза радиационной обстановки в отдалённый период после аварии на ЧАЭС.

Месторасположение стационара изначально делает его уникальным полигоном для радиоэкологических исследований [5]. Следует отметить, что на станции ежегодно проводятся комплексные исследования, охватывающие основные направления программ научной части ПГРЭЗ, договорные работы и международные проекты по проблемам зоны отчуждения.

Исследовательский объект станции «Масаны» в настоящее время это не только экологический профиль протяжённостью 1,9 км, пересекающий гидролого-территориальные комплексы, связанные между собой потоками вещества и энергии на которых размещено 10 постоянных пунктов наблюдения, представляющих типичные для белорусского сектора зоны отчуждения элементарные ландшафты [6]. На станции проводятся многолетние изучения динамики мощности дозы гамма-излучения, прослеживается вертикальная миграция радионуклидов по почвенному профилю, оценивается распределение радионуклидов по элементам рельефа, определяются уровни загрязнения грунтовых вод и донных отложениях. В настоящее время в окрестностях станции проводятся и комплексные мониторинговые исследования на модельных площадках, ранее подвергнутых дезактивации различными методами [7], а также направленные на изучение темпов вторичного радиоактивного загрязнения почвенного и растительного покровов.

Осуществление радиационно-экологического мониторинга со всей очевидностью требует наблюдений за физическими процессами, происходящими в атмосфере и на поверхности земли в непосредственной близости от объекта исследования. Климатический фактор является определяющим при распределении радионуклидов в компонентах природно-территориальных комплексов (смыв с поверхности, горизонтальная и вертикальная миграция, количество выпавших осадков, динамика образования снежного покрова и скорость его таяния, температурный режим и пр.). Тем не менее, следует отметить, что метеорологическая информация даёт возможность оценить не только поведение техногенных радионуклидов в зависимости от физических и климатических процессов, происходящих в природно-территориальных комплексах ближней зоны, но и на состояние растительного и животного мира. Изучение и анализ погодных-климатических изменений, исследование динамики метеорологических показателей проводятся с целью выявления её влияния на находящиеся в заповеднике ландшафты. Поэтому на специально оборудованном месте на земельном участке, характерном для окружающей местности, с установленными на ней приборами и оборудованием, предназначенным для производства метеорологических

наблюдений, постоянно идёт выполнение регламентных работ по производству первичных метеорологических данных.

Научно-исследовательские работы на станции проводятся в соответствии с нормативно-методической документацией по мониторингу радиоактивного загрязнения природной среды с использованием методик по мониторингу радиоактивного загрязнения почвы; поверхностных вод; организации и ведения радиационного мониторинга в лесах; методики проведения радиационного обследования лесных насаждений на территории ПГРЭЗ; инструкции по проведению обследования участков заготовки продукции лесного хозяйства или сырья, отбору и подготовке проб растительного и животного происхождения для контроля радиоактивного загрязнения. Производство метеорологических наблюдений в соответствии с техническим кодексом установившейся практики – «Правила проведения приземных метеорологических наблюдений и работ на станциях».

В зависимости от целей и задач исследований может быть использован и ряд других радиоэкологических и биологических методов.

Результаты и их обсуждение. В текущем пятилетии (2011-2015 гг.) в направлении комплексных исследований по радиоэкологическому статусу природно-территориальных комплексов ПГРЭЗ для радиоэкологической оценки состояния различных компонентов природных биогеоценозов, выявления закономерностей миграции и накопления радионуклидов, прогноза развития радиационной обстановки в белорусском секторе зон отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС решаются следующие основные задачи:

- проводятся исследования закономерности формирования метеорологических и климатических условий для оценки влияния метеорологических факторов на развитие и состояние компонентов биогеоценозов;

- идут исследования, направленные на получение прогнозной оценки развития радиационной обстановки в ближней зоне ЧАЭС;

- изучаются параметры вертикальной миграции и пространственного распределения радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am) в почвах различных типов основных фитоценозов;

- проводятся исследования по перераспределению радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am) в компонентах водных экосистем (вода, донные отложения, биота) замкнутых и проточных водоемов ближней зоны ЧАЭС.

К настоящему времени уже изучен характерный для территории ближней зоны Чернобыльской АЭС режим погоды в многолетнем разрезе, оценена его пространственно-временная изменчивость за период инструментальных наблюдений. Выделены свойственные особенности, связанные с сильным влиянием местных факторов, в том числе и от физико-географических условий местности. Проведенные комплексные исследования о влиянии отдельных метеорологических элементов на мощность дозы γ -излучения (МД) позволили установить зависимость величин МД от испаряемости и коэффициента увлажнения.

Близость к аварийному 4-му блоку Чернобыльской АЭС, сложная динамика длительного выброса радиоактивных веществ, метеорологические условия, характеризовавшиеся неоднократными изменениями направления и скорости ветра, выпадениями осадков, обусловили высокие уровни, сложный радионуклидный состав и неоднородность радиоактивного загрязнения территории. Ландшафтные особенности, в том числе лесные массивы, водные системы также оказали влияние на характер распределения радиоактивных выпадений [8].

Таким образом, исследуемая территория характеризуется наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения всеми долгоживущими радионуклидами – ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am . Наличие значительного количества ^{241}Pu вследствие распада и образования ^{241}Am со временем увеличивает загрязнение биогеоценозов альфа-излучающими радионуклидами. Выпадение трансурановых элементов, имеющих большие периоды полураспада, усугубляют радиационную обстановку на данной территории. Наибольшие уровни радиоактивного загрязнения почвы ^{241}Am в районе станции в настоящее время достигают 114 кБк/м², которые были отмечены на постоянном пункте наблюдений (ППН), расположенном в березняке.

Анализ радиационной обстановки на объектах постоянной реперной сети показал, что плотность загрязнения ^{137}Cs колеблется в пределах от 1775 до 9777 кБк/м², ^{90}Sr 96-4551 кБк/м², ^{241}Am 35-114 кБк/м². Мощность дозы γ -излучения на реперных площадках остаётся стабильно повышенной, среднее значение за последний 2012 год составило 3,18 мкЗв/час. Следует отметить, что наиболее заметные изменения значений МД наблюдались в зимние месяцы, что является характерным, и прослеживается на протяжении многих лет. Наименьшими величинами МД в течение всего периода наблюдений отличается ППН, расположенный на гидроморфной почве возле уреза воды оз. Персток. Среднее значение, измеренное на высоте 1 м. от поверхности почвы составило 1,90 мкЗв/ч и 1,45 мкЗв/ч на высоте 3-4 см. Наибольшими величинами МД выделялся ППН с автоморфным типом почвы в сосняке, где значения составили 5,17 и 6,12 мкЗв/ч соответственно.

В 2011-2012 гг. проведен статистический анализ результатов, полученных при изучении пространственного распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в гидроморфной и автоморфной почве различных фитоценозов и определены коэффициенты вариации их содержания. Поскольку распределение ^{137}Cs ближе всего по своим параметрам к нормальному закону, то можно говорить об определенной стабилизации обстановки, на которую влияние будет оказывать в большей степени только физический распад. В отношении ^{90}Sr обстановка представляется наиболее сложной, что связано с выходом его из матрицы топливных частиц и увеличении доли подвижных форм. Скорость горизонтальной миграции ^{241}Am , несмотря на продолжающиеся увеличение его количества в почве, ниже, чем ^{90}Sr , что связано с более низкой биогенной миграцией. Существенную роль в горизонтальном распределении радионуклидов играют структурные колебания микрорельефа, т.к. его

выпуклые формы являются зонами сноса, а вогнутые – зонами накопления радиоактивных веществ.

При оценке вертикальной миграции ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am по генетическому профилю трёх разновидностей дерново-подзолистых почв на стационарных объектах, была установлена слабо выраженная подвижность всех исследуемых радионуклидов в дерново-подзолистых автоморфных почвах и несколько более интенсивная миграция на участках с повышенной степенью увлажнения в полугидроморфных. Отмечено, что существенным фактором, влияющим на процесс миграции радионуклидов, является наличие и тип органогенного слоя, т.е. лесной подстилки. Максимум содержания радионуклидов в настоящее время сосредоточен в верхнем 10 см слое почвы, однако в лесной подстилке находится значительная их доля от 4,4 до 26,6 % валового запаса. Скорость вертикальной миграции ^{90}Sr в 2 раза превышает скорость миграции ^{137}Cs и ^{241}Am . Центры запаса находятся на глубине от 0,21 см для ^{241}Am до 9,85 см для ^{90}Sr .

Сравнительная характеристика радиоактивного загрязнения ранее подвергнутых дезактивации площадок и контрольных участков выявила определенные различия как в общем уровне их загрязнения, так и в распределении содержания радионуклидов в почвенном профиле. Отмечено повышенное накопление радионуклидов в верхнем слое почвы дезактивированных площадок, которое может быть вызвано как биогенными процессами их перераспределения, так и поступлением дополнительного количества радионуклидов с примыкающих участков. Темпы вторичного загрязнения санитарно-защитной зоны исследовательской станции «Масаны» опережают процесс убывания радиоактивности в почве в результате естественного распада радионуклидов. Изучение динамики содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в растительном покрове выявило, что даже через 12 лет, прошедших с момента дезактивации, самое существенное снижение содержания радионуклидов в растениях обеспечивает метод удаления верхнего 30-см слоя грунта. Обеспечено снижение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в 18 и 224 раза соответственно. Сопоставление величин коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в травостой, полученных сразу же после проведения дезактивационных работ в 1999 году, с данными 2012 года показывает, что произошло значительное уменьшение перехода ^{137}Cs из почвы в травянистые растения с течением времени, что свидетельствует о заметном снижении биологической доступности этого радионуклида. В отношении ^{90}Sr следует отметить, что за двенадцатилетний период его подвижность в почве и доступность для растений не изменилась, а в некоторых случаях и увеличилась, так как этот радионуклид довольно слабо фиксируется почвенным поглощающим комплексом и в процессе разрушения топливных частиц происходит постоянное увеличение доли его мобильных форм в почве.

Исследованы особенности накопления радионуклидов донными отложениями. Определено, что содержание радионуклидов в донных отложениях хорошо коррелирует с их содержанием в почвах водосбора и загрязнением поверхностных вод, но средний уровень загрязнения донных

грунтов на территории ПГРЭЗ, как правило, ниже, чем почвы береговой линии. В настоящее время для водоемов ближней зоны соотношение концентраций ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях составляет 1,0 : 0,16 : 0,01. Выявлена положительная корреляция между содержанием органического вещества в донных отложениях и их степенью радиоактивного загрязнения. В свою очередь, степень заиления донных отложений напрямую зависит от водного режима, увеличиваясь в водоемах с малой скоростью водообмена. Наибольшее количество радионуклидов в донных отложениях находится в литоральной, т.е. прибрежной зоне водоемов на глубинах вод до 1 метра. Наиболее загрязнен ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am верхний 10-см слой донных грунтов, однако степень проникновения радионуклидов в толщу донных отложений выше, чем наблюдаемые показатели для почв.

Изучение закономерностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими водными растениями позволили установить особенности их поведения в водоёмах зоны отчуждения. Наиболее высокие абсолютные величины содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в течение всего периода наблюдений на оз. Персток были характерны для водокраса обыкновенного (^{137}Cs 11,7 кБк/кг; ^{90}Sr – 26,8 кБк/кг). Наименьшими значениями отличались растения IV экологической группы – в отношении ^{137}Cs это рогоз узколистный, удельная активность которого составила 0,41 кБк/кг, а ^{90}Sr менее всего содержит тростник обыкновенный 1,7 кБк/кг. Установлены коэффициенты концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr доминирующими видами высших водных растений. Выявлена обратная зависимость коэффициентов концентрирования от степени загрязнения донных отложений ^{137}Cs и ^{90}Sr . При исследовании сезонной динамики отмечена тенденция увеличения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в высшей водной растительности к окончанию вегетационного периода в I, II и III экологических группах и снижение к началу периода увядания (обычно это происходит в сентябре). В отношении IV группы характерна обратная динамика. Темпы поступления ^{90}Sr в высшие водные растения, как правило, выше, чем ^{137}Cs (по сравнению с периодом начала роста).

Процессы реабилитации водоемов ближней зоны отчуждения происходят крайне медленно, в результате чего гидробионты и по сей день характеризуются высоким уровнем радиоактивного загрязнения. Так для моллюсков основным радионуклидом в настоящее время является ^{90}Sr - химический аналог кальция, накапливающийся в раковинах и в значительных количествах присутствующий в водной растительности и донных отложениях водоемов. Выявлено повышенное содержание ^{137}Cs у брюхоногих моллюсков в мягких тканях по отношению к раковине, что объясняется особенностью их питания. Накопление ^{90}Sr в наиболее распространенных видах брюхоногих и двустворчатых моллюсков от 3-х до 168 раз выше, чем ^{137}Cs . Установлено, что брюхоногие моллюски Борщевского затопления (прудовик, катушка) имеют относительно невысокие уровни содержания ^{137}Cs от 53 до 183 Бк/кг и большие уровни содержание ^{90}Sr (0,63 – 11,54 кБк/кг) и соответственно высокие K_d 8,6-207,8. Содержание ^{137}Cs в моллюске катушке ниже, чем в моллюске прудовика (соотношение этого радионуклида в мягких тканях и раковине составляет 1,5

раза), а в отношении содержания ^{90}Sr наблюдается обратно пропорциональная зависимость. Содержание ^{90}Sr в 3,2 раза выше в моллюске катушки, чем в моллюске прудовика.

Заключение. Полученные результаты радиационно-экологического мониторинга могут быть использованы для оценки направленности и скорости процессов миграции радионуклидов в биогеоценозах ближней зоны, а также пополнения баз данных по погодно-климатическим условиям и уровням радиоактивного загрязнения компонентов наземных и водных экосистем ПГРЭЗ. Данные по загрязнению радионуклидами водосборов, воды, донных отложений, макрофитов и гидробионтов этих водоемов, послужат исходным материалом для создания моделей развития радиологической ситуации на водоемах, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

В результате проведения запланированных НИР раскроются закономерности накопления радионуклидов высшей водной растительностью. Будут определены коэффициенты накопления и концентрирования для доминирующих видов водных макрофитов. Рассчитаны коэффициенты пространственной изменчивости содержания в почве ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в зависимости от типа растительного сообщества в отдаленные периоды после ядерной аварии. Полученные результаты расширят научные представления о формировании радиационной обстановки, распространении и накоплении радионуклидов в объектах окружающей среды.

Практическое применение полученных результатов может быть связано с использованием в народном хозяйстве биопродукции водоёмов (сапропель, зелёная масса в кормопроизводстве). Определенное значение могут иметь результаты о возможной степени проникновения радионуклидов в грунтовые воды и интенсивности вторичного радиоактивного загрязнения подвергнутых дезактивации территорий.

Таким образом, материалы комплексного изучения отдельных компонентов природной среды и их совокупности, полученные в ходе выполнения комплексных исследований по радиоэкологическому статусу природно-территориальных комплексов ПГРЭЗ, позволят сформировать целый ряд практических мероприятий. Практическая их направленность будет адресована не только Учреждению «ПГРЭЗ», но и органам исполнительной власти, ряду ведомств и организаций. Следует также отметить, что состав и специфика радиоактивного загрязнения территории позволяют рекомендовать исследовательскую станцию «Масаны» в качестве международного научного полигона для проведения исследований в области радиоэкологии и радиобиологии, изучения биогеохимических циклов долгоживущих радионуклидов в биогеоценозах ближней зоны Чернобыльской АЭС.

ЛИТЕРАТУРА

1. Хомутин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге: Монография. Киев: УкрНИИСХР, 2001. – 160 с.

2. Трофимов В.Т., Епишин В.К. Литомониторинг – содержание, структура, роль инженерной геологии в его реализации // Инженерная геология и геологическая среда. Докл. сов. геол. на XXVIII сессии межд. геол. конгр. (Вашингтон, июль, 1989). М.: ВСЕГИНГЕО, 1989. С. 71-78.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
4. Бондарь Ю.И., Кудан П.М. Научные исследования Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // 20 лет после чернобыльской катастрофы: Сб. науч. трудов. Гомель: РНИУП Институт радиологии, 2006. С. 4-14.
5. Евдокимов В.Н., Марченко Ю.Д. 10 лет исследовательской станции Масаны им. В.Н. Фёдорова: итоги и перспективы //20 лет после Чернобыльской катастрофы. Сб. науч. трудов. Гомель: РНИУП Институт радиологии, 2006. С. 15-21.
6. Чеченин В.П., Пискунов В.С., Вакар А.Е. Радиационно-экологические исследования на станции «Масаны» // Биологическое разнообразие Национального парка «Припятский и других особо охраняемых природных территорий: Сб. науч. трудов Национального парка «Припятский». Туров. Мозырь: Белый ветер, 1999. С. 294-296.
7. Марченко Ю.Д. Влияние дезактивации земельных участков методом тройного перекапывания на поступление ^{137}Cs из почвы в растения естественного возобновления // Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века: материалы 7-й межд. науч. конф., 17-18 мая 2007 года, г. Минск, Республика Беларусь / под ред. С.П. Кундаса, С.Б. Мельнова, С.С. Позняка. Мн.: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2007. С. 164.
8. Цыбулько Н.Н., Анципов Г.В. Полесский государственный радиационно-экологический заповедник – задачи специфика и перспективы развития // Практика, проблемы и перспективы особо охраняемых природных территорий республики Беларусь и Российской Федерации (заседание двадцать девятое, г. Брест, 14-15 июня 2012 года) / Под ред. С.Г. Стрельченко. Мн.: Центр системного анализа и стратегических исследований НАН Беларуси, 2012. С. 283-293.

ПОГОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Ю.Д. Марченко

Введение. В настоящее время климат рассматривается не только как важнейший фактор, влияющий на все природные системы, но и как изменяющийся природный ресурс. Изменения климата многообразны и проявляются, в частности, в изменении частоты и интенсивности климатических аномалий и экстремальных погодных явлений [1]. Постоянные

изменения метеорологических элементов – характеристик состояния атмосферы: облачность, давление, температурный, влажностный и ветровой режимы являются результатом атмосферных процессов и определяют погоду и климат на данной местности. Погодно-климатические факторы в свою очередь оказывают существенное влияние на перераспределение и миграцию радионуклидов в наземных и водных биогеоценозах. При экстремальных условиях погоды, например, при сильном ветре происходит взмучивание донных отложений, что может приводить к существенному изменению радиационной ситуации в водоёмах. При усилении ветра, а также возникновения пылевых бурь, засух и засушливых явлений существует вероятность осложнения радиационной ситуации в результате поднятия в воздух с подстилающих поверхностей значительного количества радионуклидов. Метеорологические условия оказывают решающее значение на пожарную опасность в лесах и относятся к прямо действующим факторам. В зависимости от колебаний климата происходят изменения сроков сезонной активности животных и растений, изменяются границы их ареалов.

Таким образом, погодно-климатические условия оказывают влияние не только на радиационную обстановку и пожарную опасность лесных площадей, но и на состояние растительного и животного мира (влияние аномально тёплых зим, изменение сроков наступления реперных значений температур и других метеорологических величин и их характеристик). Вопросы влияния климата приобрели фундаментальное для науки и практики значение, поскольку эффективное планирование и управление требует анализа и учёта природных показателей. В связи с этим, изучение погодно-климатических условий представляет интерес для специалистов отдела лесного хозяйства, сотрудников научных отделов ПГРЭЗ в части оценки влияния основных метеорологических параметров на состояние природной среды [2].

Известно, что атмосферные условия сильно меняются в годовом ходе – от зимы к лету и от лета к зиме. Совокупность этих условий несколько меняется и от года к году. Но от одного многолетнего периода к другому совокупность атмосферных условий меняется лишь в самых ограниченных пределах, причем эти изменения имеют характер колебаний, то в одном, то в другом направлении. Климат, таким образом, обладает устойчивостью и поэтому является одной из физико-географических характеристик местности, одной из составляющих географического ландшафта.

Если климат рассматривается как совокупность состояний атмосферы, повторяемость условий погоды, его можно описать набором статистических характеристик возможных состояний воздушной среды. Состояние атмосферы определяется набором метеорологических величин, характеризуется совокупностью атмосферных явлений и процессов, поэтому наблюдения и измерения характеристик состояния атмосферы, осредненные за определённый интервал времени, будут непосредственно соответствовать мониторингу климата [3]. Регулярные метеорологические наблюдения дают основу для характеристики физико-географических условий исследуемого района. Проведенными ранее исследованиями было установлено, что погодно-

климатические условия территории этого региона имеют характерные особенности, связанные с сильным влиянием местных факторов, в том числе и от физико-географических условий местности [4, 5].

Поскольку климат можно трактовать как многолетний режим погоды, его описание и изучение опирается на многолетние наблюдения за метеорологическими величинами [6]. Постоянные метеонаблюдения в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС на территории ПГРЭЗ ведутся на исследовательской станции «Масаны» с 1997 года. При проведении анализа были использованы все накопленные к настоящему времени данные инструментальных наблюдений. Это позволило не только выделить значительную флуктуацию погодно-климатических условий, но и существенно повысить точность вероятностных расчётов различных метеорологических характеристик (температуры, осадков, влажности и др.), поскольку многие экстремумы различных метеорологических характеристик были перекрыты именно в последние годы.

Объекты и методы исследования. Объектами исследований явились метеорологические элементы, их оценка и закономерности изменения на территории белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС.

Комплекс инструментальных измерений и визуальных оценок метеорологических величин и их характеристик производился в соответствии с техническим кодексом установившейся практики – «Правила проведения приземных метеорологических наблюдений и работ на станциях» [7], утверждённого постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 9 марта 2009 г. № 4-Т с отменой предшествующего нормативного документа «Наставления гидрометеорологическим станциям и постам» [8]. Первичные метеорологические данные (значения температуры воздуха и почвы, влажность воздуха, атмосферное давление, направление и скорость ветра, общая облачность, количество атмосферных осадков, интенсивность солнечной радиации и другие метеорологические характеристики и параметры, полученные в результате приземных метеорологических наблюдений), сравнивались со средними многолетними величинами (климатическими «нормами»). Обработка данных осуществлялась с использованием редактора Microsoft Excel. Проводился анализ экстремальных погодно-климатических явлений. Выявлялись аномалии, фиксировались все отклонения величин метеорологических элементов от многолетних средних значений, сроков наступления реперных значений температур и других метеорологических величин и их характеристик.

Результаты и их обсуждение. Среди метеорологических факторов особое место занимает облачность, которая как поглощает тепло, так и отражает излучаемую тепловую энергию к земной поверхности. Она оказывает влияние на приход-расход лучистой энергии и продолжительность солнечного сияния [9]. По результатам многолетних наблюдений было установлено, что количество пасмурных дней 8-10 баллов по общей облачности для данной территории составляет 29 % (рис. 1).

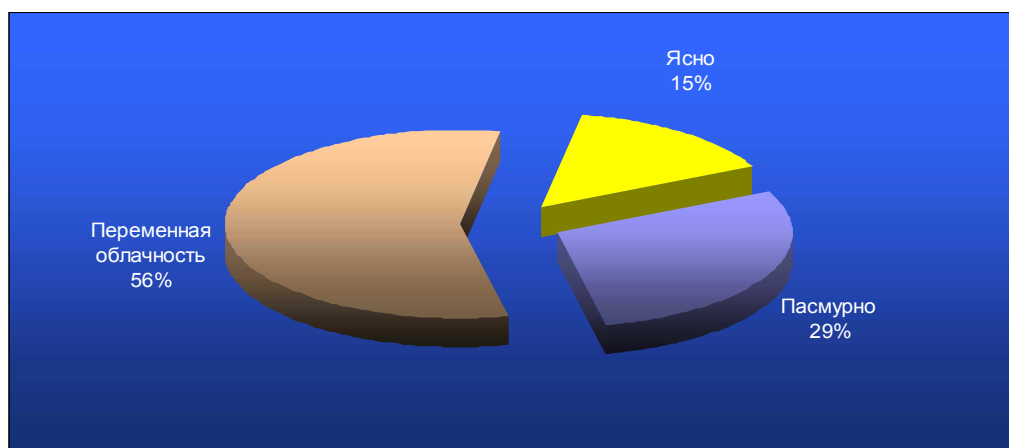


Рис. 1. Средняя годовая облачность, %

Число ясных дней с количеством облаков 0-2 балла – 15 %, а на переменную облачность со значительными изменениями количества облаков 3-7 баллов приходится более половины – 56 %. Следует отметить, что наибольшей облачностью отличаются зимние месяцы в среднем 16 дней без солнца – дней, когда солнечное сияние полностью отсутствует и интенсивность солнечной радиации не превышает $0,12 \text{ кВт/м}^2$. Летом число ясных дней увеличивалось до 6, а большинство ясных дней пришлось на сентябрь.

Количественной мерой солнечной радиации, поступающей на подстилающую поверхность, служит энергетическая освещенность (интенсивность) потока радиации, которая зависит от высоты солнца (влияние времени года), местных погодных условий (облачность, туманы, дожди) и прозрачности атмосферы (изменения энергетической освещенности в безоблачную погоду при определенной высоте солнца). Анализ многолетних инструментальных наблюдений показал, что среднегодовые значения интенсивности суммарной солнечной радиации в реальных условиях облачности колеблются в пределах $0,18-0,25 \text{ кВт/м}^2$. Максимум лучистой энергии в годовом ходе наблюдался в летние месяцы (июнь, июль) $0,45-0,52 \text{ кВт/м}^2$, минимум $0,02-0,05 \text{ кВт/м}^2$ в декабре, что ниже порога интенсивности прямой радиации на перпендикулярную поверхность, начиная с которого отмечается солнечное сияние.

Среднегодовая температура воздуха, которая является наиболее общей характеристикой температурного режима, за весь период инструментальных наблюдений (1997-2012 гг.) составила $+7,8 \text{ }^\circ\text{C}$.

На основе сравнения ежегодных данных наблюдений со средними многолетними значениями за предшествующие годы, предыдущих рядов наблюдений проведена оценка изменения среднегодовой температуры воздуха. Закономерность суточного и годового хода температуры воздуха выявляется при осреднении результатов многолетних наблюдений. Она связана с периодическими колебаниями. Непериодические нарушения суточного и годового хода, обусловленные вторжениями теплых или холодных воздушных масс, искажают нормальный ход температуры воздуха [10]. Наибольшие отклонения в сторону увеличения температур от средних многолетних значений

отмечались в 2007-2008 гг., где среднегодовая температура воздуха оказалась выше «нормы» на 1,2-1,1 °С соответственно (рис. 2).

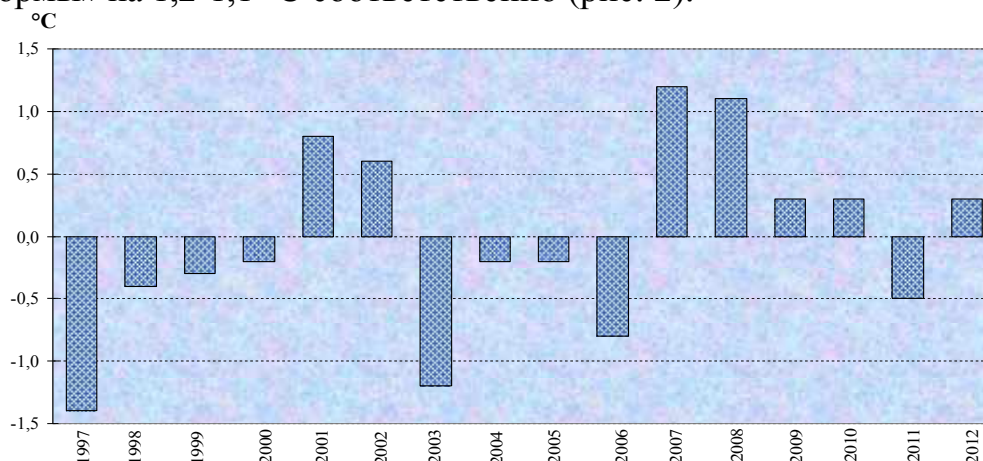


Рис. 2. Отклонения среднегодовой температуры воздуха от среднего многолетнего значения (7,8 °С) за период 1997-2012 гг.

За период 2007-2008 гг. средняя максимальная температура воздуха, характеризующая среднюю температуру наиболее теплой части суток (14-17 часов) также увеличилась, и составила в среднем +14,4 °С. Тем не менее, абсолютный максимум, превышающий самую высокую температуру воздуха за весь период инструментальных наблюдений, был зафиксирован в 2010 году, когда температура воздуха достигла +38,8 °С, что на 0,8 °С превысило абсолютный экстремум наблюдаемый в 2008 году. Наиболее низкие температуры воздуха за весь период инструментальных наблюдений отмечались в 1997; 2003 и 2006 годах. Тем не менее следует отметить, что абсолютный минимум минус -34,4 °С был зарегистрирован в феврале 2012 года, несмотря на то что в целом за период 2012 года просматривалось увеличение среднегодовой температуры. Амплитуда экстремальных температур воздуха за весь период наблюдений составила 73,2 °С, со среднегодовой амплитудой всего в 2,7 °С. Таким образом, отклонение ежегодных данных среднегодовой температуры воздуха от среднего многолетнего значения невелико и не превышает 1,5 °С.

Присущей особенностью территории является превышение суммы осадков за год над количеством испарившейся с поверхности влаги, что создаёт промывной тип водного режима и приводит к заболачиванию пониженных участков, образованию полугидроморфных и гидроморфных почв. Периодически на территории этого региона наблюдаются засушливые периоды. Коэффициент увлажнения по Иванову в различные годы может составлять от 0,8 (пример 2002-2003 год) до 1,3 (пример 2004, 2006 год).

Исходя из средних многолетних значений, полученных за весь период инструментальных наблюдений, на рассматриваемой территории в среднем за год выпадает 609 мм атмосферных осадков. В отдельные годы наблюдаются значительные отклонения от средних многолетних величин (рис. 3).

Наибольшие годовые суммы осадков, отмеченные за весь период наблюдений, находятся в пределах 711-719 мм (2004, 2012 г.), что на 17-18 %

выше среднего многолетнего значения. Минимальное их годовое количество 508-517 мм отмечалось в 1997, 1999 и 2002 годах, что на 15-17 % ниже «нормы».

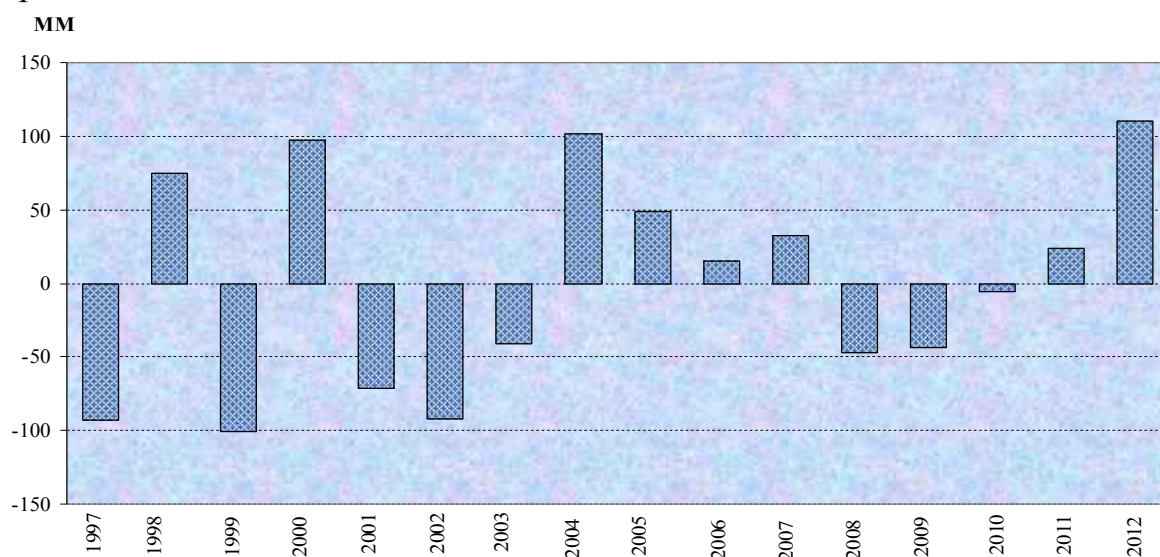


Рис. 3. Отклонение годовых сумм осадков от среднего многолетнего значения (609 мм) за период 1997-2012 гг.

Еще более значительна изменчивость месячных сумм осадков, особенно за теплый период года – наблюдаемые величины составляют от нескольких миллиметров (к примеру, в марте 2007 г. выпало всего 7,4 мм) до 160 мм и более. Максимум осадков приходится на июнь-июль (71-92 мм), минимум – на январь-февраль (29-30 мм). На теплый период в среднем приходится около 70 % всей годовой суммы осадков. Число дней с осадками в среднем составляет 34 %, из них на долю осадков в виде снега около 9 %. Таким образом, исследуемая территория относится к зоне неустойчивого увлажнения и распределение осадков во времени всегда отличается большой изменчивостью.

Устойчивый снежный покров (удерживается не менее месяца), высота которого в основном зависит от количества выпавших осадков и температурных условий периода снегонакопления, устанавливается обычно в начале второй декады декабря и в среднем залегает 80 дней. При этом средняя высота снежного покрова (ВСП) за зимний период достигала от 2 см в 2008 г. до 30 см 2012 г. Средняя ВСП за весь период наблюдений составила 9 см. Таким образом, мощность снежного покрова меняется от года к году и значительно отклоняется от средних величин. Максимальная ВСП 47 см наблюдалась в 2012 году. В этот период при средней плотности снежного покрова 0,21 г/см³ запас воды в снежном покрове на элементах природного ландшафта по данным снегосъемки в среднем составил 63 мм. Максимальный запас воды – 83 мм. В среднем на количество атмосферных осадков, когда они выпадали в основном в твердом виде, приходится 178 мм.

Большое количество атмосферных осадков, обширные лесные пространства и водно-болотные комплексы предопределили повышенную влажность воздуха в регионе. На рис. 4 приведены результаты графического

анализа годовой динамики относительной влажности воздуха, её особенности и основные закономерности за период наблюдения.

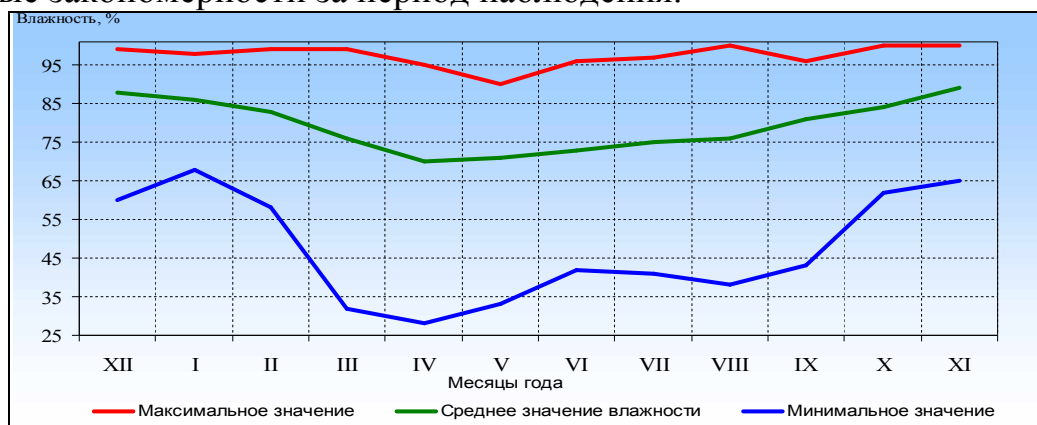


Рис. 4. Годовая динамика относительной влажности воздуха, %

Относительная влажность воздуха, которая представляет собой отношение фактического содержания водяного пара в воздухе к максимально возможному его содержанию при данной температуре, составляет в среднем за год 79 % при наибольших среднемесячных величинах (88-89 %) в декабре-ноябре, и наименьших (70-71 %) в апреле-мае.

Следует отметить, что влажность воздуха является весьма изменчивой характеристикой, она зависит от многих факторов, в том числе от физико-географических условий местности, времени года, суток и ряда других. Анализ годовых колебаний относительной влажности воздуха показывает, что наибольшие флуктуации выше 30 % наблюдаются в декабре и мае (рис. 5).

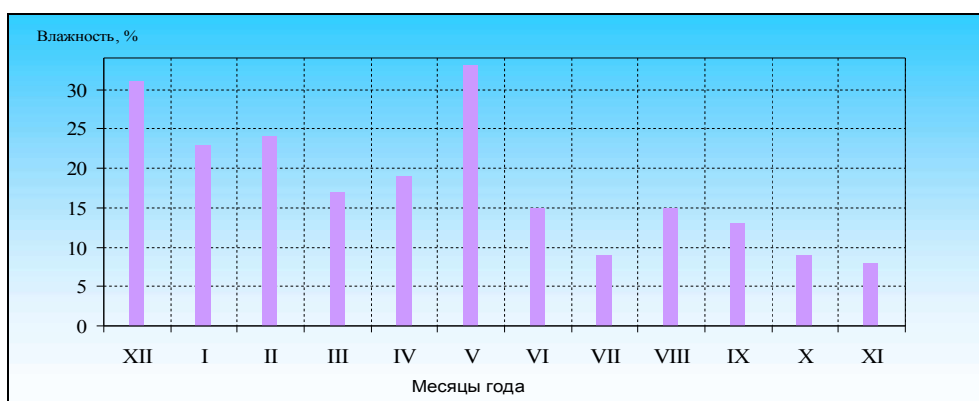


Рис. 5. Годовая амплитуда относительной влажности воздуха, %

В июле, октябре и ноябре годовая изменчивость влажности воздуха не превышает 10 %, а в остальные месяцы колеблется в пределах 13-24 %. Среднее количество влажных дней (>80 %) за весь период наблюдений составило 179. Наибольшее их количество, 217 дней, наблюдалось в 2006 году. Абсолютный минимум относительной влажности воздуха 25 % был отмечен в 2010 году, где было зафиксировано и наибольшее количество сухих дней (<30 %).

Парциальное давление водяного пара, которое зависит от количества водяного пара в единице объёма, за исследуемый период составило 9,6 гПа. Известно, что годовой ход сходен с ходом температуры воздуха – чем выше

температура воздуха, тем большее количество водяного пара может в нём находиться. Тем не менее, в естественных условиях на эту связь в приземном слое атмосферы непосредственно влияют величина испарения и интенсивность турбулентного перемешивания. При слабом обмене в приземном слое содержание водяного пара вблизи земной поверхности повышается, и изменение его во времени зависит от влажности и структуры почвы, уровня грунтовых вод, наличия и характера растительности и т.д. Минимальная величина парциального давления водяного пара (4,1-4,8 гПа) наблюдается в феврале-январе, максимальная (15,7-17,2 гПа) в июне-июле (табл. 1).

Таблица 1

Количественные показатели содержания водяного пара в атмосферном воздухе

Месяц	Парциальное давление водяного пара, гПа	Дефицит насыщения, гПа		Точка росы, °С
		среднее	абсолютное макс.	
XII	5,0	0,5	4,8	-4,1
I	4,8	0,5	2,4	-6,1
II	4,1	0,7	3,7	-7,1
III	5,5	1,8	15,4	-2,4
IV	7,9	4,6	42,6	2,7
V	11,3	6,1	35,6	7,5
VI	15,7	7,7	34,6	13,0
VII	17,2	8,5	32,6	15,5
VIII	15,6	6,5	28,7	13,8
IX	12,9	4,5	21,5	9,2
X	8,9	2,1	18,1	4,1
XI	6,7	0,9	5,1	1,3

Таким образом, наименьшие запасы влаги в воздухе отмечаются в холодные зимние дни, наибольшие в наиболее жаркие – летние. Дефицит насыщения водяного пара, т.е. разность между давлением насыщенного водяного пара при данной температуре и фактическим парциальным давлением в среднем за год составляет 3,7 гПа. При большом дефиците насыщения водяного пара резко возрастает испарение с поверхности почвы и усиливается транспирация растений. Увеличение дефицита насыщения до 20 гПа и более приводит к увяданию растений, при дефиците насыщения свыше 30 гПа – к суховейным явлениям средней интенсивности [11]. Дни с дефицитом насыщения воздуха водяным паром, превышающим 20 гПа, фиксировались практически ежегодно. В среднем в течение апреля-сентября наблюдается около 37 таких дней, причём наибольшее их количество 52 дня пришлось на 2010 год. Свыше 30 гПа – в среднем около 5 дней за год. Недостаток насыщения воздуха водяным паром в зимний период составляет 0,5-0,7 гПа. С марта он увеличивается и достигает максимума 7,7-8,5 гПа в июне-июле.

Точка росы – температура, при которой атмосферный воздух, имеющий определенную исходную температуру и относительную влажность, больше не в состоянии поглощать влагу для исследуемой территории в среднем составляет за год +3,9 °С. Следует отметить, что при температуре ниже точки росы

начинается конденсация водяных паров с образованием туманов, облаков, а на поверхности земли и предметов образуются роса, иней, изморозь. При относительной влажности меньше 100 %, точка росы всегда ниже фактической температуры воздуха. Разность этих температур тем больше, чем меньше относительная влажность. При насыщении, т.е. при относительной влажности 100 %, фактическая температура воздуха совпадает с точкой росы.

Годовые величины атмосферного давления достаточно устойчивы и составляют на уровне станции в среднем около 1002 гПа. Основные особенности годового хода давления воздуха в зоне такие же, как и в других умеренных континентальных районах. Из них наиболее характерны максимумы в мае и октябре-ноябре, минимум в июне-июле. Необходимо отметить, что в отличие от других метеоэлементов, таких как температура, осадки, скорость ветра и влажность, атмосферное давление практически полностью определяется общими атмосферными процессами, расположением рассматриваемого региона на земном шаре и высотой над уровнем моря. В среднем вблизи земли при поднятии на 8 м давление уменьшается на 1 гПа [11].

От годовых изменений в распределении атмосферного давления по земной поверхности зависит и годовой ход скорости и направления ветра. Известно, что в связи с наличием общей циркуляции атмосферы и местных циркуляций, ветер всё время меняет величину и направление в любой точке атмосферы, однако, в разных районах эта изменчивость ветра различна [12]. Сезонная смена полей давления также определяет ветровой режим территории (рис. 6).

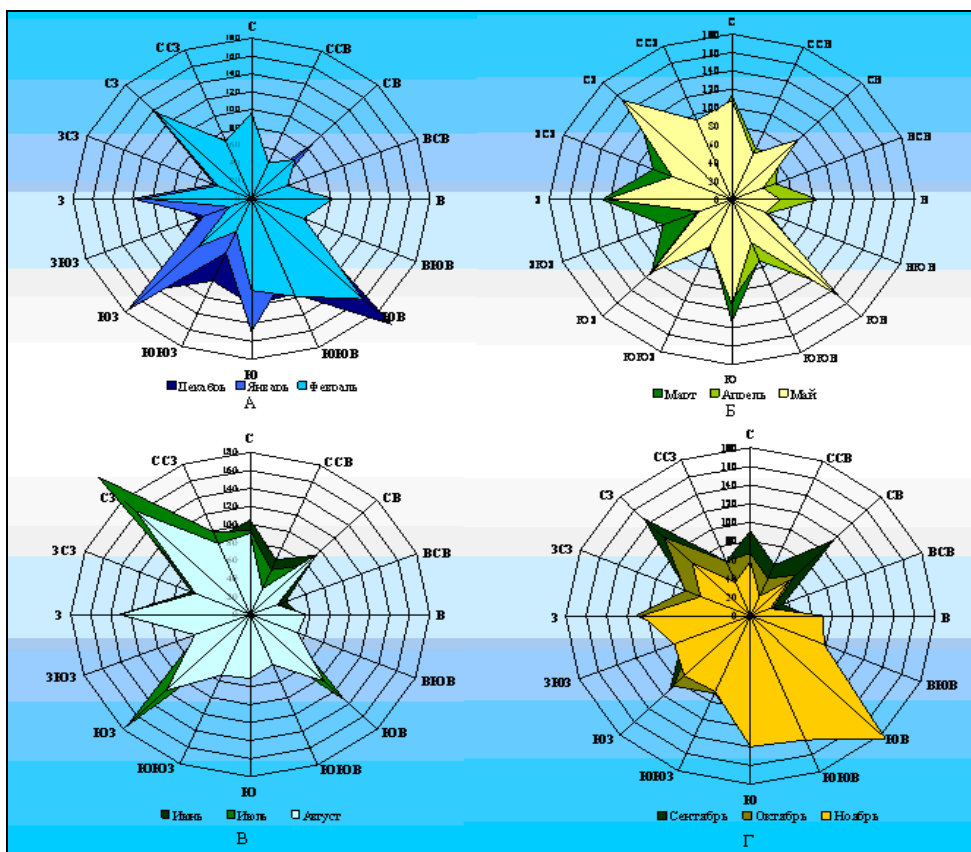


Рис. 6. Сезонная повторяемость ветров в различные периоды:
А – зимний, Б – летний, В – весенний, Г – осенний

В зимний период наибольшую повторяемость ветров составляют ветра юго-восточного и юго-западного направления. В летний период преобладают северо-западные ветра. Ветры всех направлений почти равновероятны в весенний период, а осенью, как и в зимний период, наибольшая повторяемость юго-восточных ветров.

Средняя скорость ветра в различные годы изменялась от 1,5 до 3,3 м/с и составила 2 м/с. Так как скорость ветра является векторной величиной, т.е. одновременно характеризуется числовым значением модуля скорости и направлением, поэтому при построении графика (розы ветров) учитывалась и скорость ветра (рис. 7).

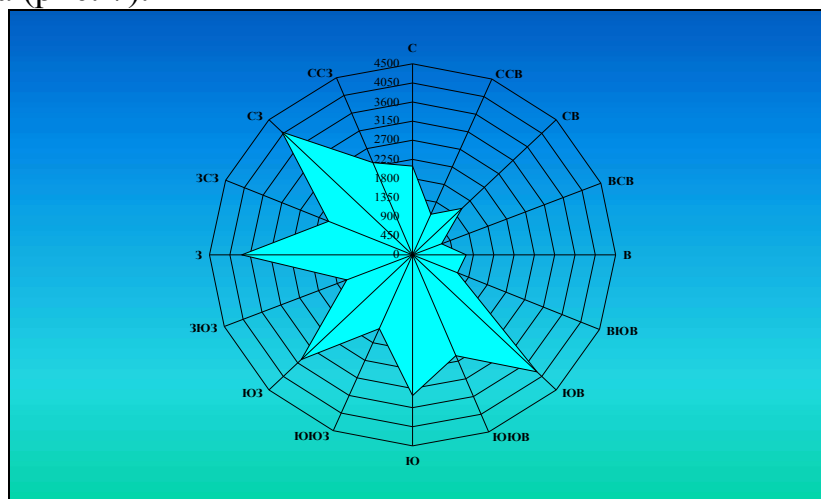


Рис. 7. Годовая роза ветров

Преобладающие направления ветров за весь исследуемый период составили ветра северо-западного, западного и юго-восточного направления. Следует отметить, что годовой ход почти всех климатических характеристик ветра по территории чрезвычайно изменчив. Несмотря на то, что ветровой режим благодаря значительной залесённости территории оценивается слабой ветровой нагрузкой в течение всего года, в отдельные периоды могут наблюдаться опасные природные явления – скорость ветра достигает 15 м/с и выше (2-3 раз в год). Наибольшее количество таких явлений приходится на весенний период. Таким образом, характер подстилающей поверхности самым непосредственным образом влияет на ветровой поток, его скорость и направление. Под влиянием ландшафта и различных препятствий скорость ветра может, как усиливаться, так и ослабевать.

Заключение. Анализ многолетних инструментальных наблюдений позволил установить, что на территории белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС интенсивность суммарной солнечной радиации в реальных условиях облачности находится в пределах от 0,18 до 0,25 кВт/м². Средняя годовая температура воздуха около +7,8 °С, отклонение ежегодных данных от среднего многолетнего значения невелико и не превышает 1,5 °С. Максимально наблюдаемая температура достигала +38,8 °С, а минимальная опускались до -34,4 °С. Исследуемая территория относится к зоне неустойчивого увлажнения и распределение осадков во времени всегда отличается большой

изменчивостью. В среднем за год выпадает 609 мм осадков. В отдельные годы количество осадков колеблется от 508-517 мм до 711-719 мм. Снежный покров в среднем залегает 80 дней. Высота снега от 2 до 30 см. Ежегодно отмечается повышенная влажность воздуха. Относительная влажность составляет в среднем за год 79 % при наибольших среднемесячных величинах (88-89 %) в декабре-ноябре, и наименьших (70-71 %) – в апреле-мае. Парциальное давление изменяется от 4,1-4,8 гПа в феврале-январе до 15,7-17,2 гПа – в июне-июле. Среднее годовое давление воздуха на уровне станции (114 м над уровнем моря) – около 1002 гПа. Средняя годовая скорость ветра колеблется от 1,5 до 3,3 м/с, а преобладающими ветрами являлись ветра северо-западного, западного и юго-восточного направления.

ЛИТЕРАТУРА

1. Наркевич И.П., Вавилонская О.Н. Основные Аспекты Изменения климата в Беларуси // Научно-методическое обеспечение деятельности по охране окружающей среды: проблемы и перспективы. Сб. науч. трудов. Мн., Бел НИЦ «Экология», 2011. С. 46-57.
2. Марченко Ю.Д. Состояние и изменение режима погоды в ближней зоне Чернобыльской АЭС // Научно-методическое обеспечение деятельности по охране окружающей среды: проблемы и перспективы. Сб. науч. трудов. Мн., Бел НИЦ «Экология», 2011. С. 85-90.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
4. Марченко Ю.Д. Климатические условия 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС//20 лет после Чернобыльской катастрофы. Сб. науч. трудов. Гомель: РНИУП Институт радиологии», 2006. С. 22-26.
5. Марченко Ю.Д. Особенности погодно-климатических условий территории белорусского сектора ближней зоны Чернобыльской АЭС // Природные ресурсы Национального парка «Припятский» и других особо охраняемых природных территорий Беларуси: изучение, сохранение, устойчивое использование. Сб. науч. трудов НП «Припятский». Мн., «Белорусский дом печати», 2009. С. 69-72.
6. Климатология / Под ред. Дроздова О.А., Кобышевой Н.В. Л., 1989.
7. Правила проведения приземных метеорологических наблюдений и работ на станциях. Минск: Минприроды, 2009. – 182 с.
8. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Л: Гидрометеиздат, 1985. Вып. 3. Ч. 1. – 300 с.
9. География Белоруссии. Изд. 2-е, перераб. / Под ред. В.А. Дементьева и др. Мн., «Вышэйш. школа», 1977. – 320 с.
10. Чирков Ю.И. Агrometeorология. Л: Гидрометеиздат, 1986. – 296 с.
11. Климат Беларуси / Под ред. В.Ф. Логинова. Мн. 1996. – 235 с.
12. Хромов С.П., Мамонтова Л.И. Метеорологический словарь Л: Гидрометеиздат, 1963. – 620 с.

ФЛУКТУАЦИЯ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ НЕКОТОРЫХ ПОГОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

С.А. Калиниченко, Ю.Д. Марченко, В.Л. Борисенко

Введение. Несмотря на 27-летний период, прошедший после катастрофы на Чернобыльской АЭС, уровни радиоактивного загрязнения территории ближней зоны остаются высокими. Особенно это касается водных и сильно увлажненных биотопов, где поведение радионуклидов еще недостаточно изучено и требует детального анализа протекающих процессов. Большое значение при радиоэкологической оценке играет пространственная и временная неоднородность плотности загрязнения, радионуклидного состава и физико-химических форм чернобыльских выпадений. На сложность прогнозирования развития радиационной обстановки в будущем накладывает отпечаток и присутствие в почве ближней зоны высокоактивных частиц реакторного топлива, что в последнее время вызывает много вопросов. Необходимо учитывать, что ближняя зона аварийного загрязнения ЧАЭС характеризуется преимущественно конденсационно-топливным типом радиоактивных выпадений. Радиологическое значение таких высокоактивных частиц во многом зависит от плотности их выпадения, дисперсности, степени физической и химической устойчивости матрицы в реальных почвенно-климатических условиях. Кроме того, состояние природной среды, биосферы непрерывно изменяется. Эти изменения различны по характеру, направленности, величине, неравномерно распределены в пространстве и во времени [1].

Выявлять закономерности изменения радиационной обстановки на загрязненной территории и следить за развитием экосистем в этих динамических условиях позволяют только длительные мониторинговые исследования. Радиоэкологический мониторинг компонентов наземных и водных экосистем предусматривает наблюдение и контроль на стационарных объектах за радиационной обстановкой, содержанием и перераспределением радионуклидов в водных и наземных экосистемах, установление связи с погодно-климатическими явлениями для оценки и прогноза общей радиоэкологической обстановки.

Многочисленные исследования, проводимые как в условиях чернобыльской катастрофы, так и других техногенных аварий, связанных с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду, выявили ряд закономерностей, влияющих на изменение мощности дозы γ -излучения (МД) и как следствие на радиационную обстановку. При этом рассматривались вопросы влияния на величину МД плотности загрязнения территории и радионуклидного состава выпадений, параметров вертикальной миграции, типов и разновидностей фитоценозов, вопросы экранирования излучения почвой и почвенной влагой, толщиной и плотностью снежного покрова и др.

В настоящей работе в большей степени затрагивается вопрос влияния на величину МД таких погодно-климатических параметров как коэффициент

увлажнения и испаряемость, а также рассматривается сезонная динамика МД на территории зоны отчуждения.

Объекты и методы исследования. Исследования были проведены на постоянных пунктах наблюдения (ППН) – девяти фиксированных реперных точках (Рр), с 1996 г. являющихся объектами радиационно-экологического профиля (РЭП) «Масаны», согласно нормативно-методической документации по мониторингу радиоактивного загрязнения природной среды. Экспериментальные пункты наблюдения расположены в различных территориально-природных комплексах, характерных для ПГРЭС, отличающихся наиболее высокой плотностью радиоактивного загрязнения. Измерения МД на Рр проводятся ежегодно 3 раза в месяц на высоте 3-4 см и 1 м над поверхностью почвы в соответствии с "Основными положениями обследования, оценки радиационной обстановки и построения карт загрязнения радионуклидами территории Республики Беларусь" с помощью дозиметров-радиометров: ЕЛ-1117, МКС-1117а.

Комплекс инструментальных измерений, визуальных оценок метеорологических величин и их характеристик, выполняемый на территории белорусского сектора ближней зоны ЧАЭС, производился согласно техническому кодексу установившейся практики – «Правила проведения приземных метеорологических наблюдений и работ на станциях» [2]. Первичные метеорологические данные (значения температуры воздуха и почвы, влажности воздуха, атмосферного давления, направления и скорости ветра, количества атмосферных осадков, интенсивности солнечной радиации) и другие метеорологические характеристики и параметры, полученные в результате приземных метеорологических наблюдений, сравнивались со средними многолетними величинами (климатическими «нормами»). Фиксировались все отклонения от средних многолетних значений, проводился анализ экстремальных погодно-климатических явлений и анализировалось влияние метеопараметров на величину мощности дозы γ -излучения. Проведение регулярных метеорологических наблюдений дает основу для характеристики физико-географических условий исследуемого района, что позволяет сделать заключение о влиянии изменения климата на радиоэкологическую обстановку в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС.

Результаты и их обсуждение. Содержание γ -излучающих радионуклидов в окружающей среде характеризуется мощностью дозы γ -излучения. Многолетние исследования указывают, как правило, на то, что существует прямая зависимость между суммарной плотностью загрязнения почвы γ -излучающими радионуклидами и МД [3]. Различная степень загрязненности почв радиоактивными элементами с разными периодами полураспада является определяющей при изменении МД. Преобладание в почве короткоживущих радионуклидов приводит к более интенсивному снижению МД. При радиоэкологическом моделировании эти процессы обычно описываются двухкомпонентной экспоненциальной функцией с учетом быстрой и медленной компонент снижения [4]. В начальный период после аварии распад короткоживущих ^{131}I , ^{134}Cs и др., а также активные процессы

перераспределения продуктов радиоактивных выпадений по компонентам экосистем обуславливали высокие темпы снижения МД. В настоящее время темпы снижения МД стабилизировались, и определяются главным образом различиями в скорости вертикальной миграции ^{137}Cs в почве в зависимости от почвенно-растительных условий и водного режима конкретных территорий. Темпы снижения МД на поверхности несколько выше (в 2 раза) и составили за последние 14 лет около 20 %, по сравнению с таковыми на высоте 1 м, где значение МД уменьшилось лишь на 10 %. Данное естественное явление в радиоэкологии отмечено рядом исследователей и связано с изменением геометрии формирования МД при увеличении высоты.

Физико-химические свойства почв, степень и режим их увлажнения также оказывают существенное влияние на диффузный перенос радионуклидов. Поскольку радиоактивный распад ^{137}Cs одинаково проявляется в любых условиях, то экранирование излучения почвой и почвенной влагой является важным фактором, способствующим снижению МД. Причем, как показано нами в предыдущих публикациях [5], экранирование почвенной влагой может иметь такое же значение, как и самой почвой. Следовательно, при одинаковой плотности загрязнения ^{137}Cs МД будет меньше на гидроморфных и полугидроморфных почвах по сравнению с автоморфными.

Много споров вызывает вопрос о влиянии погодных-климатических величин на МД, перераспределение радионуклидов в объектах окружающей среды и формирование радиационной обстановки. Ранее исследованиями показано, что на величину МД значительное влияние оказывает толщина и плотность снежного покрова. В связи с этим сезонная динамика МД, как правило, имеет типичную закономерность, наблюдаемую при обычных для нашего региона погодных-климатических условиях. Заметные изменения в динамике значений МД наблюдаются обычно в зимние месяцы, что прослеживается на протяжении многих лет. Максимальными значениями МД как на поверхности, так и на высоте 1 м характеризуется летне-осенний период. Наблюдаемые колебания значений для различных пробных площадей связаны с индивидуальными особенностями биотопов, на которых они расположены (режимом увлажнения, типом растительности и т.д.). Так, минимальные сезонные колебания МД в наших исследованиях были характерны для пойменных реперов, расположенных на гидроморфных почвах, максимальные для залежи.

Динамика МД, как показывают многолетние исследования, зависит от типа фитоценозов. Установлено, например, что при прочих равных условиях МД в сосняке превышает таковую в лиственных фитоценозах. Это связано с тем, что подстилка в лиственных насаждениях разлагается более интенсивно, а, следовательно, процессы миграции радионуклидов вглубь почвы также идут быстрее. В целом лесные фитоценозы остаются основными аккумуляторами радиоактивных элементов. Хорошо задерненные бывшие пахотные земли характеризуются слабой миграционной и высокой задерживающей способностью по отношению к основным дозообразующим радионуклидам.

Сложность оценки действия других метеопараметров заключается в адекватности выбора статистических методов анализа. Оперировав столь динамичными и переменными факторами, значения которых могут многократно изменяться в течение суток, необходимо обрабатывать достаточно мощную статистическую базу, чтобы вычленив влияние того или иного параметра. Все попытки объяснить ранее наблюдаемые нами скачкообразные изменения уровней МД, основываясь на климатических показателях именно того момента, в который происходили эти флуктуации, не могли достаточно точно уловить те временные интервалы, когда параметры были сопряжены. Но не только в этом заключается проблема объективной оценки: динамичность окружающей среды и вариабельность показателей настолько существенна, что наблюдаемый нами эффект может проявиться только по истечении времени, так называемый "эффект временного сдвига". Следовательно, применяя в данном случае корреляционный анализ, мы будем наблюдать в большинстве случаев полный антагонизм между исследуемыми параметрами. В связи с этим нами был обработан массив метеоданных, полученных в течение последних пяти лет, и сопряжен с соответствующими значениями МД. Это позволило получить реальную картину зависимости МД от таких климатических показателей, как испаряемость и коэффициент увлажнения (рис. 1).

Из представленных графических данных хорошо заметна прямая многолетняя зависимость величин мощности дозы от испаряемости и обратная зависимость от коэффициента увлажнения. Как отмечалось выше, в обоих случаях имеет место эффект задержки во времени: сначала снижается испаряемость и увеличивается коэффициент увлажнения и только затем через определенное время уменьшается значение мощности дозы. Однако необходимо учитывать тот факт, что такая картина характерна только для данных погодно-климатических условий, т.е. воздействие метеоусловий зависит от значений нескольких метеопараметров, их комплексного сочетания. Отклонения от климатической нормы отдельных метеоэлементов, как это наблюдалось, например, в 2008 году, когда был отмечен аномальный температурный режим, отсутствовал устойчивый снежный покров, а также в этот период происходило усиление скорости ветров практически в 2 раза, естественно приведут к изменению характера флуктуации данных показателей. При этом вероятна иная картина сезонной динамики МД γ -излучения и будет наблюдаться характерное увеличение ее среднегодовых абсолютных значений. Таким образом, моделируя исследуемые величины только в длительных временных интервалах, можно установить характер и направленность происходящих изменений и прогнозировать развитие радиационной обстановки в заданных погодно-климатических условиях.

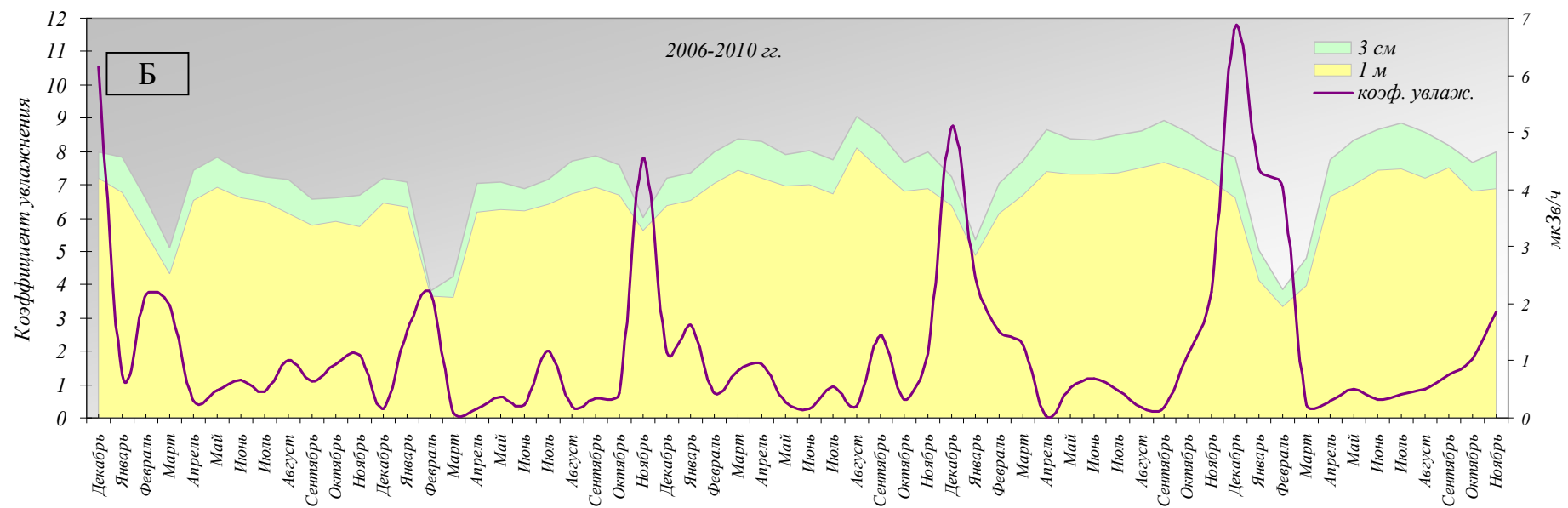
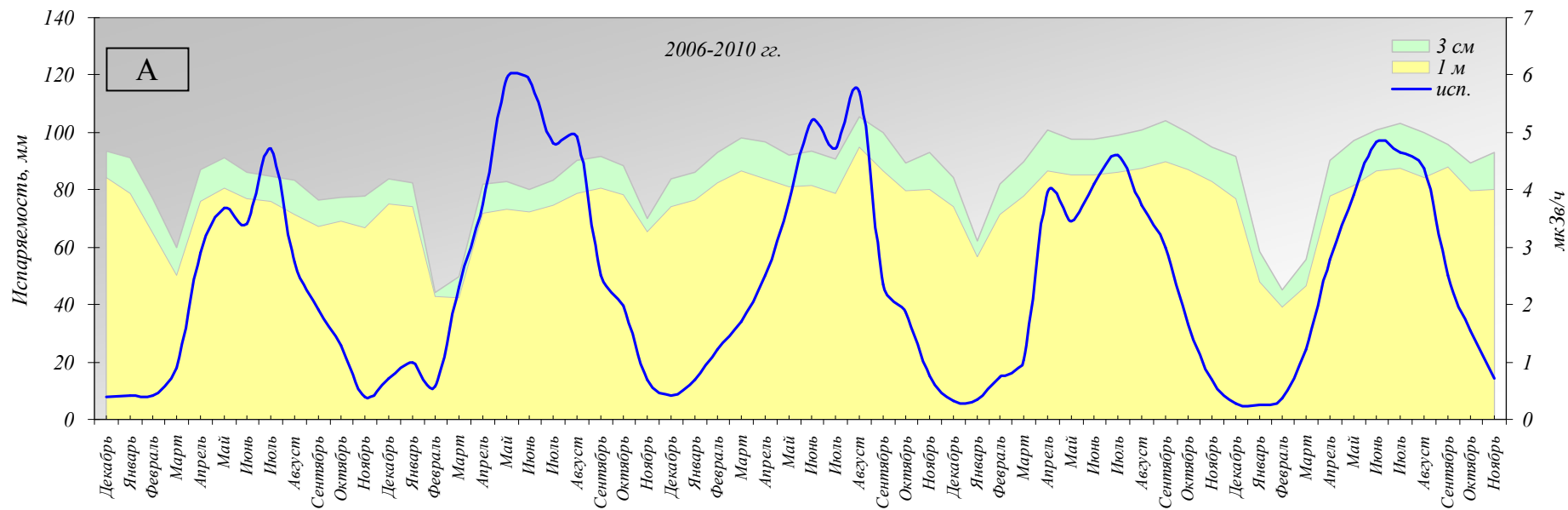


Рис. 1. Зависимость МД от испаряемости (А) и коэффициента увлажнения (Б)

Заключение. Анализ наиболее значимых факторов, влияющих на изменение величины МД, показал, что наряду с такими уже известными характеристиками, как радиоактивный распад, количество почвенной влаги, наличие, толщина и плотность снежного покрова, тип фитоценоза, физико-химические свойства почвы, выступают и другие погодно-климатические параметры. Проведенные комплексные исследования о влиянии метеорологических условий на мощность дозы γ -излучения позволили установить зависимость величин МД от испаряемости и коэффициента увлажнения. Полученные достоверные зависимости в дальнейшем будут способствовать более точному и своевременному прогнозу изменения радиационной обстановки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
2. Правила проведения приземных метеорологических наблюдений и работ на станциях. Минск: Минприроды, 2009. – 182 с.
3. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др. // Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель, 1999. С. 68-137.
4. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. С. 37-45.
5. Бондарь Ю.И., Калиниченко С.А., Марченко Ю.Д. Динамика радиационной обстановки в природных комплексах ближней зоны Чернобыльской АЭС // Весці НАН Беларусі. Сер. біял. навук. 2010. №2. С. 19-24.

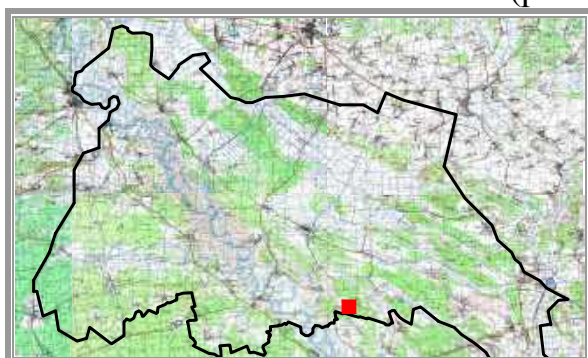
ПАРАМЕТРЫ ЛАТЕРАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am В ПОЧВЕ ЗАЛЕЖИ НА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

С.А. Калиниченко, Р.А. Ненашев, С.В. Смяткина

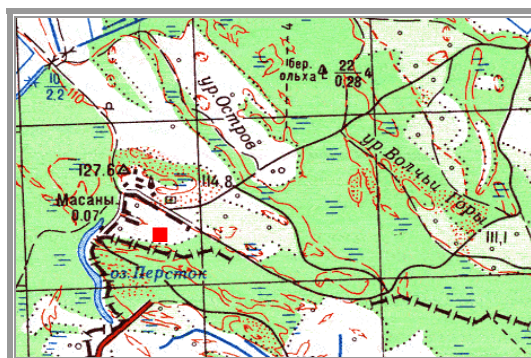
Введение. Формирование пространственного загрязнения поверхности почвы ближней зоны ЧАЭС является динамическим процессом, способным существенно изменить ситуацию с течением времени. Такие изменения зависят от ряда факторов как живой, так и неживой природы: погодно-климатические воздействия, ландшафтная дифференциация, сукцессионные процессы, связанные с изменением интенсивности и направленности антропогенного воздействия, деятельность живых организмов [1, 3]. Ландшафтный анализ и оценка распределения радионуклидов являются важными элементами системы радиоэкологической безопасности, направленной на улучшение обстановки на данной территории. Немаловажным фактором при этом является тип и степень лесорастительного покрытия исследуемого биогеоценоза. Специфика

перераспределения радионуклидов будет существенно различаться в зависимости от типа формирования верхнего органогенного слоя, где в качестве биологического материала может выступать как быстро разлагающаяся подстилка лиственного леса, так и мощная многолетняя и многослойная подстилка сосняка. Иначе происходит пространственное перераспределение радионуклидов на поверхности участков лишенных лесорастительного покрытия (луга, залежи, суходолы).

Объекты и методы исследования. В качестве экспериментального полигона нами была выбрана площадка размером 100×100 м на территории бывшего сельхозугодия (залежи) с автоморфным типом почвы, расположенная в зоне отчуждения в районе исследовательской станции «Масаны» на расстоянии около 10 км от ЧАЭС (рис. 1).



А



Б

Рис. 1. Экспериментальный полигон (■) (А – карта-схема, Б – участок карты)

При исследовании пространственной неоднородности радиоактивных выпадений был использован метод вложенных квадратов. Внутри большой (основной) экспериментальной площадки были выбраны малые размером 10×10 м, с которых и проводился отбор смешанных образцов почвы стандартным пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см (рис. 2).



А



Б

Рис. 2. Отбор почвенных образцов (А – пробоотборник, Б – пакетирование)

Были проведены измерения мощности дозы γ -излучения (МД) на высоте 1 м и 3-4 см от поверхности почвы при помощи дозиметра-радиометра МКС (EL) – 1117А.

Исследуемая экспериментальная площадка расположена в 132 квартале Радинского лесничества, имеющим тип лесорастительных условий А₂. Почва

дерново-подзолистая со средней плотностью $1,47 \text{ г/см}^3$ ($294,8 \text{ кг/м}^2$). В южной части участка, ближе к границе Беларуси с Украиной, отделяющей также и большой лесной массив сосняка мшистого, начинаются процессы естественного лесовозобновления, где встречаются одиночные растения подроста сосны (рис. 3).

Весьма разнообразным является ботанический состав изучаемого сообщества (рис. 3), среди которого встречались представители злаковых, бобовых, гречишных, сложноцветных, лютиковых и других семейств. Среди доминирующих видов травянистых растений представлены: пырей, кострец безостый, полевица, клевер розовый, полынь, горец, щавель, дрема белая, фиалка лесная, лютик, вероника дубравная, хвощ.



А



Б

Рис. 3. Исследуемое сообщество (А – внешний вид, Б – подрост сосны)

Вдоль южной границы полигона отмечены несколько уцелевших растений древесно-плодовых культур, малины. Данный тип биогеоценоза является типичным и широко распространенным для территории заповедника и в целом Белорусского Полесья. Средняя высота полигона над уровнем моря составила 93 м. Географические координаты крайних угловых точек участка представлены в табл. 1.

Таблица 1

Координаты полигона исследований

Ю-З	С-З	С-В	Ю-В
51°30'20.8"	51°30'23.9"	51°30'22.8"	51°30'19.6"
30°01'21.0"	30°01'22.7"	30°01'27.8"	30°01'26.0"

Полевые исследования проведены в сухую погоду, измерение МД – в весенний период, до отрастания травянистой растительности. Смешанные образцы почвы, включающие 5 уколов, передавались для лабораторных исследований (сушка, гомогенизация, взвешивание, спектрометрия). При статистической обработке результатов использовались стандартные биометрические методы: вариационная статистика, корреляционный анализ [5].

Результаты и их обсуждение. Оценка содержания радионуклидов в почве показала, что максимальные уровни плотности загрязнения выбранного полигона составили: для ^{137}Cs – 8079 кБк/м^2 (212 Ки/км^2), для ^{90}Sr – 4551 кБк/м^2 (123 Ки/км^2), для ^{241}Am – $148,9 \text{ кБк/м}^2$ ($4,0 \text{ Ки/км}^2$). Данные величины являются в большинстве случаев характерными для южной части белорусского сектора зоны отчуждения.

Было установлено, что среднее значение МД на высоте 1 м составило 3,69 мкЗв/ч, на поверхности почвы – 4,01 мкЗв/ч. Проведенные измерения МД на высоте 1 м на территории экспериментального полигона показали невысокую вариабельность, коэффициент вариации (V) составил 8,5 % (рис. 4). На высоте 3-4 см от поверхности почвы коэффициент вариации значений МД составил 14,6 % (рис. 5). При этом коэффициент корреляции (r_{xy}) с МД на высоте 1 м составляет 0,71.

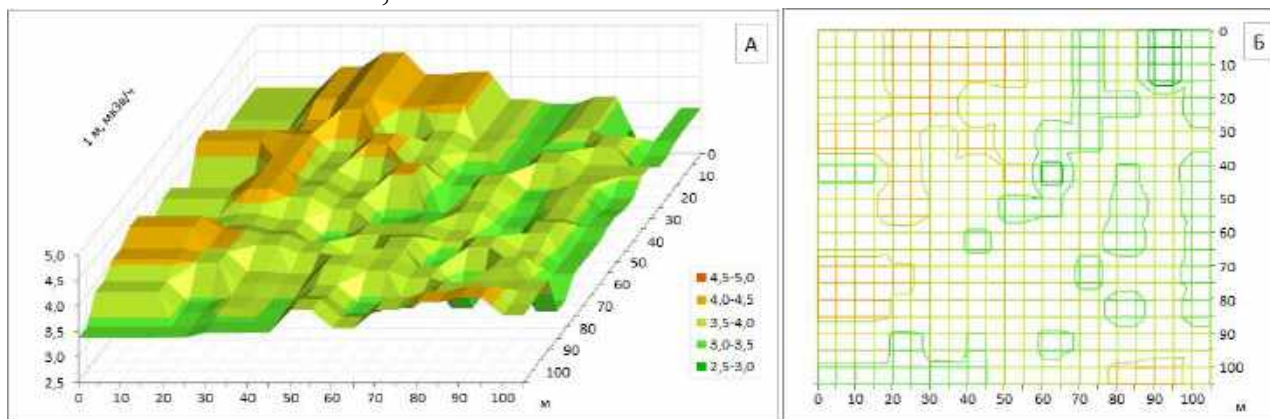


Рис. 4. Латеральное распределение МД на высоте 1 м экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), мкЗв/ч

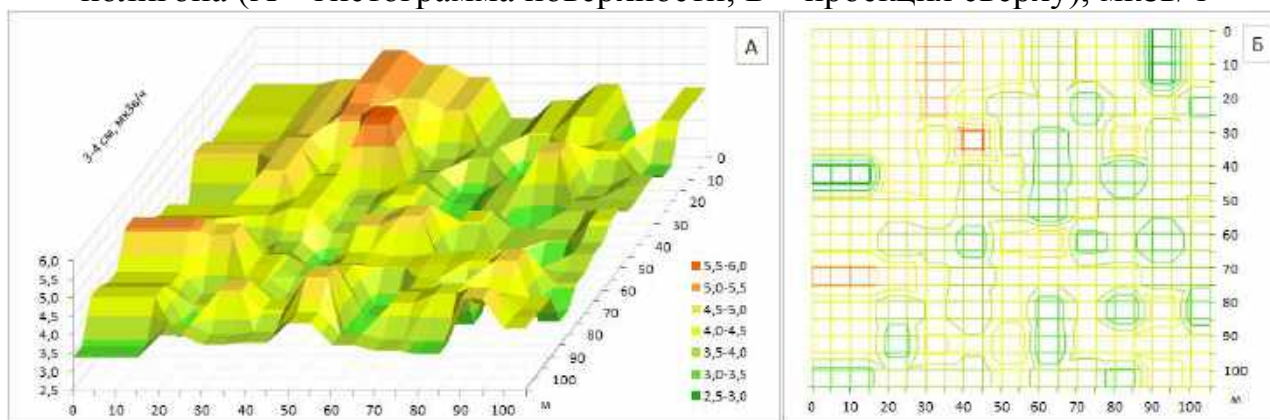


Рис. 5. Латеральное распределение МД на высоте 3-4 см экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), мкЗв/ч

Изменение значений мощности дозы на территории исследуемого биогеоценоза на поверхности почвы имеет высокую положительную корреляцию и схожую тенденцию проекционных следов с МД на высоте 1 м. Более высокая точность сходимости в данном случае невозможна, из-за увеличения интегральности формирования величины МД с высотой. На данном экспериментальном полигоне характер распределения уровней МД обусловлен в основном процессами первоначального выпадения аэрозолей на поверхность с последующим перераспределением радионуклидов с участием в нем биоты и климата. На момент радиоактивных выпадений данный участок представлял собой типичный агроценоз с минимальным набором травянистой растительности, вплоть до монокультуры. Это обстоятельство позволяет нам рассматривать данный полигон в качестве примера влияния естественных сукцессионных процессов на горизонтальное перераспределение

радионуклидов за время, прошедшее с момента аварии, в отличие от участков, покрытых лесом. Гетерогенность микрорельефа и режим увлажнения в данном случае не могут оказывать существенного влияния на изменение радиационной обстановки, так как перепады высот незначительны и нивелируются роющей деятельностью копытных и других животных.

Анализ латеральной дифференциации ^{137}Cs в верхнем 20-см слое почвы обнаружил участки с различными уровнями загрязнения. Причем разница между минимальным и максимальным значениями составила 5 раз (рис. 6).

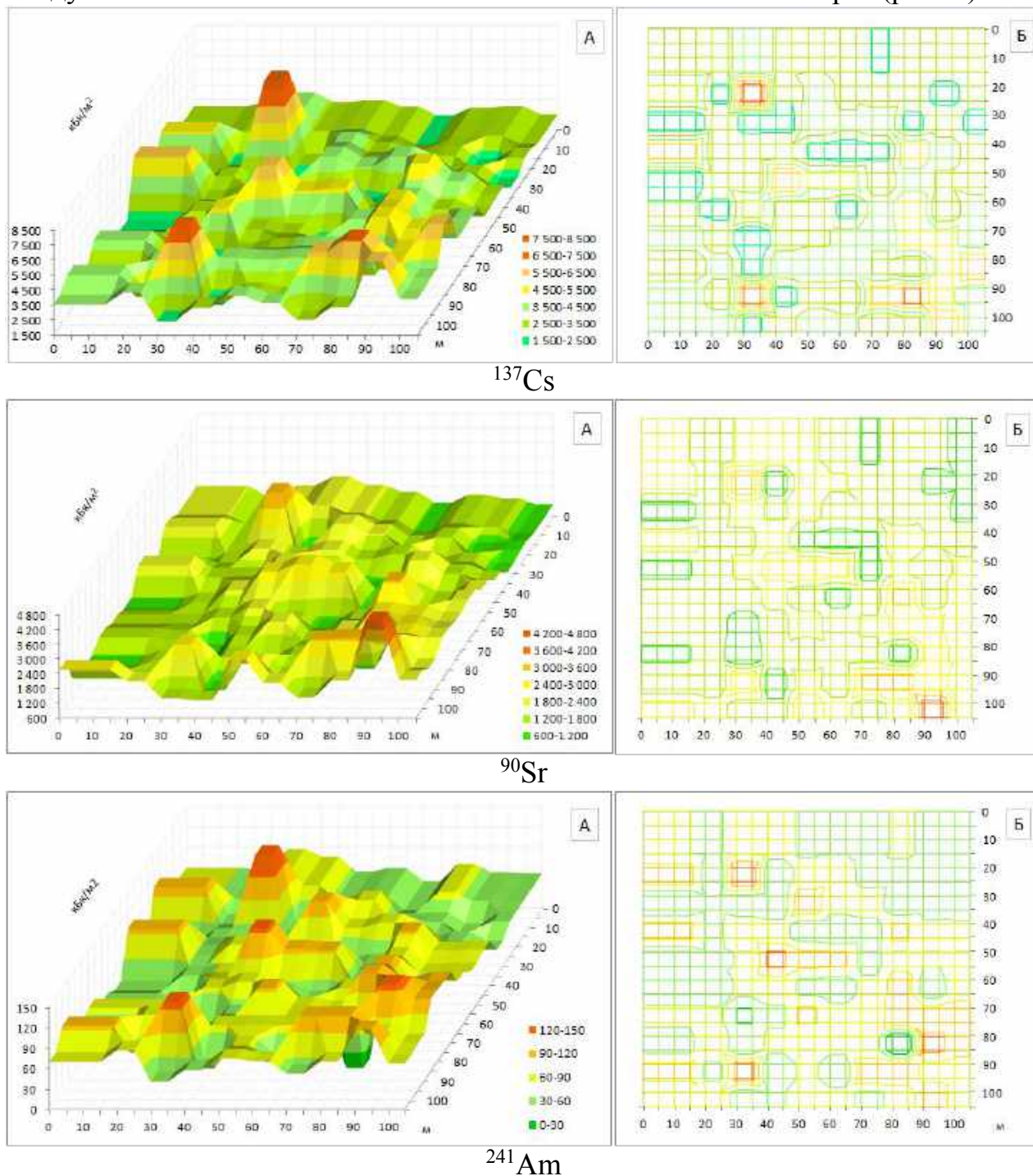


Рис. 6. Латеральное распределение ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am на поверхности экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), кБк/м²

Коэффициент вариации ^{137}Cs для экспериментального полигона составил 34,0 %, что характерно для отдаленного периода радиационной аварии. Представленные данные распределения ^{137}Cs указывают на определенное соответствие плотности загрязнения пробных площадей результатам γ -съемки. Участки с максимальными параметрами МД обнаруживают наиболее высокое содержание ^{137}Cs в почве и наоборот.

Значение эмпирического коэффициента корреляции при этом приближается к 0, что логично при сравнении неравнозначных категорий. Только графическое сравнение проекционных следов указывает на явную тенденцию выделения участков с наиболее высокими и низкими уровнями радиоактивного загрязнения в границах экспериментального полигона.

При исследовании перераспределения ^{90}Sr в пространстве наблюдается тенденция соотношения его содержания с ^{137}Cs . Пробные площади с высокими и низкими плотностями загрязнения почвы радионуклидами чаще всего совпадают (рис. 6).

Коэффициент вариации ^{90}Sr для экспериментального полигона в данном случае составил 36,0 %, что в значительной степени согласуется с таковым для ^{137}Cs . Данное обстоятельство указывает на идентичный характер происхождения и весьма схожие процессы латеральной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr на полигоне. Это подтверждается и достаточно высоким коэффициентом положительной корреляции ($r_{xy} = 0,81$). Различие между минимальным и максимальным значением плотности загрязнения почвы ^{90}Sr в данном случае составило 6,5 раза, что выше по сравнению с таковым для ^{137}Cs . Корреляция же между плотностью загрязнения территории ^{90}Sr и МД также как и в случае с ^{137}Cs незначительна и указывает лишь на общие тенденции перераспределения радионуклидов в пространстве.

В отношении ^{241}Am был обнаружен аналогичный характер поведения при латеральной миграции, как и для ^{137}Cs , ^{90}Sr (рис. 6). Размах вариации минимального и максимального значений по плотности загрязнения в данном случае значительно выше, по сравнению с таковым для ^{137}Cs и ^{90}Sr и составляет 32,4 раза. Это, по всей видимости, подтверждает нахождение ^{241}Am в почве в составе матрицы топливных частиц, а также его способность к комплексообразованию, что ограничивает миграционные способности данного радионуклида. Коэффициент вариации ($V = 37,5 \%$) содержания ^{241}Am в почве залежи незначительно выше таковых для ^{137}Cs и ^{90}Sr , что также подтверждает идентичную картину распределения всех трех исследуемых радионуклидов в почве участка. На это же указывает и высокий коэффициент положительной корреляции уровней радиоактивного загрязнения почвы ^{241}Am при сравнении с таковыми для ^{137}Cs ($r_{xy} = 0,90$) и ^{90}Sr ($r_{xy} = 0,81$).

В целях выявления характера распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в почве на территории экспериментального полигона нами был проведен вариационный анализ по основным статистическим параметрам (табл. 2).

Анализ характера варьирования признака показал идентичную картину изменения содержания в почве для всех радионуклидов на данном

экспериментальном полигоне, что подтверждается практически одинаковым коэффициентом вариации.

Таблица 2

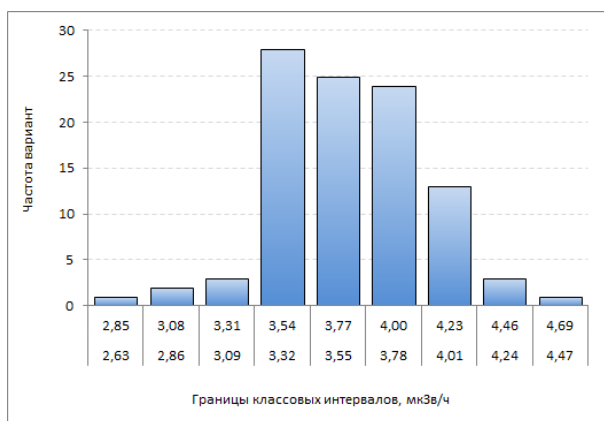
Статистические параметры результатов измерения МД γ -излучения и плотности загрязнения экспериментального полигона ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am .

Параметр	Сред - нее	lim		σ	σ^2	A_s	E_x	t_{A_s}	t_{E_x}	Дов. инт.*	V, %
		$x_{\min.}$	$x_{\max.}$								
МД 1 м (МКЗВ/ч)	3,69	2,74	4,48	0,31	0,10	-0,07	0,35	0,28	0,72	0,06	8,46
МД 3-4 см (МКЗВ/ч)	4,01	2,70	5,67	0,58	0,34	0,26	-0,16	1,08	0,34	0,11	14,57
^{137}Cs (кБк/м ²)	3587,2	1584,5	8079,4	1218,8	1485552,7	1,27	1,95	5,28	4,08	238,89	34,0
^{90}Sr (кБк/м ²)	1778,8	698,9	4550,9	640,9	410698,0	1,28	2,67	5,29	5,59	125,61	36,0
^{241}Am (кБк/м ²)	67,5	4,6	148,9	25,3	639,9	0,74	0,62	3,05	1,29	4,96	37,5

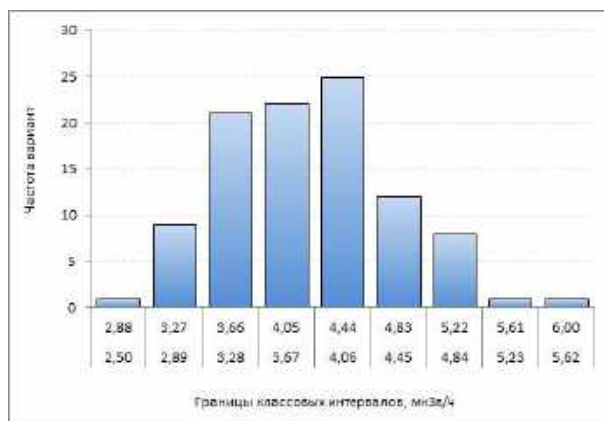
* - расчет произведен при уровне доверительной вероятности $P \leq 0,05$

Показатели дисперсии и среднего квадратического отклонения приемлемы для заданных условий имеющейся совокупности значений. Менее всего варьирует такой показатель как МД, представляя собой производный результат измерения от нескольких источников. И чем выше проводится измерение от поверхности почвы, тем, естественно, будет происходить большее нивелирование точечных источников и ниже будет корреляционная связь с содержанием радионуклидов в почве. Расчет значений доверительного интервала показал незначительное отклонение от величины средних значений при характерном для таких исследований уровне значимости ($P \leq 0,05$), что говорит о высокой достоверности проведенных наблюдений. Однако данные характеристики варьирования не содержат информации о законе распределения всей совокупности полученных данных. Для этого был проведен анализ эмпирических вариационных рядов с проверкой нулевой гипотезы (рис. 7).

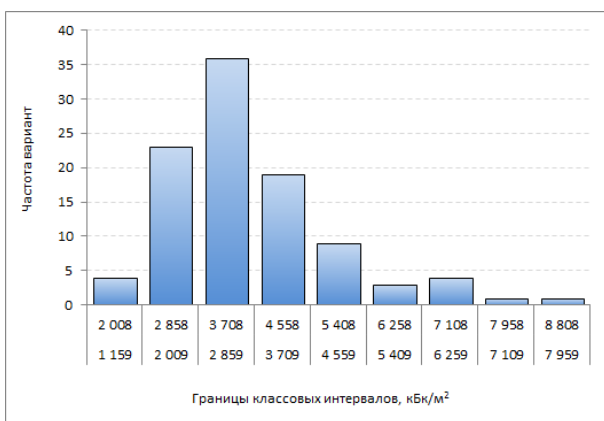
При расчете параметров вариационных рядов были оценены показатели асимметрии и эксцесса, их ошибки и критерии достоверности. Для наших исследований при $N = 100$, ошибки асимметрии и эксцесса составляют: $S_{A_s} = 0,24$ и $S_{E_x} = 0,48$. Расчет критериев достоверности этих оценок (t_{A_s} , t_{E_x}) показал, что только в случае с МД γ -излучения можно говорить о распределении эмпирических данных по нормальному закону. Это подтверждает и проверка по биометрическим таблицам. В остальных случаях нулевая гипотеза опровергается. Данные расчеты подтверждают теорию о логнормальном пространственном распределении чернобыльских выпадений [2, 4]. При исследовании пространственного распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am на залежи обращает на себя внимание во всех случаях правосторонняя (положительная) асимметрия вариационной гистограммы. В отношении ^{90}Sr наблюдается небольшая дискретность, направленная также как и асимметрия в сторону образцов с наибольшим содержанием ^{90}Sr .



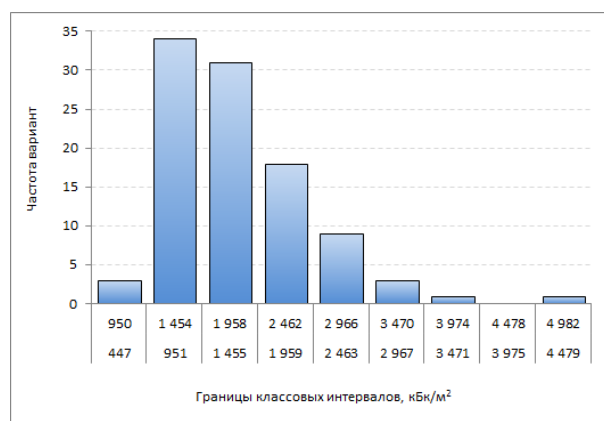
А



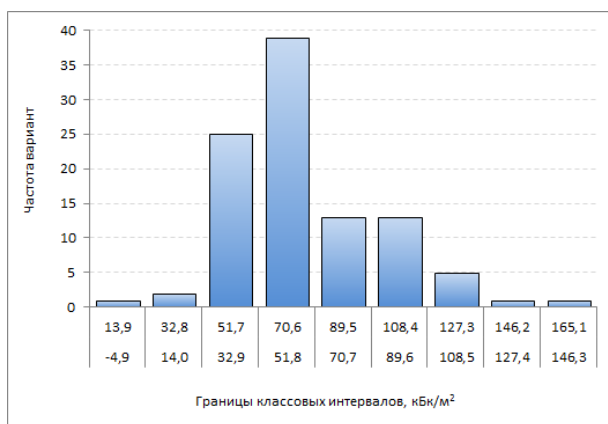
Б



В



Г



Д

Рис. 7. Гистограммы распределения МД и радионуклидов на поверхности экспериментального полигона: А – МД 1 м, Б – МД 3-4 см, мкЗв/ч; В – ^{137}Cs , Г – ^{90}Sr , Д – ^{241}Am , кБк/м²

Заключение. Проведенные исследования и статистический анализ указывают на ряд общих закономерностей пространственного распределения радионуклидов в почве. Все три исследуемых радионуклида (^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am) имеют одинаковый характер варьирования признака при латеральном перераспределении в верхнем 20-см слое. Все изучаемые признаки согласно постулатам биологической статистики, независимо от уровня организации живого вещества в окружающей нас среде, должны подчиняться нормальному

закону распределения. С течением времени параметры миграции радионуклидов в исследуемой нами системе достигнут таких значений, при которых произойдет уравнивание всех динамических составляющих и система перейдет в квазистабильное состояние. Данные процессы будут происходить с различной интенсивностью для каждого радионуклида, что связано с их физико-химическими свойствами, количеством, свойствами самой почвы и режимом увлажнения, и, конечно же, с мощностью работы биотической составляющей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели / Автореф. дис. ...докт. географ. наук: 25.00.23 // МГУ им. М.В. Ломоносова. М., 2008. – 40 с.
2. Иванов Ю.А. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове // Научно-технический сборник «Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения». Киев, 2009. №9. С. 23-39.
3. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В.А.Ипатьев, В.Ф.Багинский, И.М.Булавик и др. // Под общ. ред. В.А.Ипатьева. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
4. Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V., Kaminsky S.P., Levtchuk S.E., Protsak V.P., Kadygrib A.M., Zvarich S.I., Yoschenko V.I., Tschiersch J. Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident // Journal of Environment Radioactivity, 2001. Vol. 56. № 3. P. 285-298.
5. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учеб. Пособие для биологич. спец. вузов. – 3-е изд., перераб. и доп. М.: Высш. школа, 1980. – 293 с.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПОСЛЕ ПРОВЕДЕНИЯ ДЕЗАКТИВАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

Р.А. Ненашев, Ю.Д. Марченко, С.А. Калиниченко, Ю.И. Бондарь

Введение. Получение достоверных сведений об интенсивности вторичного перераспределения радионуклидов в ландшафтах является актуальным при проведении дезактивационных мероприятий. Исследования такого рода, проведенные после чернобыльской катастрофы, показали, что после снятия верхнего 15 см слоя грунта и последующей вспашки ряда экспериментальных участков в г. Припять через 12 лет на них наблюдались признаки вторичного загрязнения. Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве было подобно распределению на незатронутом контрольном участке, хотя и с более выраженным заглоблением. Авторами этих исследований сделан

вывод о том, что удаление богатого гумусного слоя почвы приводит к снижению ее сорбционных свойств и повышению коэффициентов перехода радионуклидов в растительность в среднем в 1,1-2,0 раза для ^{137}Cs и 1,3-2,8 раза для ^{90}Sr [1, 2].

С целью изучения вторичного перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове после проведения дезактивационных мероприятий проведено изучение текущего загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr ранее дезактивированной площадки, расположенной на территории ПГРЭС в ближней зоне Чернобыльской АЭС.

Объекты и методы исследования. Исследования проводились в 2011-2012 годах, на модельной площадке площадью 200 м², находящейся около исследовательской станции «Масаны».

На данной площадке в 1999 году было применено три способа дезактивации: тройное перекапывание почвы (участок 1), простое перекапывание (участок 2), снятие верхнего слоя почвы (участок 3). Тройная перекопка заключалась в последовательной перекопке слоев почвы 0-15 см, 15-30 см, 30-45 см, при которой менялась очередность почвенных слоев: верхний, наиболее загрязненный слой, размещался на глубине 30 см; нижний, наименее загрязненный, занял промежуточное положение; средний, плодородный слой, содержащий гумус, выносился наверх. На участке с простой перекопкой переворачивался верхний 15-20 см слой почвы. С участка №3 целиком удалялся верхний 30-см почвенный слой.

Почва площадки дерново-подзолистая супесчаная, слабоподзоленная пахотная, подстилаемая с глубины 35 см песком рыхлым мелкозернистым оглееным. Растительный покров представлен злаковым разнотравьем с доминированием пырея ползучего.

Сведения о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и растительном покрове непосредственно после проведения дезактивационных работ в 1999 году представлены в табл. 1.

Таблица 1

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и растительном покрове модельной площадки непосредственно после проведения дезактивации (1999 г.)

Наименование экспериментального участка	Способ проведения дезактивации	Плотность радиоактивного загрязнения почвы, кБк/м ²		Содержание радионуклида в растительном покрове, кБк/кг	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Участок 1	Тройная вспашка с оборотом верхнего пласта	381	121	0,44	1,40
Участок 2	Простая вспашка	2984	1613	0,17	5,45
Участок 3	Снятие верхнего слоя грунта	24	13	0,14	0,25
Контроль	-	6043	3149	2,11	6,61

Отбор проб почвы на экспериментальных участках проводился тростевым буром диаметром 40 мм на глубину 200 мм посредством 5 уколов в

период с июня по август. Для контроля производился отбор проб почвы на расстоянии 10 м от внешнего периметра площадки с шагом 6 м. В каждой точке отбора проб почвы измерялась мощность эквивалентной дозы и отбиралась проба растительного покрова на учетной площадке 1 м².

Результаты и их обсуждение. В табл. 2 представлена сравнительная характеристика плотности радиоактивного загрязнения почвы и содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в растительном покрове на экспериментальных и контрольных площадках на основании данных, полученных в 2011-2012 гг.

Таблица 2

Содержание ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr в почве и растительном покрове модельных площадок (2012 г.)

Наименование экспериментального участка	Способ проведения дезактивации	Плотность радиоактивного загрязнения почвы, кБк/м ²		Содержание радионуклида в растительном покрове, кБк/кг	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Участок 1	Тройная вспашка с оборотом верхнего пласта	907±291	430±121	0,11±0,03	0,84±0,15
Участок 2	Простая вспашка	3094±464	1251±169	0,10±0,03	7,79±0,97
Участок 3	Снятие верхнего слоя грунта	22,4±2,3	9,7±1,1	0,04±0,01	0,13±0,01
Контроль	-	3404±334	1358±159	0,76±0,16	29,14±5,19

Как видно из данных, наиболее высокий уровень содержания ¹³⁷Cs в почве и растительном покрове отмечен на контрольных участках. Плотность загрязнения почвы и содержание ¹³⁷Cs в травостое контроля составляет 3400 кБк/м² и 760 Бк/кг соответственно. При этом на дезактивированных участках плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs в настоящее время снижена относительно контроля в 1,1-152 раза в зависимости от примененных способов дезактивации (табл. 3).

Таблица 3

Кратность снижения содержания радионуклидов в почве и растительном покрове экспериментальных участков относительно контроля

Наименование экспериментального участка	Почва		Растительный покров	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Участок 1 (Тройная вспашка)	3,8	3,2	6,9	34,8
Участок 2 (Простая вспашка)	1,1	1,1	7,9	3,7
Участок 3 (Снятие грунта)	152	141	18	228

По прошествии 12 лет после проведения этих мероприятий наименее эффективным методом дезактивации почвы остается простая вспашка: плотность радиоактивного загрязнения ¹³⁷Cs в этом случае близка к контрольным значениям. Однако следует отметить, что загрязненность растительности на участке после простой вспашки существенно ниже

(в 7,9 раза). Тройная вспашка почвы (участок 1) более результативна с точки зрения ее воздействия на снижение (в 3,8 раза) плотности загрязнения ^{137}Cs . Уменьшение активности радионуклида в растениях после данного вида обработки почвы также является достаточно выраженным (в 6,9 раза), однако менее существенным, по сравнению с ранее рассмотренным методом. Самое значимое снижение плотности загрязнения почвы радионуклидами отмечено на участке №3 после полного снятия грунта. Этот метод обработки также обеспечивает самое существенное снижение содержание радионуклидов в растениях.

На рис. 1 представлены данные по относительному вертикальному распределению ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почв экспериментальных и контрольных участков.

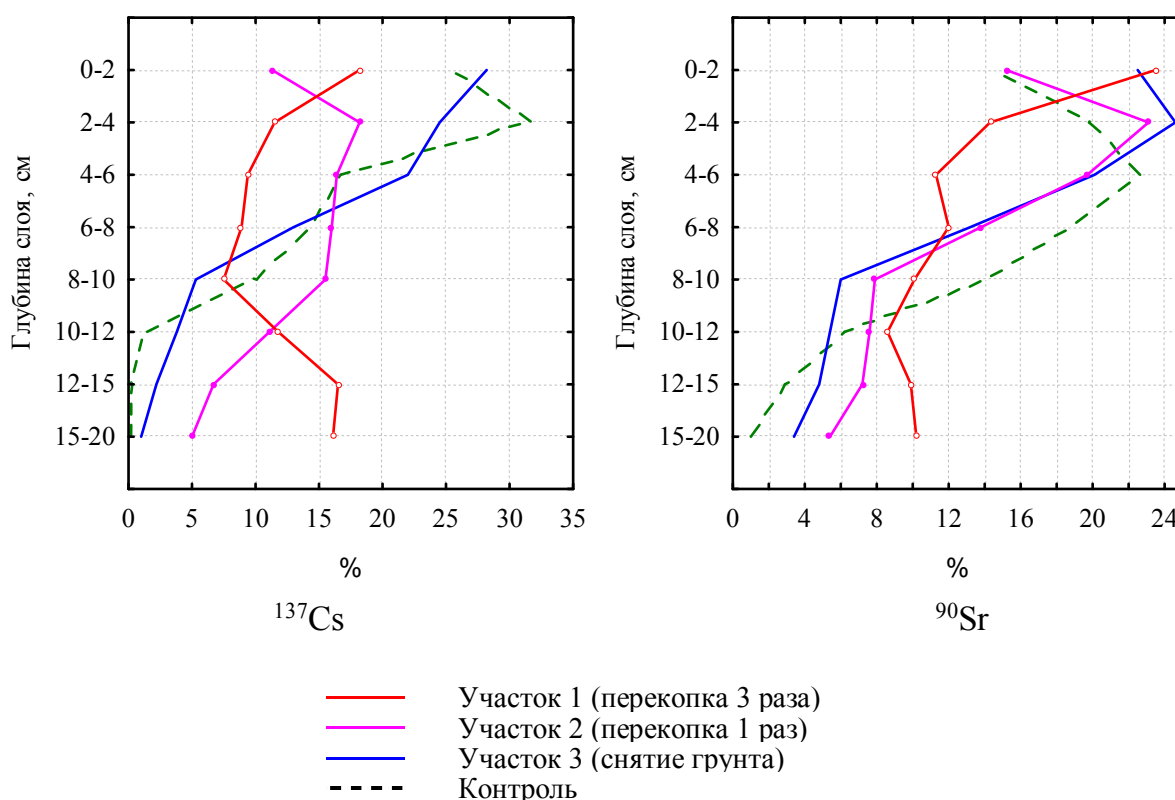


Рис. 1. Вертикальное распределение радионуклидов в почве экспериментальной площадки и контроля, %

Из представленных данных видно, что характер распределения радионуклидов по почвенному профилю, прежде всего, определяется примененным способом дезактивации. Обычно целью таких дезактивационных приемов, как перекопка верхнего слоя почвы, является достижение более-менее равномерного распределения радионуклидов по почвенному профилю с заглублением верхнего наиболее загрязненного почвенного слоя. Как показали наши исследования, этот эффект для ^{137}Cs в целом сохраняется и через 12 лет после дезактивации. Вертикальное распределение ^{137}Cs в почве участков 1 и 2 в настоящее время значительно отличается от контрольного, хотя при этом отчетливо заметно некоторое увеличение концентрации радионуклида в

верхнем 0-4 см горизонте. Совершенно иной характер вертикального распределения радионуклидов отмечен при обследовании участка 3, где снимался верхний наиболее загрязненный слой грунта. В настоящее время вертикальное распределение как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr по почвенному профилю на этом участке соответствует общему экспоненциальному закону, характерному для почвы контрольного участка с сосредоточением основного запаса радионуклидов в верхнем 10-см слое почвы.

При сопоставлении распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле подвергнутых дезактивации участков установлены существенные различия. В отличие от более-менее равномерного содержания ^{137}Cs по слоям почвы после перекопки, характер распределения ^{90}Sr можно описать сглаженной экспонентой с нахождением 50 % запаса радионуклида в верхнем пятисантиметровом слое почвы. Следует отметить, что проведенный в 1999 году анализ вертикального распределения радионуклидов сразу же после проведения дезактивационных работ не выявил каких-либо отличий между ними. Таким образом, по прошествии 12 лет первоначальное равномерное содержание ^{90}Sr в почвенном профиле существенно трансформировалось и привело к вторичному загрязнению верхних слоев почвы. Эта закономерность может быть обусловлена рядом причин, например, активным выносом ^{90}Sr на поверхность почвы растениями при сезонном отмирании их надземной части.

Анализ коэффициентов перехода (Кп) ^{137}Cs в растительность (рис. 2) показал, что данный показатель претерпевает менее выраженные изменения в результате дезактивационной обработки почвы, по сравнению с абсолютными значениями.

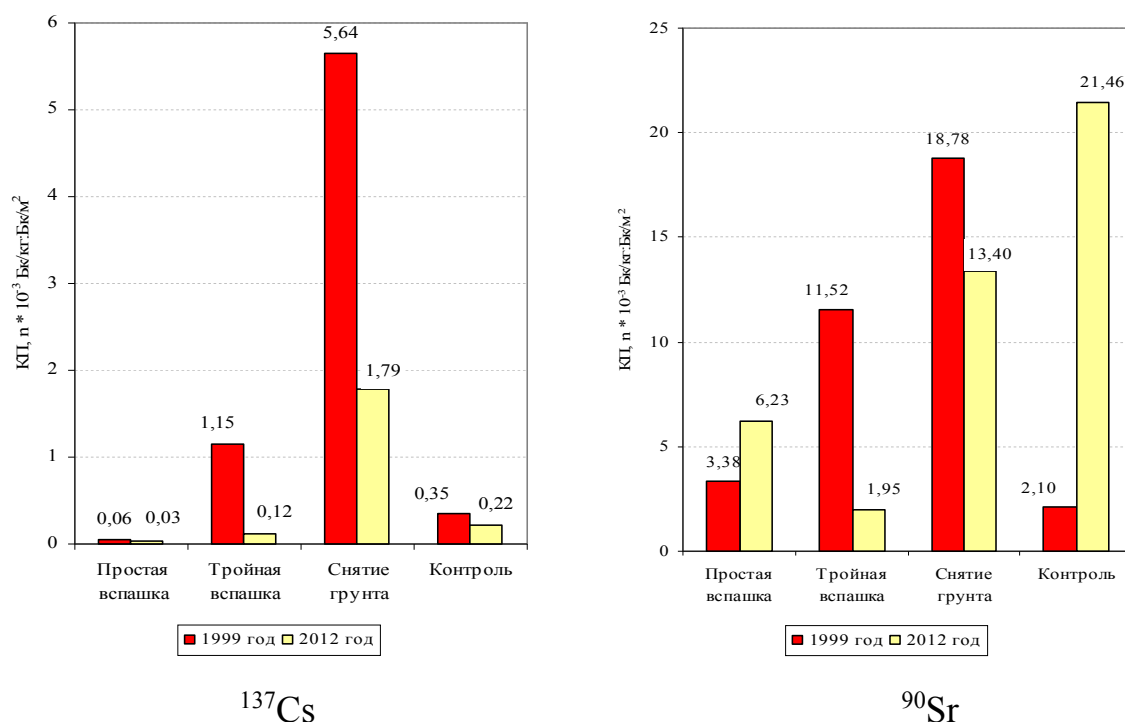


Рис. 2. Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в растительный покров в зависимости от способа дезактивации

Наиболее заметно этот параметр снижен на участке 2 (простая вспашка), в 7,3 раза относительно контроля. На участке, где проводилась тройная вспашка, Кп также меньше контрольного уровня в 1,8 раза. Однако, на участке, где был снят верхний слой грунта, в настоящее время доля переходящего из почвы в растения ^{137}Cs повышена относительно контроля в 8,5 раз.

Отмеченная тенденция, вероятно, обусловлена изменением соотношения подвижных и фиксированных форм ^{137}Cs в почве после примененных методов дезактивации. С одной стороны, вспашка почвы способствовала заглублению топливных частиц и соответственно способствовала общему снижению содержания ^{137}Cs в верхнем плодородном слое почвы. Однако при этом в верхних слоях оказываются наиболее биологически доступные формы ^{137}Cs , ранее проникшие в нижние почвенные горизонты. В гораздо большей степени данный эффект проявляется при полном удалении верхнего слоя почвы. Данный прием также увеличивает в почве долю доступного для растений ^{137}Cs за счет уменьшения количества фиксированных форм (после полного удаления топливных частиц), и вследствие удаления гумусового слоя, характеризующегося выраженными сорбционными способностями в отношении ^{137}Cs .

Сравнительный анализ методов дезактивации ^{90}Sr позволил выявить их аналогичную эффективность, как и в случае ^{137}Cs . Самым действенным методом является снятие грунта (выявлено снижение содержания радионуклида в 141 раз), а наименее значимый результат получен при простой вспашке (снижение загрязненности почвы ^{90}Sr лишь на 10 %).

Как правило, ^{90}Sr характеризуется гораздо более высокой биологической доступностью из почвы для растений по сравнению с ^{137}Cs , который прочно фиксируется почвенными минералами. Вследствие этого уровни накопления ^{90}Sr в растительном покрове на экспериментальных участках как минимум на порядок превышают таковые для ^{137}Cs .

К настоящему времени удельная активность ^{90}Sr в растительности также значительно различается в зависимости от примененных способов дезактивации почвы. Также как и в случае с ^{137}Cs , самое низкое содержание ^{90}Sr выявлено на участке 3 после полного снятия верхнего слоя грунта (удельная активность ^{90}Sr в растениях снизилась в 224 раза).

Вторым по эффективности методом является тройная вспашка, при котором достигнуто снижение содержания ^{90}Sr в растительности в 34,8 раза относительно контрольного уровня (табл. 3).

Несмотря на то, что простую вспашку почвы нельзя назвать эффективным способом снижения активности в ней ^{90}Sr , в результате такой обработки почвы содержание радионуклида в растениях снижается в 3,7 раза. Это наименее значимый, по сравнению с другими методами, но, статистически достоверный результат.

Анализ коэффициентов перехода ^{90}Sr в растения при различных способах обработки почвы показал, что после тройной вспашки биологическая доступность радионуклида снижается в 11 раз относительно контроля, после полного снятия грунта – в 6,8 раза, а после простой вспашки – в 3,2 раза.

Сопоставление величин K_p радионуклидов из почвы в травостой, полученных сразу же после проведения дезактивационных работ (1999 г.) с данными 2012 года, показывает, что произошло уменьшение перехода ^{137}Cs из почвы в травостой с течением времени в 1,6-9,6 раз, что свидетельствует о существенном снижении биологической доступности этого радионуклида. В то же время переход ^{90}Sr в растения за указанный период в некоторых случаях даже повысился (рис. 2). Данная тенденция может быть обусловлена тем, что постепенное разрушение находящихся в почве топливных частиц сопровождается образованием биологически доступных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr , однако, к настоящему времени произошло практически полное их окисление, и в отличие от ^{90}Sr значительная доля радиоактивного цезия оказалась прочнофиксированной почвенно-поглощающим комплексом (ППК).

Заключение. Установлено, что через 12 лет после проведения дезактивационных мероприятий вертикальное распределение ^{137}Cs в почве участков, где проводилась простая и тройная перекопка, сохраняет более-менее равномерный характер в почве. Однако основная доля ^{90}Sr содержится в верхнем 5-см слое. Таким образом, с течением времени распределение ^{90}Sr в почвенном профиле существенно трансформировалось и привело к вторичному загрязнению верхних слоев почвы. Это может быть обусловлено активным выносом ^{90}Sr на поверхность почвы растениями при сезонном отмирании их надземной части. Сравнение величин коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в злаковое разнотравье показало, что через 12 лет после дезактивации переход ^{137}Cs в растения заметно снизился. В отношении ^{90}Sr следует отметить, что за двенадцатилетний период его подвижность в почве и доступность для растений не изменилась, а в некоторых случаях и увеличилась, так как этот радионуклид довольно слабо фиксируется ППК и в процессе разрушения топливных частиц происходит постоянное увеличение доли его мобильных форм.

ЛИТЕРАТУРА

1. Kashparov V.A. Protsak V.P., Ivanov Yu.A., Nicholson K.W. Resuspension of Radionuclides and Contamination of Village Areas Around Chernobyl // J.Aerosol Science, 1991. Vol. 25 (5). P. 755-761.
2. Иванов Ю.А. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове // Проблемы чернобыльской зоны отчуждения / Науч.-тех. сб. МЧС Украины. Чернобыль, 2009. №9. С. 23-39.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am ДОННЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ ВОДОЕМОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Р.А. Ненашев, С.А. Калиниченко

Введение. В настоящее время среди всех компонентов водных экосистем, расположенных на территории ПГРЭЗ, донные отложения являются главным хранилищем радионуклидов. Согласно данным, полученным при обследовании озер поймы р. Припять, содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях составляет от 85 до 99 % от общего содержания радионуклидов в экосистеме [1]. На долю водной и биотической компоненты приходится не более 10 и 0,6 % активности соответственно. Распределение радионуклидов между компонентами водных экосистем заметно варьирует в указанных пределах в зависимости от особенностей гидрологического режима водоемов, химических свойств радионуклидов, степени их биологической доступности и активности гидробионтов. Если речные экосистемы территории ПГРЭЗ характеризуются сравнительно невысокими уровнями содержания радионуклидов в компонентах, обусловленными постоянным обновлением водных масс, то замкнутые непроточные водоемы характеризуются экстремальными концентрациями радионуклидов в воде, донных осадках и биоте [2]. Дополнительное загрязнение донных отложений радионуклидами происходит в результате постоянного поступления в них остатков жизнедеятельности живых организмов. Это обуславливает высокие уровни активности компонентов водных систем замкнутого типа в настоящее время [3, 4]. Предполагается, что в определенных условиях донные отложения могут являться источником вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод вследствие интенсификации процессов десорбции [5]. Таким образом, исследование закономерностей накопления радионуклидов донными отложениями в водоемах ПГРЭЗ на нынешнем этапе имеет большое значение с позиций экологического прогноза.

В связи с этим в период 2006-2012 гг. были изучены особенности накопления радионуклидов донными отложениями трех территориально изолированных водоемов, различающихся по водному режиму: оз. Персток, Борщевское затопление, Масановский старик (старица р. Припять).

Объекты и методы исследования. Озеро Персток расположено на расстоянии 700 м в южном направлении от б.н.п. Масаны. Является замкнутым, эвтрофным водоемом с сильной степенью зарастания. Подпитывается в основном за счет паводковых и грунтовых вод, а также атмосферных осадков. Площадь озера равна 0,0883 км². Средняя глубина – 1,84 м. Площадь водосбора небольшая и составляет 1,1 км². Донные отложения в прибрежной части представлены илом опесчаненным с органическими остатками и прослойками торфа, в центральной части - сапропелем тонкодетритовым с включениями неразложившейся органики. Мощность отложений составляет около 0,5 м.

Борщевское затопление образовано после перекрытия дамбой Погонянского канала в 1993 году, в результате чего оказались затоплены

обширные залежные земли, а также мелиоративные системы между б.н.п. Масаны и Борщевка. Представляет собой мелководный водоем болотного типа, площадью 11,8 км². Максимальные глубины водоема приурочены к руслам бывших мелиоративных каналов и достигают 1,5-2 м, на затопленных залежных землях уровень воды составляет в среднем 60-110 см.

Масановский старик расположен на прирусловом участке поймы р. Припять и имеет непосредственный выход в речное русло. Максимальная глубина водоема – 2,2 м, скорость течения в устье – 0,02 м/с, донные отложения имеют слой от 5 до 15 см.

Отбор проб донного грунта на указанных водоемах проводился в летний период с применением плавсредств стальным пробоотборником цилиндрической формы с длиной рабочей части 30 см, диаметром 7 см. Для контроля уровней загрязнения территории водосбора вдоль береговой линии проводился отбор проб почвы на расстоянии 5-10 м от уреза воды.

В лабораторных условиях пробы почвы и донных отложений высушивались при температуре 20-25 °С, затем до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу при температуре 105°С в течение 6-12 ч. После измельчения, перемешивания и просеивания через сито с диаметром ячеек 1 мм в пробах измерялась удельная активность ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am методом гамма-спектрометрии, ⁹⁰Sr – радиохимическим методом. Содержание органического вещества в донных отложениях определялось по разнице в весе проб до и после прокаливания при 600 °С в муфельной печи.

Результаты и их обсуждение. Сравнительная характеристика содержания радионуклидов в почве водосбора и донных отложениях трех модельных водоемов представлена в табл. 1.

Таблица 1

Содержание ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am в почве водосборов и в донных отложениях водоемов южной зоны ПГРЭЗ, кБк/кг

Водоем	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²⁴¹ Am	
	Почва	Донные отложения	Почва	Донные отложения	Почва	Донные отложения
оз. Персток	12,56±2,88	5,03±3,16	2,46±0,17	1,04±0,45	0,13±0,028	0,005±0,001
Борщевское затопление	13,50±1,79	3,70±1,05	6,34±1,48	0,83±0,40	0,32±0,063	0,038±0,015
Масановский старик	8,91±2,28	1,52±0,74	3,27±0,42	0,14±0,05	0,17±0,017	0,010±0,003

Сопоставление результатов анализа содержания ¹³⁷Cs в почвенных пробах выявило, что средняя удельная активность почвы водосбора оз. Персток имеет сходные значения с данными, полученными при обследовании Борщевского затопления. Среднее содержание ¹³⁷Cs в почве водосбора Масановского старика ниже в 1,5 раз. Максимальная удельная активность ⁹⁰Sr свойственна почвам водосбора Борщевского затопления, хотя эти отличия могут считаться достоверными лишь при сопоставлении с результатами, полученными для оз. Персток (P>0,95). Наряду с этим, загрязнение ⁹⁰Sr почвенного покрова берега Масановского старика лишь незначительно превышает таковое для

оз. Персток. Практически идентично содержанию ^{137}Cs в почве варьирует содержание ^{241}Am .

Иное распределение водоемов наблюдается при анализе содержания радионуклидов в донных отложениях. Общей закономерностью для всех изученных радионуклидов является то, что их среднее содержание в донных грунтах ниже, чем в почвах береговой линии. Наиболее заметные различия отмечаются для Масановского старика, где отношение содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве к донным грунтам составляет 6, 23, 17 соответственно. Это может быть обусловлено как повышенным промывным режимом, так и различиями в мощности отложений. В полностью замкнутом водоеме, каким является оз. Персток, различие между накоплением радионуклидов в почве и донных отложениях не превышает 1,5 раз. В целом, максимальное накопление радионуклидов характерно для донных отложений оз. Персток. Менее загрязнены донные отложения Борщевского затопления, хотя из-за высокой дисперсии полученных данных эти различия статистически не достоверны. Содержание радионуклидов в отложениях Масановского старика имеет минимальное значение по сравнению с двумя предыдущими водоемами. В настоящее время для водоемов ближней зоны ЧАЭС соотношение концентраций радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях составляет 1,0 : 0,16 : 0,01.

Для определения степени связи между содержанием радионуклидов в почве водосбора и удельной активностью ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях был проведен регрессионный анализ данных по всем трем обследованным водоемам (рис. 1).

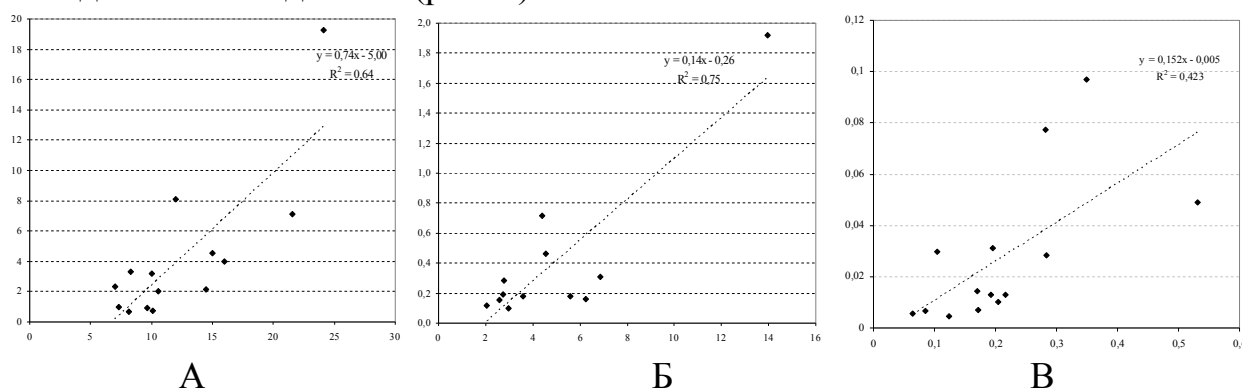


Рис. 1. Зависимость уровня накопления радионуклидов в донных отложениях (ось y) от их содержания в почве водосбора (ось x): А – ^{137}Cs , Б – ^{90}Sr , В – ^{241}Am , кБк/кг

Установлено, что накопление радионуклидов в донных отложениях имеет высокую положительную, статистически достоверную корреляцию с содержанием ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве водосбора. Значения коэффициента корреляции составляют 0,80 для ^{137}Cs , 0,87 для ^{90}Sr , 0,65 для ^{241}Am . Полученные функциональные зависимости определяются линейной функцией с точностью 64 %, 75 %, 42 % соответственно. Полученные результаты можно использовать в прогнозных целях для экспресс-оценки уровня радиоактивного загрязнения водных экосистем.

Следует отметить, что указанные особенности, прежде всего, могут быть вызваны как мозаичностью радиоактивных выпадений, так и различиями в гидрологическом режиме и аккумулярующей способности донных отложений, представленных заиленными песками с различной долей органической фракции. С этой целью была проведена детальная оценка пространственного распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях на различных участках оз. Персток. Также определено влияние глубины залегания донных отложений и содержания в них органического вещества на накопление радионуклидов.

В таблице 2 показаны сведения о содержании и степени вариабельности ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных осадках в различных зонах озера. Максимальное радиоактивное загрязнение характерно для мелководной северной части озера. При этом наиболее высокий уровень разброса значений получен для ^{241}Am и ^{137}Cs ($K_{\text{вар}}$ – 187,3 и 160 % соответственно), в гораздо меньшей степени варьирует содержание ^{90}Sr ($K_{\text{вар}}$ – 78 %).

Таблица 2

Содержание радионуклидов в донных отложениях различных участков оз. Персток.

Место отбора проб	Параметр	Радионуклид, кБк/кг		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
I створ (северная часть озера)	Среднее	19,24±8,54	2,76±0,54	0,29±0,15
	Мин	1,38	0,43	0,015
	Макс	93,15	7,47	1,78
	Коэффициент вариации, %	160	78	187,3
II створ (центр)	Среднее	2,32±0,30	1,50±0,30	0,019±0,003
	Мин	0,87	0,11	0,003
	Макс	4,03	3,53	0,045
	Коэффициент вариации, %	46	74	64,1
III створ (южная часть озера)	Среднее	3,17±1,26	1,59±0,61	0,018±0,008
	Мин	1,22	0,64	0,005
	Макс	4,74	2,31	0,025
	Коэффициент вариации, %	56	54	61,3
Среднее по водоему		11,07±4,43	2,01±0,32	0,14±0,07

Выявленные особенности пространственного распределения радионуклидов в донных отложениях оз. Персток могут быть вызваны совместным действием факторов абиотической и биотической природы. Так, ранее проведенной батиметрической съемкой акватории озера было установлено, что северная часть (I створ) мелководна и имеет более пологую котловину, чем центральная и южная зона озера.

В настоящее время происходит интенсивное зарастание прибрежной (литоральной) зоны I створа полупогруженной и подводной растительностью. Ее ежегодное отмирание приводит к усиленному накоплению органического вещества в донных отложениях.

Относительное содержание органического вещества в отложениях обследованных участков водоема составляет 5-10 %. На I створе содержание

органики в среднем в 2 раза превышает ее накопление на остальных участках водоема. При этом на всех створах озера выявлено закономерное снижение органической составляющей отложений с увеличением глубины водоема. Наибольшим содержанием органики характеризуются донные отложения на глубинах до 1 м. Согласно исследованиям механизмов аккумуляции радионуклидов в природных экосистемах установлена достаточно высокая степень ассоциации подвижных форм ^{90}Sr , и в меньшей степени ^{137}Cs , ^{241}Am с органическим веществом почв [6, 7].

Для выявления связи накопления радионуклидов в донных отложениях в зависимости от обеспеченности их органикой был проведен корреляционный анализ (рис. 2). Установлено, что удельная активность радионуклидов в донных отложениях положительно коррелирует с количеством органической фракции (значения коэффициента корреляции r достоверны при $P > 0,99$ и равны 0,77; 0,64; 0,76 для ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am соответственно). Причем на более глубоких участках водоема содержание радионуклидов в донных отложениях снижается пропорционально уменьшению в них доли органического вещества.

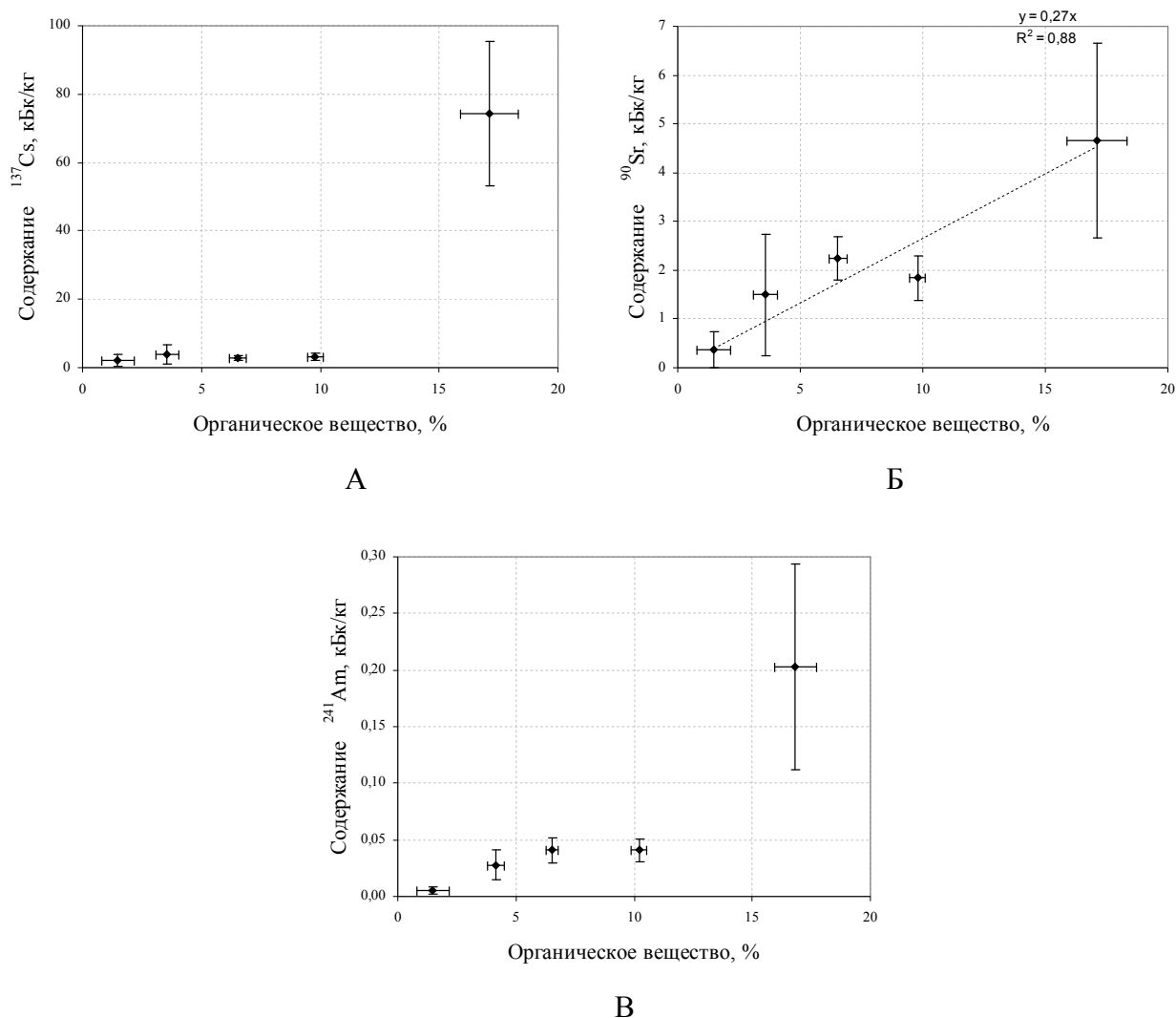


Рис. 2. Зависимость A_y донных отложений от содержания в них органического вещества: А – ^{137}Cs ; Б – ^{90}Sr ; В – ^{241}Am

Наряду с этим есть определенные различия в процессах аккумуляции ^{90}Sr в донных отложениях с одной стороны и ^{137}Cs , ^{241}Am – с другой. Так, зависимость содержания ^{90}Sr в отложениях от количества органики хорошо описывается линейной функцией с высокой степенью аппроксимации (рис. 2Б, $r^2=0,88$), в то время как накопление ^{137}Cs и ^{241}Am имеет нелинейный характер, достоверно увеличиваясь при уровнях содержания органической фракции в донных отложениях только лишь свыше 15 % (рис. 2А, 2В). Синхронность поведения этих двух радионуклидов также подтверждается высокой степенью корреляции между их содержанием в донных отложениях ($r=0,98$). Различие в случае со ^{90}Sr может быть вызвано формами его нахождения в компонентах водных экосистем. Как известно, ^{90}Sr в водной среде находится в основном в ионной форме или образует растворимые комплексные соединения с низкомолекулярными органическими веществами (фульвокислотами). По этой причине следует ожидать его относительно равномерное пространственное распределение, как в водной толще, так и в донных отложениях.

Радионуклиды ^{137}Cs и ^{241}Am ассоциированы с высокодисперсными частицами глинистых минералов или находятся в составе труднорастворимых высокомолекулярных органических веществ, образующихся на начальных стадиях гумификации растительных и животных остатков [8, 9]. В условиях эвтрофирования водоема скорость образования органической компоненты донных отложений превосходит скорость ее деструкции [10]. Особенно это заметно на прибрежных участках с глубинами до 1 метра, где сосредоточен основной запас радионуклидов. Более мобильный ^{90}Sr выходит из растительных остатков и равномерно распределяется по всей акватории водоема, тогда как основная доля ^{137}Cs ^{241}Am остается иммобилизованной в составе высокомолекулярных малорастворимых органических соединений, что способствует активному задержанию этих радионуклидов в литоральной зоне водоема. В тоже время в придонных слоях глубоких участков эвтрофированного водоема цезий, связанный с частицами донных отложений, вытесняется аммонием, который интенсивно образуется в анаэробных условиях в результате бактериального разложения органического вещества. Таким образом, в донных отложениях озер с анаэробной профундалью цезий не накапливается, а десорбируется и поступает в воду. Это обуславливает характерное распределение уровня загрязнения донных отложений – высокое в аэробной литоральной зоне и низкое в анаэробной профундальной.

Другим объяснением экстремально высокого уровня накопления ^{137}Cs , ^{241}Am в донных отложениях на мелководных участках озера, где хорошо развита водная растительность, может служить особенность чернобыльских выпадений, в составе которых присутствовали высокоактивные частицы ядерного топлива. Согласно сведениям, представленным в работе [11], отношение $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ в топливе из чернобыльского реактора составляет в настоящее время 0,023. В таблице 3 приведены значения этого показателя для донных отложений оз. Персток.

Сопоставление полученных результатов выявило более высокую величину отношения $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ для проб отложений, взятых в прибрежной

части водоема на глубинах до 1 м, по сравнению со срединной (пелагиальной) зоной (различие достоверно при $P > 0.95$). На основании обнаруженной закономерности можно сделать вывод о высоком вкладе топливных частиц в общую активность ^{137}Cs и ^{241}Am в донных отложениях прибрежной зоны, где наблюдаются экстремальные уровни накопления этих радионуклидов. Вероятно, хорошо развитая поверхность водной и береговой растительности непосредственно после чернобыльского выброса способствовала осаждению на ней значительного количества топливных частиц с последующим их смывом атмосферными осадками в литоральную зону водоема. Однако это предположение требует дальнейших исследований.

Таблица 3

Отношение содержания ^{241}Am и ^{137}Cs в донных отложениях в зависимости от глубины водоема

Глубина водоема	Отношение $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$		
	Мин	Макс	Среднее
до 1 м (литоральная зона)	0,008	0,052	0,015±0,004
свыше 1 м (сублиторальная-пелагиальная зона)	0,001	0,015	0,009±0,001

Таким образом, в прибрежной части оз. Персток, где интенсивно развиваются надводные, полупогруженные и подводные высшие водные растения, содержание органического вещества и удельная активность донных отложений по всем изучаемым радионуклидам в несколько раз выше, чем в срединной (пелагиальной) зоне.

Заключение. Проведенные исследования показали, что существует тесная связь между общим уровнем радиоактивного загрязнения почвы территории водосбора и накоплением радионуклидов в донных отложениях. При этом высокая вариабельность содержания радионуклидов в донных отложениях может быть обусловлена как мозаичностью радиоактивного загрязнения акватории водоемов и прилегающих территорий, так и различием в сорбционных свойствах донных отложений в прибрежной и срединной зонах водоемов.

В ходе исследований выявлена достоверная связь между накоплением радионуклидов и степенью обеспеченности донных отложений органическим веществом. Можно сделать вывод, что прибрежная водная растительность образует своеобразный барьер, препятствующий накоплению радионуклидов в донных отложениях на глубоких участках водоема. При этом механизмы аккумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs , ^{241}Am в донных отложениях имеют существенные отличия, вызванные как особенностями химических свойств радионуклидов и формами радиоактивных выпадений, так и активным участием биоты в процессе их распределения по компонентам экосистемы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н., Каглян А.Е., Киреев С.И., Кленус В.Г., Кузьменко М.И., Кулачинский А.В., Машина В.П., Назаров А.Б., Савицкий

- А.Л. Радионуклиды в озерных экосистемах Красненской поймы р. Припять: содержание и распределение в биотических и абиотических компонентах // Доп. Нац. АН Украины, 2005. № 5. С. 187-193.
2. Голубев А.П., Сикорский В.Г., Калинин В.Н., Афонин В.Ю., Чекан Г.С. Динамика радиоактивного загрязнения экосистем разнотипных водоемов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 3. С. 322-332.
3. Евдокимов В.Н., Пискунов В.С., Вынаев Г.В. Мониторинг аквафлоры и водной растительности пойменного озера Персток в ближней зоне аварии на Чернобыльской АЭС / Мониторинг и оценка состояния растительного покрова. Материалы межд. науч.-практ. конф. (Минск, 28-31 октября 2003 г.). Минск: ИООО "Право и экономика", 2003. С. 194-196.
4. Савенко В.С. Радиоэкология. Минск: «Дизайн ПРО», 1997. – 208 с.
5. Каратаев А.Ю., Бурлакова Л.Е., Рудаковский И.А. Экологическая антропология. Радиоактивное загрязнение водоемов Беларуси. Минск, 1996. С. 46-57.
6. Агапкина Г.И., Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А. Содержание и органические формы соединений техногенных радионуклидов в почвенных растворах луговых и болотных экосистем // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2001. №4. С. 8-13.
7. Ефремов А.А. Сорбция радионуклидов в почве органоминеральными комплексами и микробиотой // Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность: Тез. докл. IV съезда по радиационным исследованиям (Москва, 20-24 ноября 2001 г.). М., 2001. Т. II. С. 695.
8. Пустырская В.В., Гончарова Н.В. Сравнительный анализ поведения радиоцезия в озерных экосистемах Беларуси и Европы / Сахаровские чтения 2007 года. Экологические проблемы XXI века. Материалы 7-й межд. науч. конф. (г. Минск, 17-18 мая 2007 г.). Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2007. С. 175.
9. Курзо Б.В. особенности аккумуляции техногенных радиоактивных изотопов в озерных осадках / Сахаровские чтения 2007 года. Экологические проблемы XXI века. Материалы 7-й межд. науч. конф. (г. Минск, 17-18 мая 2007 г.). Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2007. С. 199-200.
10. Варенко Н.И., Гайдаш Ю.К., Мисюра А.В., Емец Г.П. Оценка качества воды эвтрофированного водохранилища по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Изучение процессов формирования химического состава природных вод в условиях антропогенного воздействия. Материалы XXVIII Всесоюз. гидрохим. совещ. Ленинград: Гидрометеиздат, 1984. С. 23-24.
11. Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Загрязнение ²⁴¹Am территории ПГРЭС по данным гамма-спектрометрии (2006-2007 гг.). // Радиация и экосистемы. Материалы межд. науч. конф. / Под общ. ред. Е.Ф. Конопки. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – 229 с.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs , ^{90}Sr ВЫСШИМИ ГИДРОФИТАМИ РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМОВ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС

С.А. Калиниченко

Введение. В настоящее время на территории белорусского сектора аварии на ЧАЭС наиболее высокие концентрации радионуклидов наблюдаются в водоемах зоны отчуждения. В первую очередь это закрытые и слабопроточные водоемы. Компоненты же речных экосистем характеризуются наиболее низким содержанием радионуклидов, что связано с процессами естественного самоочищения донных отложений. При этом водные экосистемы являются наиболее уязвимыми и сложными с точки зрения их исследования. Естественно, большой интерес вызывают вопросы перераспределения радионуклидов по компонентам водных биогеоценозов [1].

В последнее десятилетие в почвах зоны отчуждения отмечена тенденция увеличения выхода мобильных форм радионуклидов, которые с поверхностным стоком поступают в гидрологическую сеть или локализуются в бессточных замкнутых водных системах, где быстро включаются в биотический круговорот. Таким образом, загрязненные территории можно рассматривать как открытые источники, поставляющие радиоактивные вещества в водные объекты, в которых происходит хроническое воздействие ионизирующего излучения на представителей биоты, в частности на представителей водных экосистем [2-5].

Формирование радиоактивного загрязнения компонентов водных экосистем, оказавшихся в зоне воздействия аварии на ЧАЭС, имеет свои особенности, зависящие от ряда факторов (типа водоема, плотности загрязнения акватории и территории водосбора, физико-химических свойств радионуклидов, биологических особенностей объектов исследования и т.д.). Интенсивность и направленность протекания данного процесса является непосредственным производным способа поступления радионуклидов в гидроэкосистему. Проникновение радионуклидов в водоемы, как правило, происходит двумя основными путями – прямым и вторичным. Прямой путь характерен для начального этапа загрязнения вследствие аварии и предполагает непосредственное поступление с атмосферными выпадениями на поверхность воды и жидкими стоками. Вторичный путь (опосредованный) свойственен всему длительному периоду после формирования первоначального загрязнения и характеризуется поступлением радионуклидов из вторичных источников в результате ремобилизации из загрязненных веществ, находящихся в данной природной среде (донных отложений, почвы) [6].

Концентрация радиоактивных элементов в гидробионтах, как правило, значительно выше, чем в воде. Способность радионуклидов избирательно накапливаться в отдельных компонентах водных экосистем приводит к тому, что даже при полной пригодности воды для питья содержание их в гидробионтах может быть в тысячи раз выше [7]. При этом часто высшие

водные растения (ВВР) являются доминирующим по биомассе компонентом экосистемы, способным активно аккумулировать радионуклиды, играя важную роль в процессах их перераспределения по компонентам водоема [8].

Параметры миграции радионуклидов чернобыльского происхождения и величины их накопления ВВР могут варьировать в широких пределах. Это связано с рядом факторов, одним из которых является принадлежность макрофитов к различным экологическим группам. В связи с разнообразием занимаемых экологических ниш и существенными различиями в условиях питания, высшие гидрофиты даже в пределах своей группы обладают высокой видоспецифичностью и избирательностью в накоплении радионуклидов. Поглощение радионуклидов высшими гидрофитами происходит многими способами, как из раствора, так и из донного грунта и взвешенных частиц. Поступление в первичные продуценты (фитопланктон) идет напрямую из раствора посредством адсорбции на поверхности и в метаболических процессах. У макроскопических водорослей может происходить различными путями – при всасывании корневой системой из донных отложений и воды, при диффузии из осевших на листовой поверхности взвешенных частиц.

Объекты и методы исследования. Растительность водоема представляет комплекс фитоценозов, образованных видами растений различной систематической принадлежности, строением, особенностями произрастания, размножения, питания и требованиями к условиям среды. Водные растения развиваются, главным образом, в литорали и сублиторали, образуя сплошную или прерывистую полосу различной ширины вдоль берегов, вокруг островов и мелей, реже покрывают все ложе водоема. Глубина распространения гидрофитов зависит от величины прозрачности воды, изменяясь от 2 до 4 м, а в редких случаях до 8 м. В нашей работе растения I экологической группы (плавающие) не образуют устойчивых стадий обитания, поскольку не укореняются в грунт, а перемещаются с водными массами по всему водоему (водокрас, многокоренник, сальвиния). Виды II группы (с плавающими на поверхности листьями) произрастают на глубинах до 2-3 м, образуют прерывистые группировки вдоль тростниково-камышовой полосы, достигают наибольшей ширины в заливах с илистым дном. К ним относятся кувшинка, кубышка, водяной орех, рдест. Растения III группы (полностью погруженные), произрастающие обычно на глубинах до 3 м, могут укореняться в грунт или дрейфовать по всему водоему (в нашей работе это уруть и телорез). Виды IV группы (полупогруженные) формируют своеобразный "второй берег" водоемов на литорали до глубины 1,0-1,5 м (тростник, рогоз, осока). Некоторые виды (например, аир) могут образовывать почти чистые ассоциации.

Для радиоэкологической оценки ВВР водоемов зоны отчуждения были проанализированы 10 видов доминирующих гидрофитов, произрастающих на оз. Персток (по 3 вида включала I и IV группы, по 2 – II и III группы), 5 видов, произрастающих на старице р. Припять (2 вида включала IV группа и 3 – II группа), и 8 видов, произрастающих на Погонянском канале (1 вид I группы, 3 – включала IV группа и по 2 – II и III группы). Сроки вегетации исследуемых

видов ВВР в течение всего периода наблюдений практически не отличались от установленных норм, характерных для юга республики (табл. 1).

Таблица 1

Сроки вегетации макрофитов в исследуемых водоемах

Вид растения	Экологическая группа	Сроки вегетации, месяц				
		5	6	7	8	9
<i>оз. Персток</i>						
Многокоренник обыкновенный (<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid)	I	■	■	■	■	■
Водокрас обыкновенный (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	I		■	■	■	■
Сальвиния плавающая (<i>Salvinia natans</i> L.)	I			■	■	■
Кубышка желтая (<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	II	■	■	■	■	■
Водяной орех плавающий, чилим (<i>Trapa natans</i> L.)	II		■	■	■	■
Уруть колосистая (<i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	III	■	■	■	■	■
Телорез алоэвидный (<i>Stratiotes aloides</i> L.)	III	■	■	■	■	■
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	■	■	■	■	■
Аир болотный, обыкновенный (<i>Acorus calamus</i> L.)	IV	■	■	■	■	■
Рогоз узколистный (<i>Typha angustifolia</i> L.)	IV	■	■	■	■	■
<i>старица р. Припять</i>						
Кубышка желтая (<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	II	■	■	■	■	■
Водяной орех плавающий, чилим (<i>Trapa natans</i> L.)	II		■	■	■	■
Кувшинка белая (<i>Nymphaea alba</i> L.)	II	■	■	■	■	■
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	■	■	■	■	■
Осока острая (<i>Carex acuta</i> L.)	IV	■	■	■	■	■
<i>русло канала «Погонянский»</i>						
Водокрас обыкновенный (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	I		■	■	■	■
Кувшинка белая (<i>Nymphaea alba</i> L.)	II	■	■	■	■	■
Рдест плавающий (<i>Potamogeton natans</i> L.)	II		■	■	■	■
Уруть колосистая (<i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	III	■	■	■	■	■
Телорез алоэвидный (<i>Stratiotes aloides</i> L.)	III	■	■	■	■	■
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	■	■	■	■	■
Осока береговая (<i>Carex riparia</i> Curt.)	IV	■	■	■	■	■
Рогоз узколистный (<i>Typha angustifolia</i> L.)	IV	■	■	■	■	■

Наблюдения и отбор сопряженных проб в 3-кратной повторности для каждого вида проводили ежегодно с мая по сентябрь с определением сырого веса. Для анализа отбирали, в зависимости от вида, либо растение полностью (надводная часть и корни), либо только надводную часть, если корни не доступны, и ополаскивали от остатков донного грунта и ила. При отборе все растительные образцы измельчали до 1-2 см и помещали в полиэтиленовые пакеты. Отбор проб донного грунта проводили пробоотборником цилиндрической формы диаметром 7 см и помещали в пластиковые бутылки, так же как и пробы воды. В лабораторных условиях растительные пробы и донный

грунт высушивали до воздушно-сухого состояния при температуре 20-25 °С, взвешивали и помещали в измерительные сосуды для определения удельной активности (A_y) ^{137}Cs и ^{90}Sr . Концентрацию радионуклидов в растениях рассчитывали в Бк/кг сухой массы, ошибка измерений находилась в пределах 20 %. В воде определяли содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и pH.

В качестве модельных водоемов при проведении исследований были выбраны пойменное оз. Персток, старица р. Припять и русло Погонянского канала в районе бывшего населенного пункта Борщевка. Оз. Персток расположено на расстоянии 10 км от ЧАЭС и представляет собой водоем старичного типа протяженностью с севера на юг на 1,42 км, шириной 0,062 км и средней глубиной 1,84 м. Озеро полностью замкнутое, относится к водно-аккумулятивному генетическому типу озер по системе Хатчинсона [9]. Оно расположено в пойме р. Припять и подпитывается в основном за счет паводковых и грунтовых вод, а также атмосферных осадков. Объем водной массы равен 0,162 млн. м³. Площадь озера равна 0,0883 км². Длина береговой линии достигает 2,98 км. Берега низкие (кроме восточных), песчаные, заросли кустарником и водно-болотной растительностью. Площадь водосбора небольшая и составляет 1,1 км². Старица реки Припять – «Масановский старик» располагается на приустьевом участке поймы р. Припять и имеет непосредственный выход в речное русло. В северной части старица разветвляется на два рукава. Максимальная глубина водоема – 2,2 м, скорость течения в устье – 0,02 м/с, донные отложения имеют слой от 5 до 15 см. Берега равнинные, по типу растительности – разнотравный луг, почва песчаная. Русло Погонянского канала имеет максимальные глубины 1,5-2,0 м. После перекрытия канала в 1992-1993 гг. оказались затопленными обширные залежные земли и мелиоративные системы между бывшими населенными пунктами Масаны и Борщевкой. Образованное затопление представляет собой мелководный водоем болотного типа, вытянутый с северо-запада на юго-восток на 16,7 км. Максимальная ширина достигает 2,1 км. Площадь затопления зависит от сезонного колебания уровня воды. Берега его несформированы, участками заторфованы, заросшие ивой, черной ольхой, березой, сосной.

При анализе накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr различными видами ВВР определяли коэффициент накопления (K_n) как частное от удельной активности радионуклида в фитомассе к его удельной активности в субстрате произрастания (вода или донный грунт). Следовательно, при расчете K_n радионуклидов были использованы удельные активности гигрофитов, воды, донных отложений в зависимости от принадлежности растений к экологической группе. В работе был рассчитан коэффициент концентрирования (K_k), как отношение удельной активности радионуклида в растении к удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr в донных отложениях. Для оценки видоспецифичности поступления радионуклидов в ВВР был использован коэффициент дискриминации (K_d), рассчитываемый как отношение A_y ^{90}Sr к A_y ^{137}Cs в исследуемом растении. При биометрической обработке результатов проводилось определение статистических показателей общепринятыми методами [10] с использованием компьютерной обработки данных.

Результаты и их обсуждение. Накопление радионуклидов ВВР в связи с более высокой биологической доступностью радиоактивных элементов, аккумулярованных в водоеме, проходит в большей степени, чем наземными растениями. Удельная активность водных растений зависит от нескольких факторов: степени загрязнения водоема (в первую очередь донных отложений), поглотительной способности видов, времени года, условий произрастания. Несмотря на некоторое ежегодное снижение общего содержания радионуклидов в ВВР, в перераспределении удельной активности по видам наблюдается флуктуация, что характерно для столь динамичной водной среды. К тому же, в течение ряда лет наблюдается существенно большее накопление ^{90}Sr в доминирующих видах гидробионтов оз. Персток по сравнению с ^{137}Cs (рис. 1).

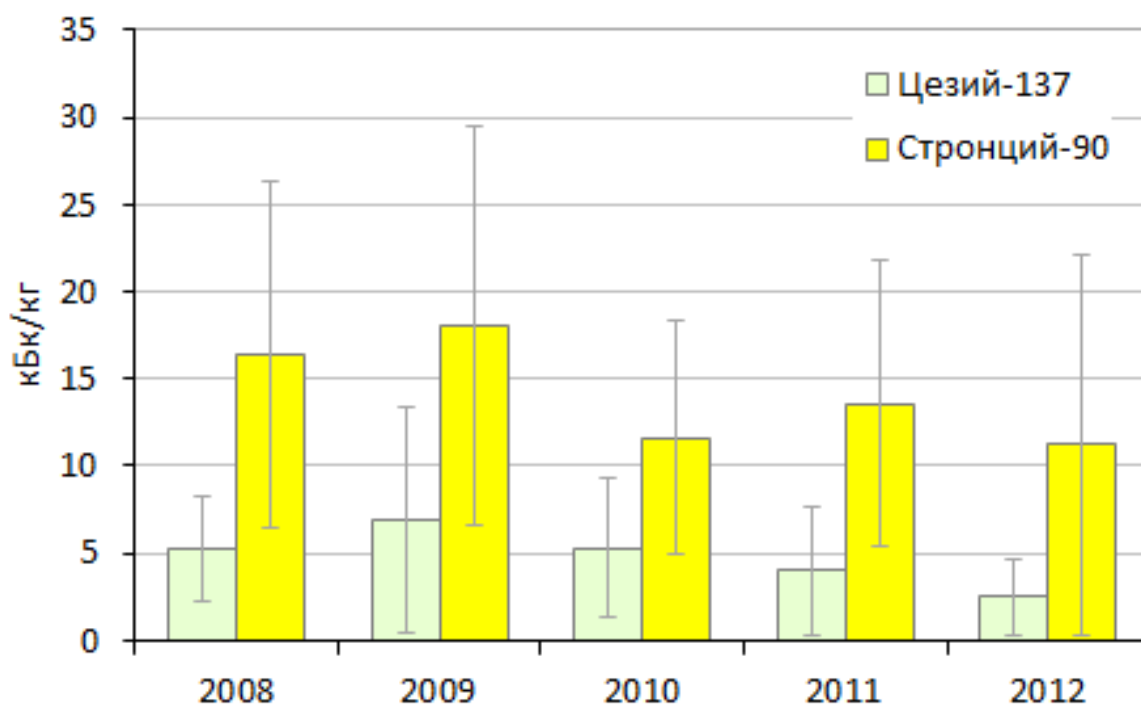


Рис. 1. Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в ВВР оз. Персток, кБк/кг

Анализ содержания долгоживущих радионуклидов в различных видах водных макрофитов оз. Персток выявил значительные отличия в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr , подтверждаемые многолетними исследованиями, что позволяет в дальнейшем выделить виды концентраторы и антагонисты исследуемых радионуклидов. Наиболее высокие абсолютные величины содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в течение всего периода наших наблюдений на оз. Персток были характерны для водокраса обыкновенного (^{137}Cs – 11,7 кБк/кг; ^{90}Sr – 26,8 кБк/кг), принадлежащего к I экологической группе. Растения IV группы отличались наименьшими значениями: в отношении ^{137}Cs – рогоз узколистный (0,41 кБк/кг), ^{90}Sr – тростник обыкновенный (1,7 кБк/кг).

В разные периоды высокую степень накопления показали растения III экологической группы (уруть, телорез), погруженные в толщу воды и водяной орех плавающий, относящийся ко II группе (рис. 2, 3).

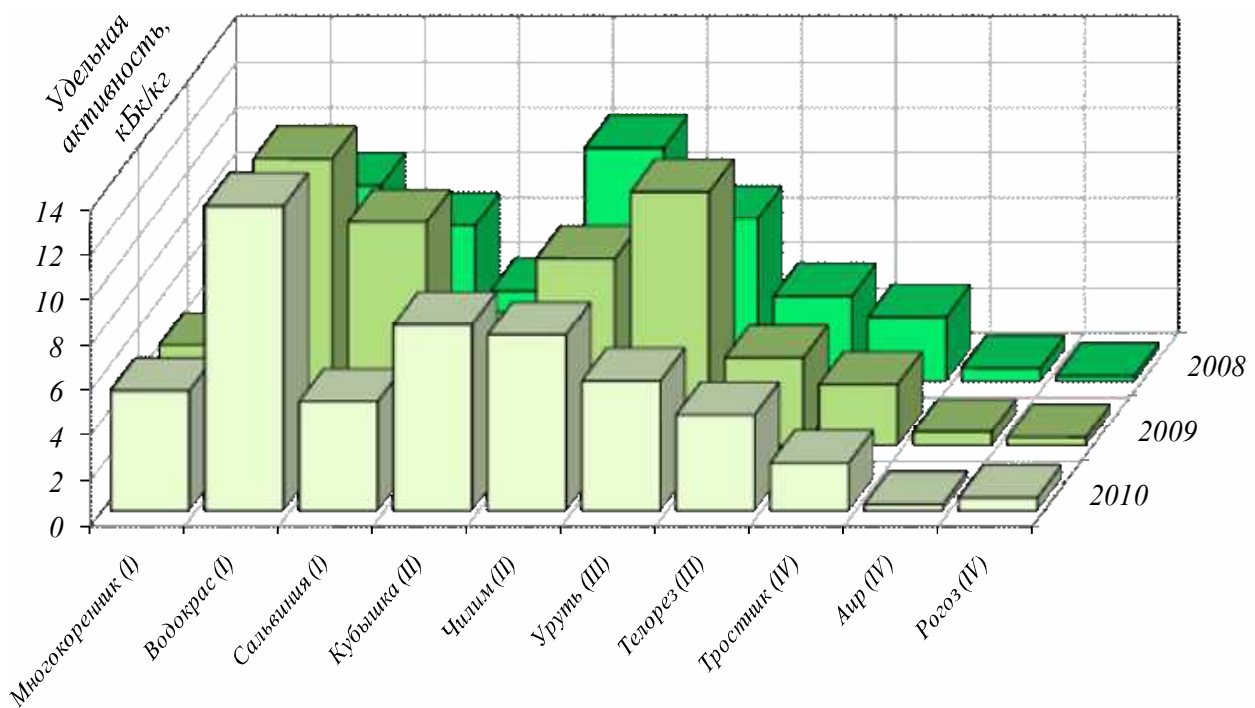


Рис. 2. Содержание ^{137}Cs в доминирующих видах ВВР оз. Персток

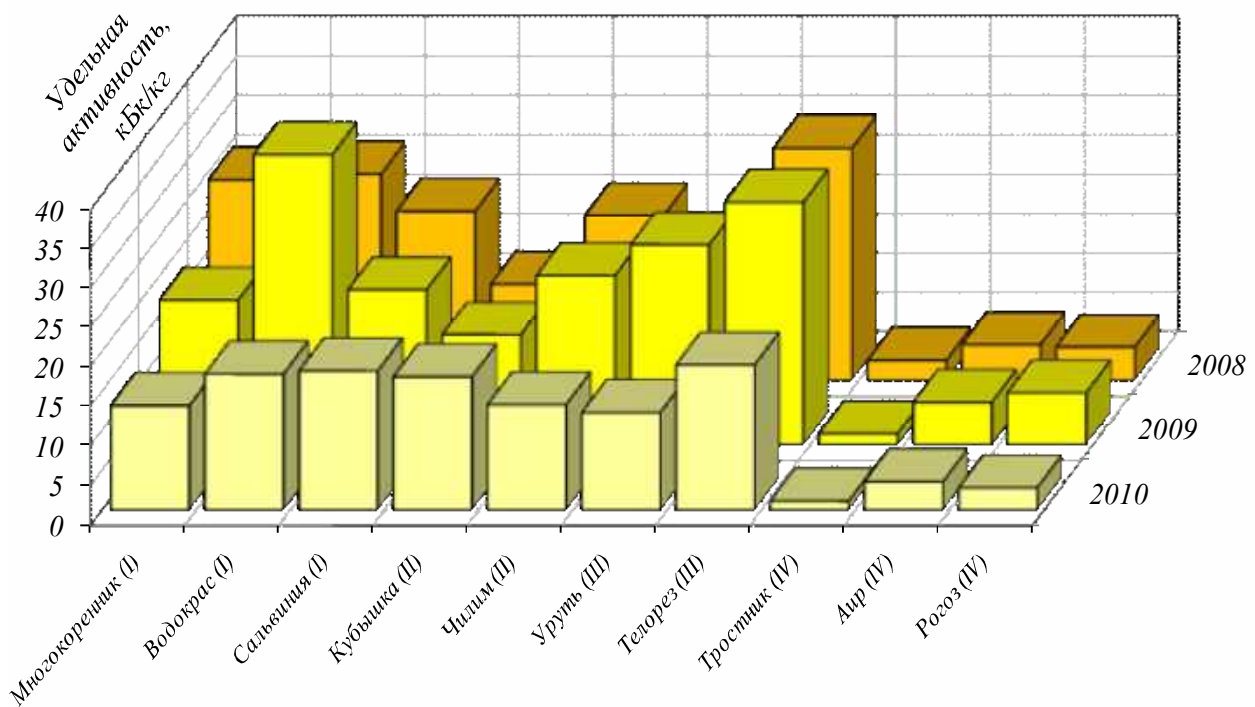


Рис. 3. Содержание ^{90}Sr в доминирующих видах ВВР оз. Персток

Большое значение, определяющее поведение растворенных форм радионуклидов в водоемах, имеет увеличение кислотности (щелочности) среды. Проанализировав полученные за несколько лет сопряженные данные уровней удельной активности и рН воды трех модельных водоемов ближней зоны ЧАЭС, наблюдаем характерную тенденцию увеличения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде при снижении водородного показателя. Данная зависимость обусловлена процессами (эвтрофикация, минерализация и др.) на которые оказывают влияние различные компоненты водоема (вода, донные отложения, биота), что

не может не отражаться на перераспределении радионуклидов внутри гидробиоценоза. Особенно чувствительным к изменению pH среды является стронций, переход которого в биологические объекты существенно возрастает при повышении кислотности. Такая закономерность давно установлена целым рядом исследований в отношении наземной растительности, включая естественные биоценозы и агроценозы, что позволяет в сельском хозяйстве использовать необходимые контрмеры, направленные на получение нормативно-чистой продукции. При исследовании накопления радионуклидов водными гидрофитами на территории ПГРЭЗ такая тенденция подтверждается.

Оценка сезонной динамики изменения удельной активности в ВВР достаточно подробно была рассмотрена нами на этапе 2008-2009 гг. Была отмечена тенденция увеличения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в ВВР к окончанию вегетационного периода в I-III экологических группах и снижение к началу периода увядания (сентябрь). В отношении IV группы характерна обратная динамика. Темпы поступления ^{90}Sr в высшие водные растения, как правило, выше, чем ^{137}Cs по сравнению с периодом начала роста (рис. 4).

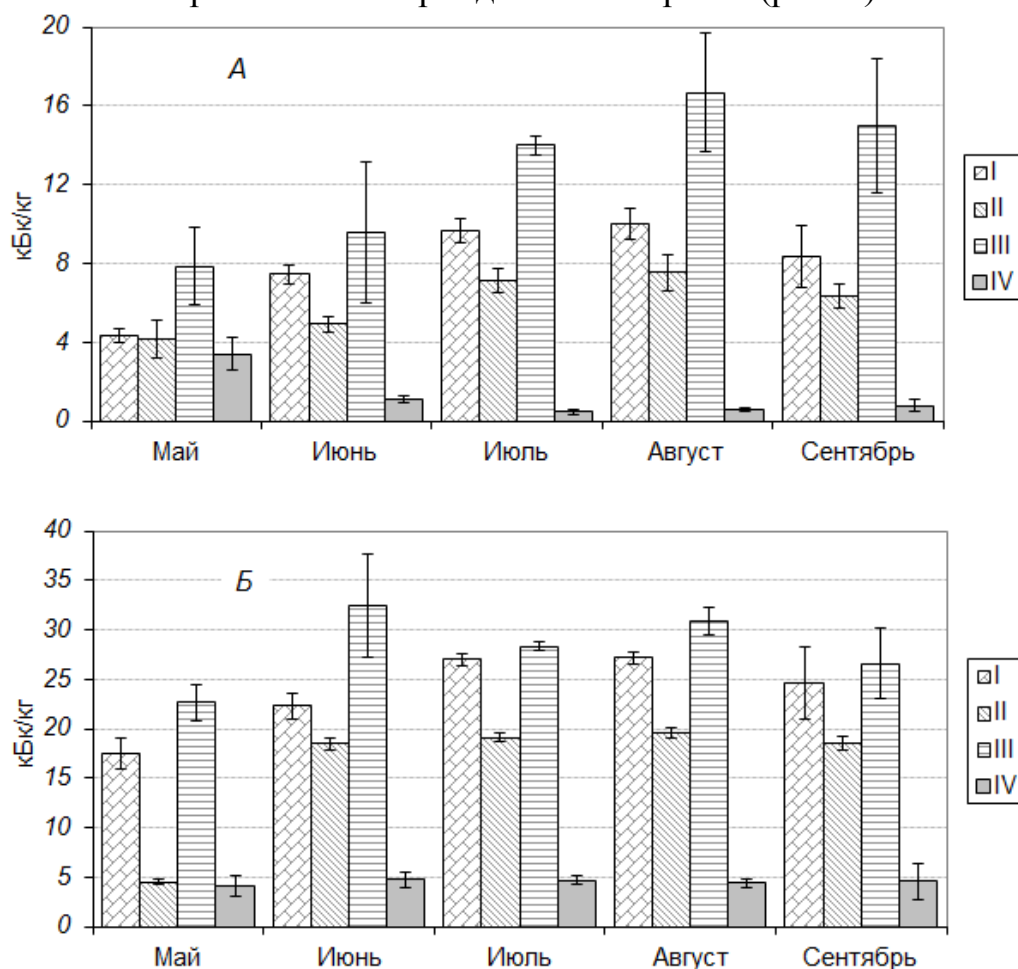


Рис. 4. Сезонная динамика содержания ^{137}Cs (А) и ^{90}Sr (Б) в ВВР различных экологических групп, kBq/kg

Тенденция увеличения содержания радионуклидов в ВВР в течение сезона связана с высокой меристематической активностью тканей растений в летний вегетационный период. Когда физиологические процессы замедляются,

уменьшается и осмотический ток минеральных веществ, в том числе и поступление их радиоактивных аналогов, в ткани вегетирующих растений.

Анализ содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях трех различных водоемов ближней зоны показал достоверно более высокие значения уровней A_y цезия-137 в каждом из них. Однако среднее содержание ^{137}Cs в группе доминирующих видов ВВР из оз. Персток было в 2 раза ниже по сравнению со ^{90}Sr . Здесь же отмечено и более низкое значение pH. Такое поведение радионуклидов в окружающей среде объясняется и существенным различием их химических свойств в растворе. Если стронций является активным элементом и образует ряд растворимых в воде соединений, то одновалентный цезий, способен прочно закрепляться в глинистых минералах, откуда плохо поступает в корни растений.

По данным Ф.Я.Ровинского [11], отношение подвижности ^{90}Sr к ^{137}Cs для непроточных водоемов составляет 1 : 0,12. В наших исследованиях различия между содержанием радионуклидов в донных отложениях трех модельных водоемов составили ряд: старица р. Припять < русло Погонянского канала < оз. Персток в соотношении 0,02 : 0,1 : 1 для ^{137}Cs и 0,005 : 0,03 : 1 для ^{90}Sr . При этом соотношение между содержанием радионуклидов в ВВР этих водоемов составило для ^{137}Cs : 0,2 : 0,8 : 1, для ^{90}Sr : 0,03 : 0,2 : 1.

Полученные за несколько лет данные подтверждают отмечаемые ранее различия в накоплении радионуклидов высшими гидрофитами разных экологических групп, что связано с условиями их обитания. Хотя внутри самих групп ВВР также есть свои особенности избирательного накопления того, либо иного радионуклида, связанные с видоспецифичностью водных макрофитов. Так, например, растения III группы выделяются своей избирательностью в аккумуляции ^{90}Sr . Причем данные сравнительного анализа содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в высших гидрофитах по экологическим группам, за исключением IV, являются достоверными при $P > 0,98$.

На основании многолетних исследований, были установлены K_n и K_k ^{137}Cs и ^{90}Sr доминирующими видами ВВР модельных водоемов. Для сравнительного анализа накопления радионуклидов различными видами гидрофитов был выбран водоем (оз. Персток) с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения (рис. 5).

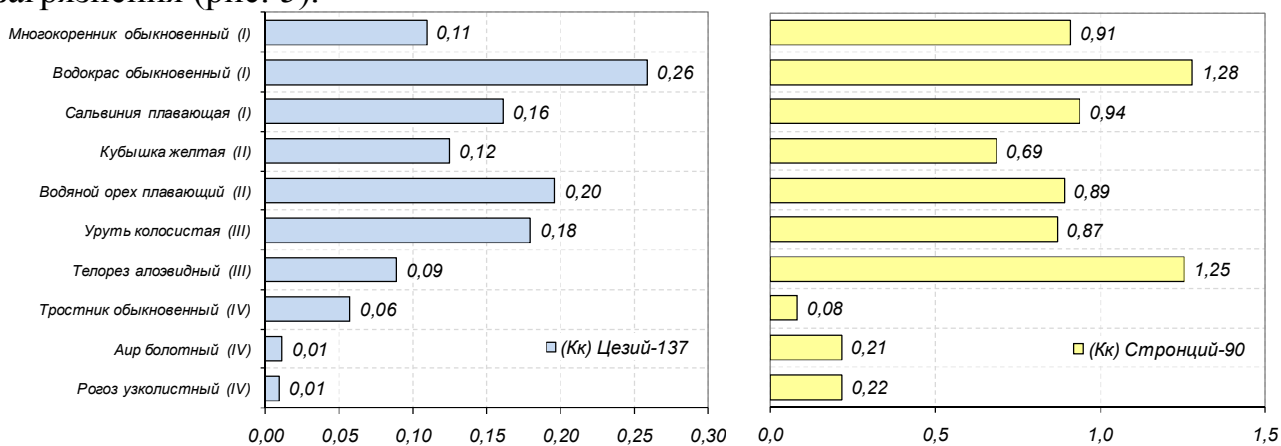


Рис. 5. K_k ^{137}Cs и ^{90}Sr для различных видов ВВР оз. Персток

Характер распределения K_k в различных видах ВВР достаточно объективно позволяет оценить индивидуальные видовые особенности накопления радионуклидов, что невозможно было бы сделать в случае использования K_n . Это подтверждается сравнительным анализом вариационных рядов K_k с уровнями удельной активности сопоставимых видов, рассматриваемых водных макрофитов. Как K_n , так и K_k радионуклидов гидробионтами зависит от физико-химических свойств радиоактивных элементов, экологических условий, видовых особенностей и, как следствие, для одних и тех же объектов может варьировать в достаточно широких пределах. Тем не менее, при помощи K_k достаточно объективно можно оценить особенности, существующие при накоплении радионуклидов объектами биоты в гидробиоценозе. Сравнительный анализ коэффициентов концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr доминирующими видами ВВР, проведенный для трех модельных водоемов, указывает на обратную зависимость K_k от степени загрязнения донных отложений (рис. 6).

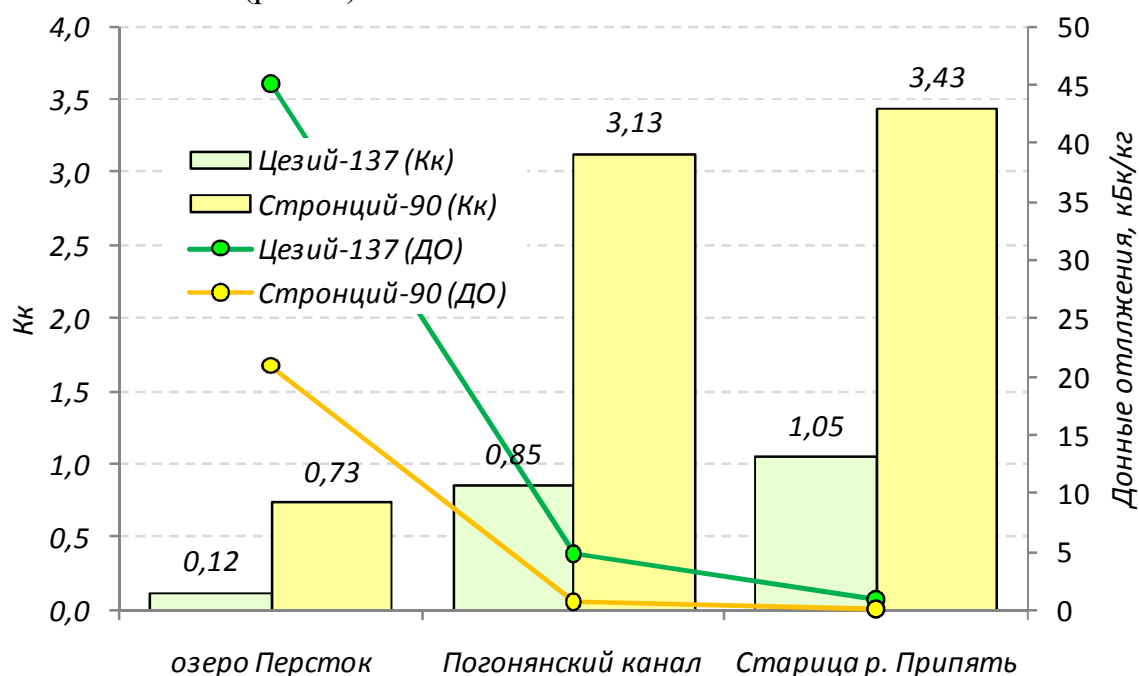


Рис. 6. Зависимость K_k ^{137}Cs , ^{90}Sr в ВВР различных водоемов от содержания радионуклидов в донных отложениях

Поведение радионуклидов в различных типах водных экосистем может существенно отличаться. Как правило, это связано с рядом факторов живой (биотической) и неживой (абиотической) природы. Факторы биотической природы определяются индивидуальными физиологическими и экологическими особенностями видов, населяющих водоем. Абиотические факторы включают в себя гидродинамические и химические процессы, происходящие в разных водоемах по-разному и связанные непосредственно с погодно-климатическими и топографическими особенностями. Только рассматривая все эти факторы в совокупности, можно реально оценить процессы, происходящие при перераспределении радионуклидов в компонентах водных экосистем.

Проведенные исследования на трех модельных водоемах ближней зоны ЧАЭС указывают на ряд особенностей в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими макрофитами. Выше было отмечено, что концентрирование исследуемых радионуклидов в растениях обратно пропорционально степени загрязнения донных отложений. Собранный нами статистически репрезентативный материал позволил выделить и ранжировать виды ВВР с учетом принадлежности к разным экологическим группам по способности накапливать радионуклиды. Так, например, из года в год водокрас обыкновенный является безусловным лидером в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr , что позволяет признать его видом-концентратором радиоактивных веществ. Данная зависимость была подтверждена и в условиях обследованного нами Погонянского мелиоративного канала – водоема существенно отличающегося по гидрологическим и радиологическим характеристикам (рис. 7).

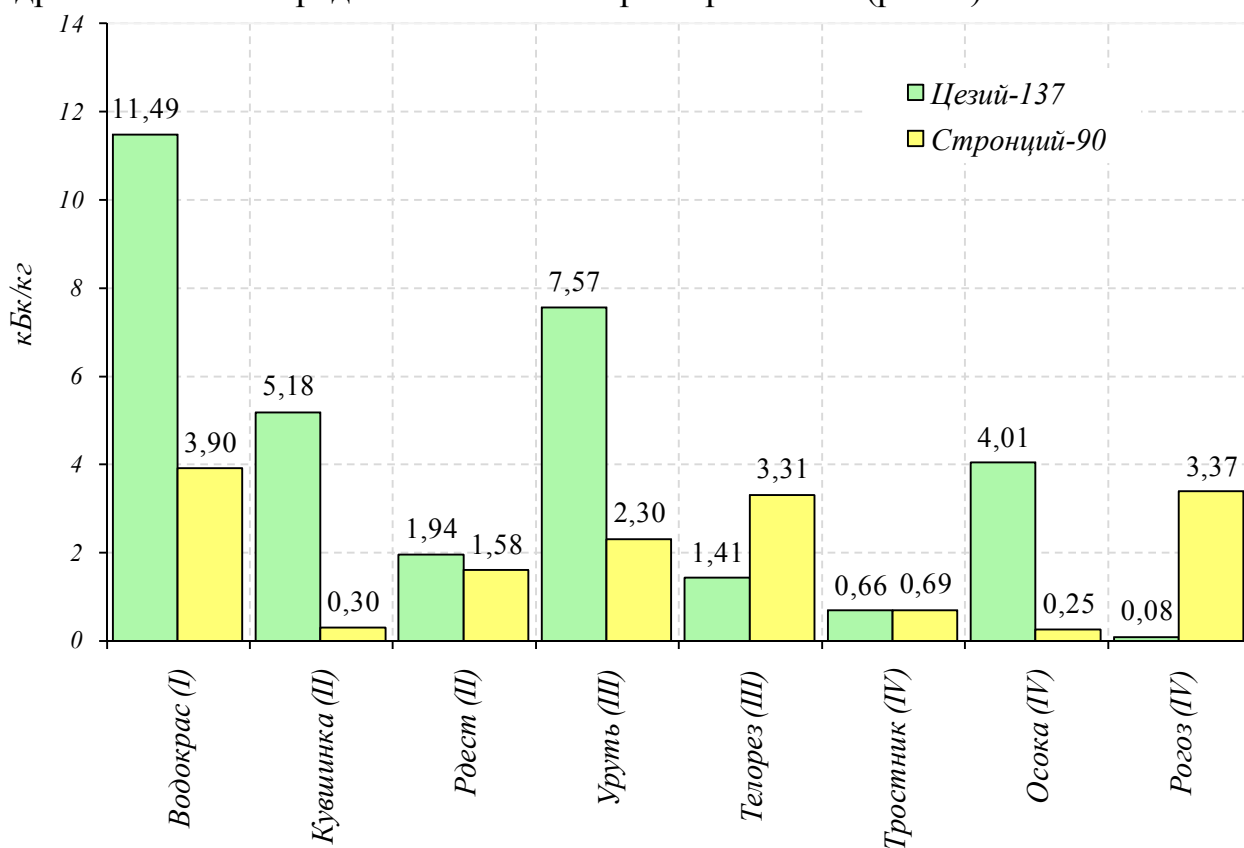


Рис. 7. Содержание радионуклидов в ВВР Погонянского канала

Интересная закономерность обнаружена и при анализе видов ВВР III экологической группы (уруть, телорез). Рассматривая накопление радионуклидов данными растениями, произрастающими на оз. Персток и Погонянском канале, можно выделить определенную склонность к поглощению ^{137}Cs урутью колосистой, ^{90}Sr – телорезом алоэвидным. Аналогично ведут себя и некоторые растения IV экологической группы на всех исследуемых водоемах. Так, осока везде выделяется своей склонностью к накоплению ^{137}Cs , у рогоза узколистного практически на 2-3 порядка выше содержание ^{90}Sr . А вот тростник обыкновенный в равных долях накапливает цезий и стронций, причем коэффициенты концентрирования минимальны.

В динамике содержания радионуклидов в ВВР со старицы реки Припять наблюдается заметное снижение удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr в кубышке и тростнике к окончанию вегетационного периода. По всей видимости, в данном случае имеют место более интенсивные процессы вымывания значительной части радионуклидов, сосредоточенных в донных отложениях, в теплый период года, когда река не скована льдом. Для осоки острой, наоборот, в летний период наблюдается устойчивый рост до сентября, после чего идет снижение. Различия между максимальным содержанием радионуклидов в ВВР оз. Персток и старицы реки составили 30-35 раз как для ^{137}Cs , так и для ^{90}Sr .

Данные различия в радиоэкологии наглядно описываются коэффициентом дискриминации (K_d), отражающим склонность того, либо иного растения к накоплению определенного радионуклида. По полученным данным K_d для разных видов ВВР, произрастающих на водоемах ближней зоны, может различаться в десятки раз (табл. 2).

Таблица 2

Коэффициенты дискриминации $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ для различных видов ВВР

Вид растения	Экологическая группа	K_d
<i>оз. Персток</i>		
Многокоренник обыкновенный (<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid)	I	3,9
Водокрас обыкновенный (<i>Hidrocharis morsus-ranae</i> L.)	I	2,4
Сальвиния плавающая (<i>Salvinia natans</i> L.)	I	2,9
Кубышка желтая (<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	II	2,7
Водяной орех плавающий, чилим (<i>Trapa natans</i> L.)	II	2,1
Уруть колосистая (<i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	III	1,9
Телорез алоэвидный (<i>Stratiotes aloides</i> L.)	III	6,6
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	0,6
Аир болотный, обыкновенный (<i>Acorus calamus</i> L.)	IV	9,5
Рогоз узколистный (<i>Typha angustifolia</i> L.)	IV	12,6
<i>старица р. Припять</i>		
Кубышка желтая (<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	II	1,8
Водяной орех плавающий, чилим (<i>Trapa natans</i> L.)	II	0,3
Кувшинка белая (<i>Nymphaea alba</i> L.)	II	0,2
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	3,2
Осока острая (<i>Carex acuta</i> L.)	IV	7,1
<i>русло канала «Погонянский»</i>		
Водокрас обыкновенный (<i>Hidrocharis morsus-ranae</i> L.)	I	0,3
Кувшинка белая (<i>Nymphaea alba</i> L.)	II	0,1
Рдест плавающий (<i>Potamogeton natas</i> L.)	II	0,8
Уруть колосистая (<i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	III	0,3
Телорез алоэвидный (<i>Stratiotes aloides</i> L.)	III	2,3
Тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	IV	1,1
Осока береговая (<i>Carex riparia</i> Curt.)	IV	0,1
Рогоз узколистный (<i>Typha angustifolia</i> L.)	IV	40,2

Средний коэффициент дискриминации по водоемам зоны отчуждения составил 4,5. Наименьшим значением K_d (2,8) отличались водные макрофиты старицы р. Припять, наибольшим – растения Погонянского канала (5,6). На различных водоемах подтверждается избирательность накопления ^{90}Sr рогозом узколистным, максимальная разница между поступлением ^{137}Cs и ^{90}Sr в 40,2

раза была характерна для растений, произрастающих на Погонянском канале. От принадлежности растений к экологической группе различий в значениях K_d не обнаружено, разница в приоритете накопления того или иного радионуклида определяется в большей степени видовыми особенностями.

Заключение. Исследования распределения радионуклидов по компонентам водных экосистем в радиоэкологии отличаются своей сложностью, что связано с многофакторностью процессов, протекающих в водной среде. Тем не менее, изучению путей миграции радионуклидов в пресных водах и, особенно в озерах, как системах более чувствительных к радиоактивному загрязнению, должно уделяться больше внимания. Проведенные нами исследования закономерностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr ВВР позволили установить ряд особенностей поведения их в водоемах зоны отчуждения. Были проанализированы уровни содержания радионуклидов в ВВР, установлены коэффициенты концентрирования и дискриминации, рассмотрены процессы сезонной динамики и изменение водородного показателя воды в зависимости от типа водоема. В процессе экспериментов в зависимости от избирательной способности накапливать различные радионуклиды были выделены виды концентраторы и антагонисты. Была отработана методология, основанная на учете именно тех параметров, которые в большей степени применимы к изучению поступления радионуклидов в ВВР. Анализ публикаций показал, что аналогичные исследования, посвященные данному вопросу, в большей степени затрагивают украинский сектор ближней зоны ЧАЭС. У нас в республике до этого момента подобные эксперименты были единичны, не регулярны и не опирались на сопряженные данные, позволяющие проводить сравнительный анализ. Проведение систематических мониторинговых наблюдений за поведением радионуклидов в гидробиоценозах зоны отчуждения позволит строить долгосрочные прогнозы и предсказывать в дальнейшем динамику развития радиоэкологической обстановки на водоемах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Тряпицына Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие / Дис. ...докт. биолог. наук: 03.01.01 // МГУ им. М.В. Ломоносова. Москва, 2011. – 225 с.
2. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л., Гудков Д.И. Параметры снижения удельной активности ^{137}Cs в гидробионтах, обитающих в водоемах разного типа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 207-211.
3. Гудков Д.И., Кузьменко М.И., Киреев С.И., Назаров О.Б., Шевцова Н.Л., Дзюбенко Е.В., Каглян, А.Е. Радиоэкологические проблемы водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 192-202.
4. Казаков С.В., Уткин С.С. Об оценке радиационного качества донных отложений водных объектов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 219-227.

5. Вакуловский С.М., Колесникова Л.В., Тertyшник Э.Г., Уваров А.Д. Динамика загрязнения ^{137}Cs озера Кожановское в постчернобыльский период // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 203-206.
6. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля // Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. С. 244-257.
7. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. – 128 с.
8. Левина С.Г., Земерова З.П., Шибкова Д.З. и др. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях некоторых водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: видоспецифичность концентрирования // Радиацион. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 5. С. 597-604.
9. Хатчинсон Д. Лимнология. М., 1969. – 549 с.
10. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учеб. Пособие для биологич. спец. вузов. – 3-е изд., перераб. и доп. М.: Высш. школа, 1980. – 293 с.
11. Ровинский Ф. Я. Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов. М., 1976. Вып. 8. С. 58.

НАКОПЛЕНИЕ ^{137}Cs ИХТИОФАУНОЙ РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМОВ ПГРЭЗ

Н.А. Ненашев, С.А. Калиниченко, А.Н. Чудинов, А.В. Гулаков

Введение. При изучении накопления радионуклидов водными организмами значительный интерес представляют рыбы, занимающие в биогеоценозах верхние трофические уровни. Сбор и анализ данных по содержанию радионуклидов в организме рыб имеет особое значение, поскольку рыбы являются, по сути, единственным компонентом водных экосистем Полесья, входящим в рацион питания человека.

В настоящей статье обобщены результаты исследований накопления ^{137}Cs рыбами из водоемов на территории ПГРЭЗ на основе данных по радиационному мониторингу типичных представителей ихтиофауны водоемов зоны отселения за период с 2006 по 2010 годы.

Объекты и методы исследования. Накопление ^{137}Cs изучалось у особей 10 видов представителей ихтиофауны ПГРЭЗ: щука (*Esox Lucius L.*), окунь (*Perca fluviatilis L.*), красноперка (*Scardinius erythrophthalmus L.*), карась (*Carassius carassius L.*), линь (*Tinca tinca L.*), лещ (*Abramis brama L.*), плотва (*Rutilus rutilus L.*), язь (*Leuciscus idus L.*), густера (*Blicca bjoerkna L.*), синец (*Abramis ballerus L.*).

Изъятие рыбы для научных целей проводилось на различных водоемах, характерных для ПГРЭЗ: в русле реки Припять, в озерах старичного комплекса (оз. Персток, Масановский старик), в каналах бывшей мелиоративной сети (Погонянский канал, Борщевское затопление). Рыбу отлавливали крючковыми

снастями и ставными сетями, а затем подвергали морфологическому анализу согласно «Руководству по изучению рыб» [1], определялся пол, возраст, осуществлялась подготовка проб мышечной ткани для последующего определения ^{137}Cs гамма-спектрометрическим методом. Результаты измерений удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани рыб представлены в Бк/кг сырого веса.

Результаты и их обсуждение. Закономерности миграции радионуклидов по трофическим цепям у рыб определяются следующими факторами: путем поступления радионуклида в организм (активным поступлением с рационом или сорбцией из воды), физико-химическими свойствами радионуклида и формами его содержания в водной среде, концентрацией в воде стабильных элементов-аналогов, типом питания различных видов рыб, их возрастом, массой особей, физиологическими особенностями накопления радионуклида в органах и тканях, трофической характеристикой водоема, сезонными изменениями в поведении рыб [2].

В таблице 1 приведены результаты анализа содержания ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб, обитающих в водоемах ближней зоны ЧАЭС с плотностью загрязнения территории водосбора ^{137}Cs свыше 2,22 МБк/м² (60 Ки/км²).

Таблица 1

Содержание ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб в водоемах заповедника, кБк/кг

Вид	Водоем			
	Озеро Персток	Борщевское затопление	Масановский старик	Река Припять, русло
Щука	$\frac{7,15 \pm 0,70}{1,00-9,82}$ (n=14)	$\frac{2,99 \pm 0,40}{1,86-6,10}$ (n=12)	$\frac{0,69 \pm 0,08}{0,37-0,93}$ (n=9)	$\frac{0,31 \pm 0,03}{0,13-0,53}$ (n=23)
Окунь	$\frac{8,36 \pm 0,39}{2,72-16,96}$ (n=61)	$\frac{1,69 \pm 0,12}{0,93-2,65}$ (n=21)	$\frac{1,04 \pm 0,26}{0,21-2,25}$ (n=11)	$\frac{0,69 \pm 0,11}{0,14-2,32}$ (n=37)
Красноперка	$\frac{5,39 \pm 0,15}{1,86-17,80}$ (n=215)	2,21 (n=1)	$\frac{1,22 \pm 0,23}{0,89-2,14}$ (n=6)	$\frac{0,39 \pm 0,13}{0,14-0,75}$ (n=6)
Карась	$\frac{4,10 \pm 0,29}{0,66-12,60}$ (n=56)	$\frac{1,74 \pm 0,04}{0,29-9,43}$ (n=772)	$\frac{0,21 \pm 0,09}{0,07-0,29}$ (n=3)	-
Линь	$\frac{5,24 \pm 0,17}{1,78-8,27}$ (n=60)	$\frac{2,82 \pm 0,51}{1,52-3,62}$ (n=3)	$\frac{0,22 \pm 0,05}{0,12-0,40}$ (n=6)	-
Плотва	$\frac{4,87 \pm 0,31}{2,78-16,24}$ (n=48)	-	$\frac{0,48 \pm 0,15}{0,38-0,59}$ (n=7)	$\frac{0,30 \pm 0,08}{0,05-0,58}$ (n=2)
Лещ	$\frac{3,71 \pm 0,36}{1,45-12,39}$ (n=30)	-	-	$\frac{0,12 \pm 0,02}{0,01-0,52}$ (n=28)
Язь	$\frac{7,95 \pm 0,84}{4,29-13,00}$ (n=11)	-	-	$\frac{0,72 \pm 0,22}{0,23-1,72}$ (n=4)
Густера	$\frac{3,71 \pm 0,11}{2,11-5,37}$ (n=50)	-	-	$\frac{0,09 \pm 0,07}{0,02-0,28}$ (n=4)
Синец	$\frac{3,80 \pm 0,31}{2,34-5,68}$ (n=11)	-	-	$\frac{0,34 \pm 0,04}{0,15-0,55}$ (n=13)

Примечание: в числителе – среднее значение; в знаменателе – минимальное, максимальное значение; в скобках – объем выборки

Из приведенных данных видно, что наиболее высокими уровнями накопления ^{137}Cs в мышцах отличаются рыбы, обитающие в озере Персток и Борщевском затоплении, затем по мере убывания содержания радионуклида в организме рыб следуют водоемы поймы р. Припять (Масановский старик), имеющие соединение с рекой. Наименее загрязнена рыба, обитающая в русловой зоне р. Припять. Эта закономерность может быть обусловлена, прежде всего, водным режимом обследованных водоемов, т.е. с увеличением степени проточности количество радионуклида закономерно снижается во всех звеньях трофической цепи рыб [3]. В то же время в типичных замкнутых водоемах, каким является оз. Персток, регистрируются абсолютные максимумы содержания ^{137}Cs в мышцах рыб (16-17 кБк/кг у окуня, красноперки, плотвы). Подобное превышение не является особенностью исследованных нами водоемов, а характерно для всех непроточных и малопроточных озер с плотностью загрязнения территории водосбора ^{137}Cs 555 кБк/м² (15 Ки/км²) и выше [4]. Таким образом, способность к быстрому самоочищению свойственна только речным экосистемам ПГРЭЗ, донные грунты которых обычно представлены песками различной фракции с малой степенью сорбции по отношению к радионуклидам.

Что касается соответствия полученных нами результатов республиканским нормативным требованиям содержания ^{137}Cs в рыбе (РДУ-99) то, например, 57 % всех особей щуки, выловленных на различных участках русла р. Припять, характеризуются низким уровнем накопления ^{137}Cs в мышечной ткани, не превышающем нормативных требований РДУ-99 (не более 370 Бк/кг). Лишь в 43 % случаев нами выявлено превышение нормативных требований (в 1,1-1,5 раза).

При анализе содержания ^{137}Cs в мышечной ткани окуня из русловой части р. Припять установлено, что в среднем около 41 % особей накапливают этот радионуклид в количестве менее 370 Бк/кг. У 30 % особей регистрируется превышение норматива РДУ-99 содержания ^{137}Cs в мышечной ткани в 1,1-2,0 раза, и в остальных оставшихся 29 % случаев отмечается превышение нормативных требований от 2 до 6 раз.

Обитающий в русловой зоне р. Припять язь характеризуется сравнительно высоким уровнем накопления ^{137}Cs в организме, из четырех пойманных экземпляров у двух зарегистрировано превышение норматива РДУ-99 в 1,8 и 4,5 раз. Сходные данные получены при анализе содержания ^{137}Cs в мышцах красноперки, 50 % особей которой имели удельную активность радионуклида в мышцах выше 370 Бк/кг. В отношении остальных наблюдаемых видов рыб р. Припять: плотвы, леща, синца наблюдалось незначительное превышение нормативных требований (не более чем в 1,8 раз) у 50, 11 и 45 % случаев соответственно.

Внутривидовая вариабельность накопления ^{137}Cs в мышцах рыб, обитающих в водоемах ПГРЭЗ, обусловленная индивидуальными различиями, составляет в среднем 55 %. Несмотря на относительно невысокий уровень концентрации ^{137}Cs у рыб из р. Припять для них выявлен наиболее широкий разброс значений. В пределах одного вида показатели вариабельности

накопления ^{137}Cs , как правило, выше у особей с небольшой массой тела по сравнению с крупными экземплярами. Установлено, что содержание ^{137}Cs в икре рыб обычно ниже его содержания в мышцах и составляет в среднем 70 % от содержания радионуклида в мышечной ткани. В сходных условиях обитания, в пределах одного водоема, уровни накопления ^{137}Cs у различных видов рыб определяются, прежде всего, спецификой их питания.

На рис. 1. представлена сравнительная характеристика содержания ^{137}Cs в мышцах 10 видов рыб, обитающих в небольшом по площади, замкнутом озере Персток. Как видно из представленных данных, наиболее высоким уровнем содержания ^{137}Cs в мышцах обладают хищные виды рыб: окунь и щука. Сопоставим с ними по накоплению в организме ^{137}Cs язь, для которого характерен смешанный тип питания. Молодые особи язя являются бентофагами, но с увеличением размеров и массы тела язь переходит к активному хищничеству.

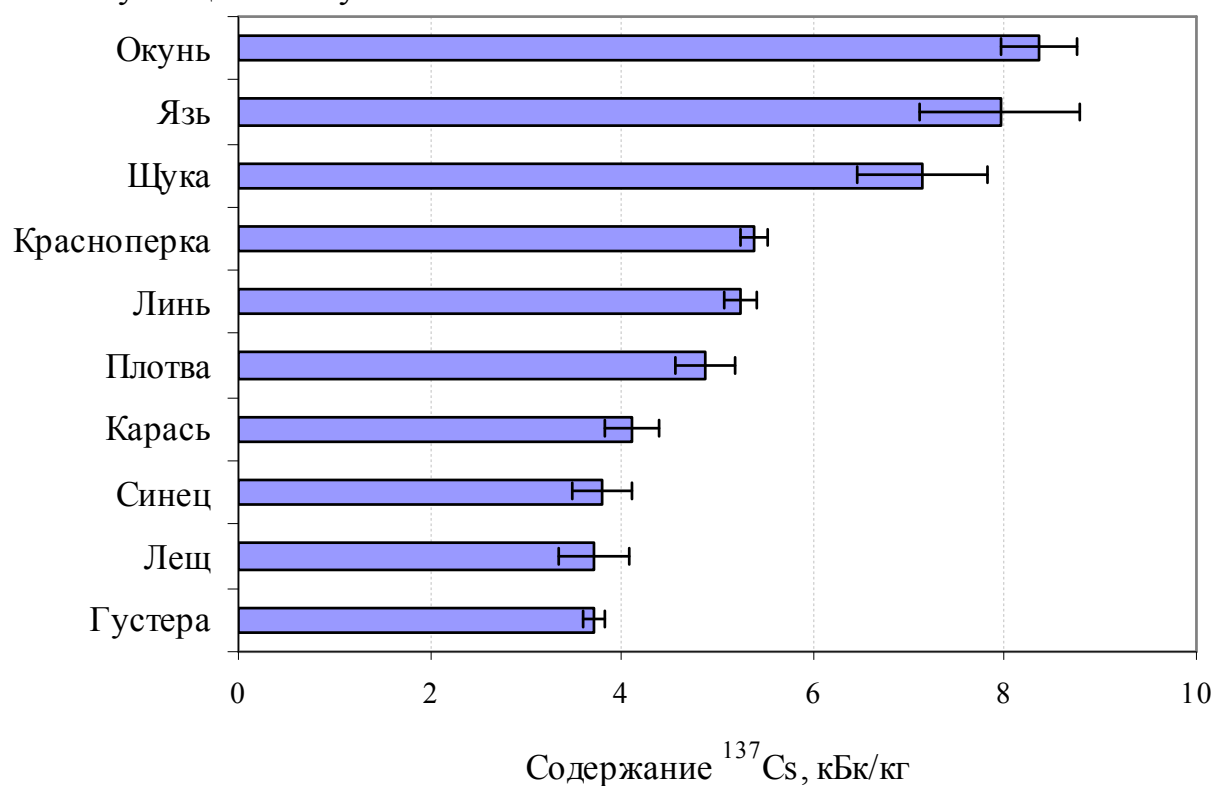


Рис. 1. Сравнительный анализ содержания ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб (оз. Персток)

В группу рыб со средней степенью накопления входят перифитофаг красноперка, перифито-зообентофаг плотва, а также зообентофаг линь.

Типичные бентофаги карась, густера, лещ характеризуются наименьшим содержанием ^{137}Cs в организме. Сходство с ними в уровне загрязнения мышц ^{137}Cs наблюдается у зоопланктонофага синца. Эти закономерности межвидовых различий в накоплении радионуклидов рыбами отражены во многих научных публикациях, посвященных радиоэкологии биогидроценозов [3, 5-8].

Для оценки степени биологической доступности депонированного в водоеме ^{137}Cs для организма рыб нами были рассчитаны коэффициенты

биологического накопления (K_n) этого радионуклида в мышцах рыб, представляющие собой отношение удельной активности мышечной ткани (Бк/кг) к средней объемной активности воды (Бк/л) (табл. 2).

Таблица 2

Значения коэффициента накопления ^{137}Cs для различных видов рыб, обитающих в водоемах ПГРЭЗ

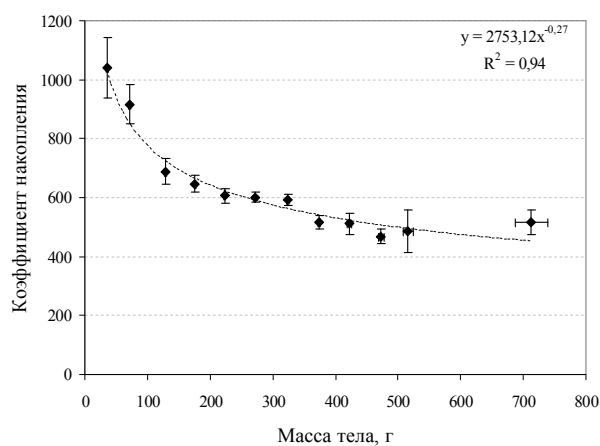
Вид рыбы	Статистический параметр			
	Среднее	Мин	Макс	Коэффициент вариации, %
Язь	1055±159	321	2457	52
Окунь	903±49	122	2894	61
Щука	734±62	125	2258	48
Красноперка	725±20	169	2425	42
Линь	655±21	223	1034	25
Карась	653±13	88	3492	55
Плотва	585±37	73	2031	47
Густера	463±14	264	671	21
Лещ	394±27	33	828	42

Выявлено, что по характеру изменения величины K_n в зависимости от массы тела рыб (т.е. от возраста) исследуемые виды делятся на две группы: первую группу составляют виды, у которых с возрастом увеличивается накопление радионуклида, вторая группа – виды, у которых наблюдается отрицательная корреляция между весом и массой тела (возрастом). В научных исследованиях это явление отмечалось неоднократно и получило название «размерного эффекта» [6].

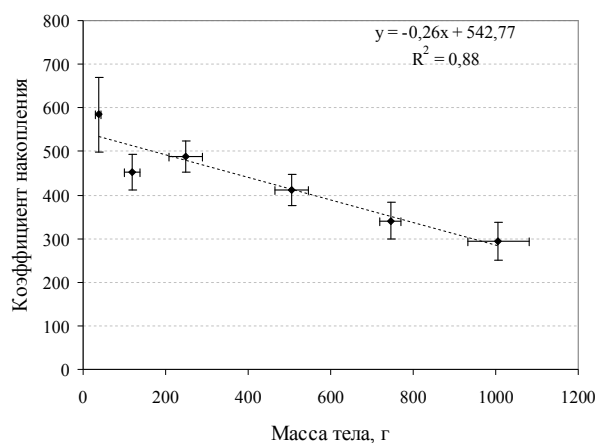
В нашем случае положительный размерный эффект свойственен красноперке, окуню, плотве, язю. Отрицательная корреляция между весом и содержанием ^{137}Cs обнаружена у карася и леща (рис. 2).

Установленные величины коэффициентов накопления ^{137}Cs различными видами рыб, а также функциональные зависимости между K_n и массой тела могут быть использованы в прогнозных целях для оценки содержания радионуклидов в организме рыб на основе измеренной объемной активности поверхностных вод водоемов ПГРЭЗ.

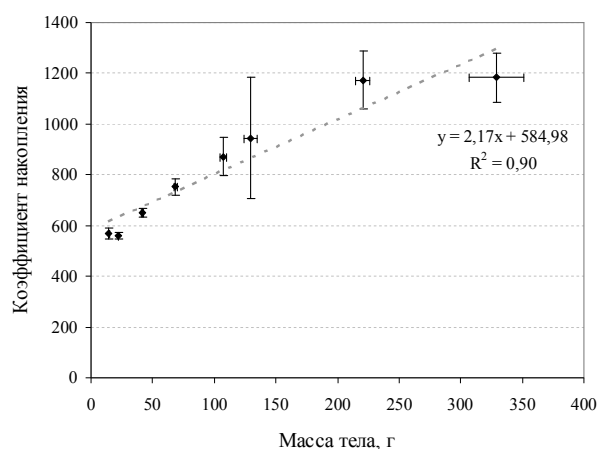
Из литературных источников известно, что в первые недели после аварии на ЧАЭС максимальная зафиксированная концентрация ^{137}Cs в окрестных водоемах составляла 1590 Бк/л [9]. Однако в течение первого послеаварийного года концентрация ^{137}Cs быстро уменьшалась вследствие сорбции донными отложениями и грунтами водосборных территорий. Как правило, сила фиксации ^{137}Cs донными грунтами достаточно высока и значительная доля связанного радионуклида (свыше 90 %) уже не может участвовать в дальнейшем круговороте веществ в водоеме [5].



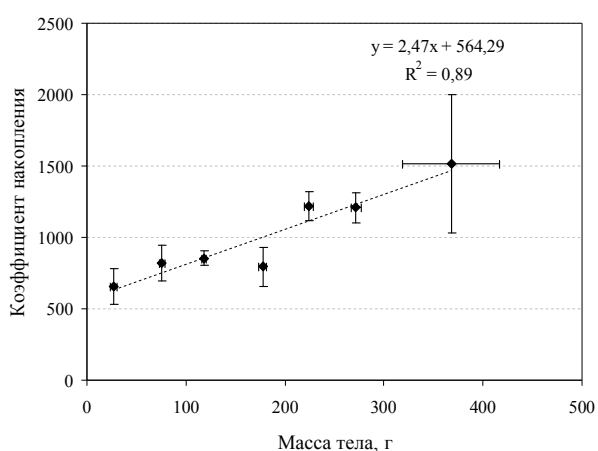
А



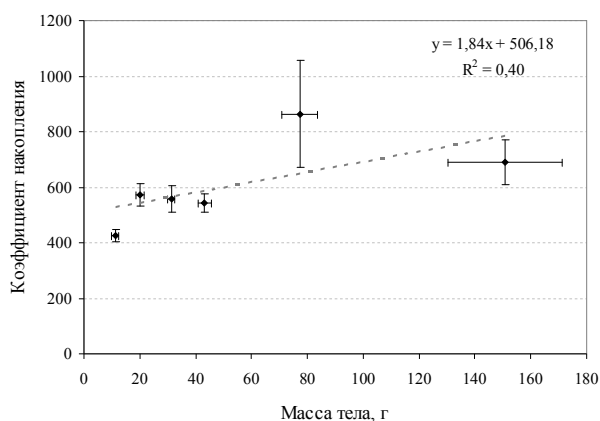
Б



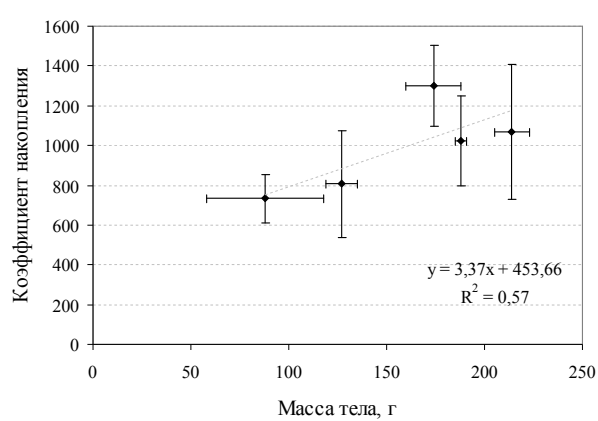
В



Г



Д



Е

Рис. 2. Зависимость коэффициента накопления ^{137}Cs в мышечной ткани рыб от массы тела: А – карась, Б – лещ, В – красноперка, Г – окунь, Д – плотва, Е – язь

На рисунках 3 и 4 показана многолетняя динамика снижения содержания ^{137}Cs в воде и мышцах карася серебряного, обитающего в оз. Персток. Как видно из представленных данных темпы снижения концентрации радионуклида в начальный период (1991-1996 гг.) заметно превышали скорость падения концентрации ^{137}Cs в воде и организме рыб в настоящее время.

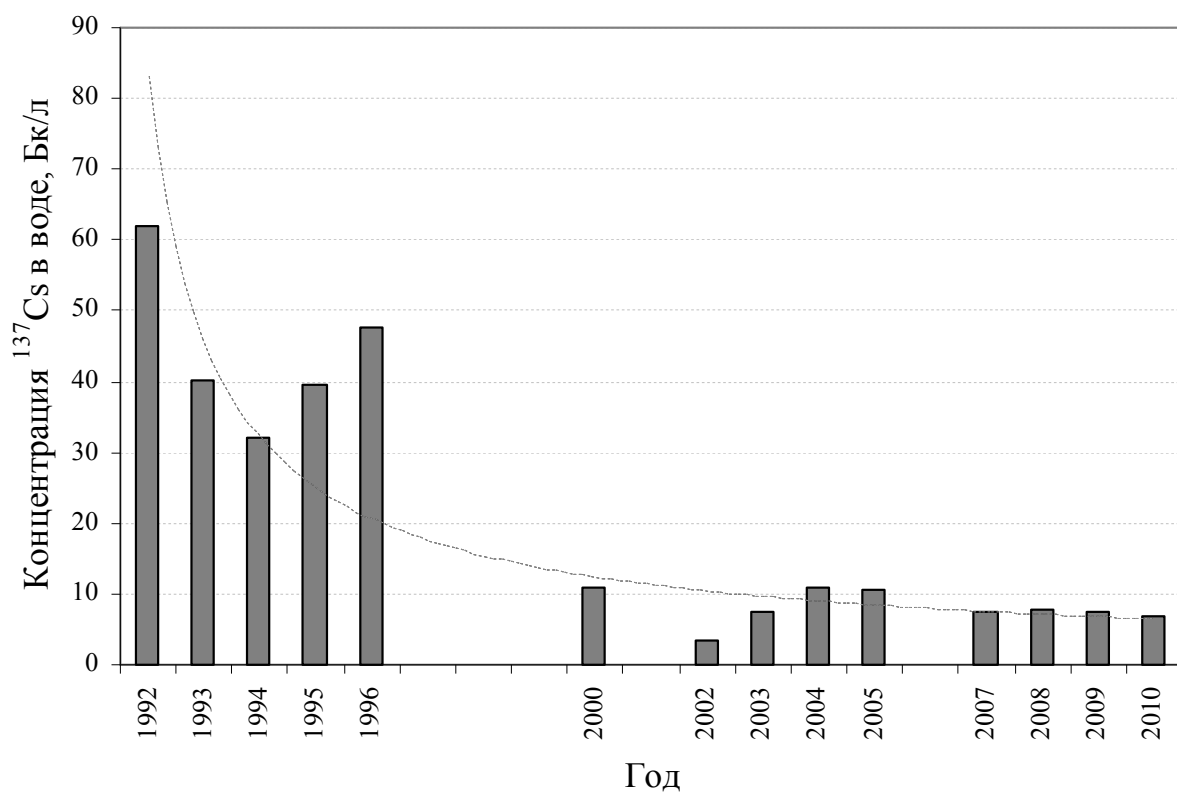


Рис. 3. Динамика содержания ^{137}Cs в воде оз. Персток

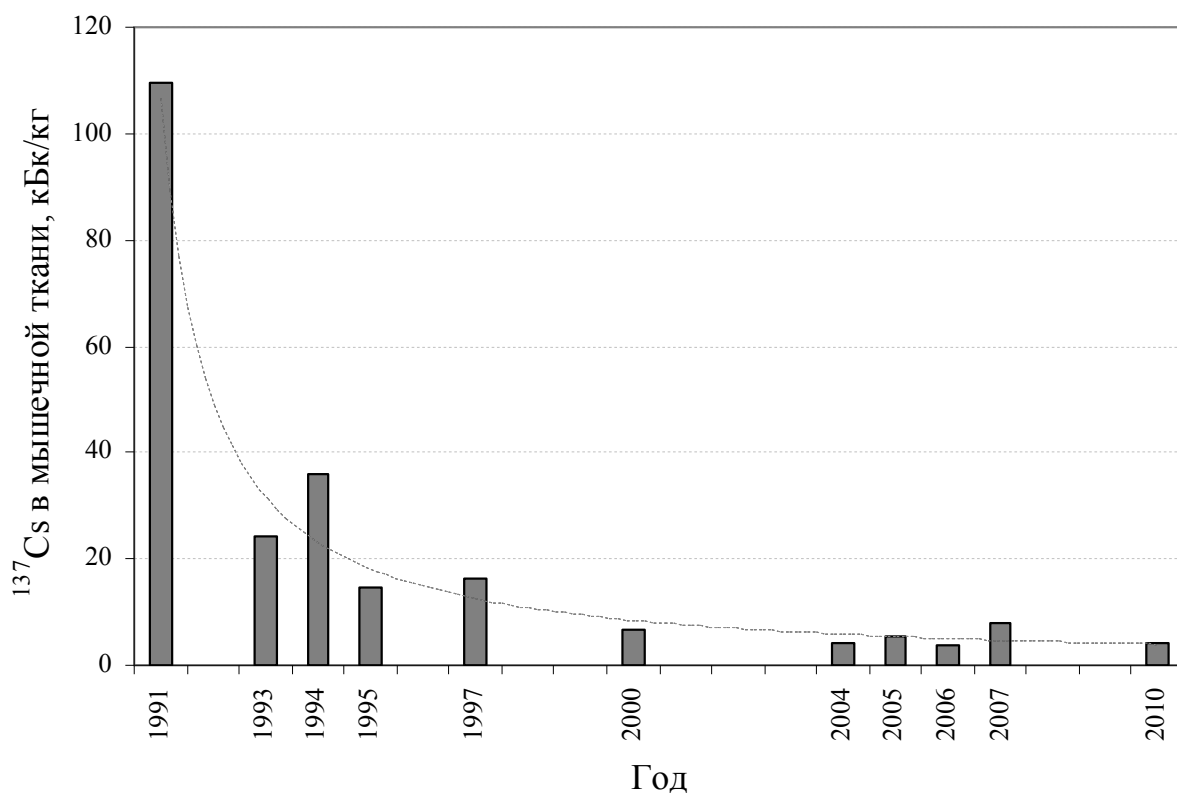


Рис.4. Динамика содержания ^{137}Cs в мышечной ткани карася, оз. Персток

Что касается данных полученных для карася, обитающего в Борщевском затоплении (рис. 5), то динамика снижения содержания ^{137}Cs в этом случае характеризуется меньшей скоростью, характерной для отдаленного периода после аварии на ЧАЭС. Эти различия могут быть объяснены тем, что при

создании Борщевского затопления в 1991-1992 гг. ^{137}Cs в почве затопляемых территорий к тому моменту уже находился в прочнофиксированной форме.

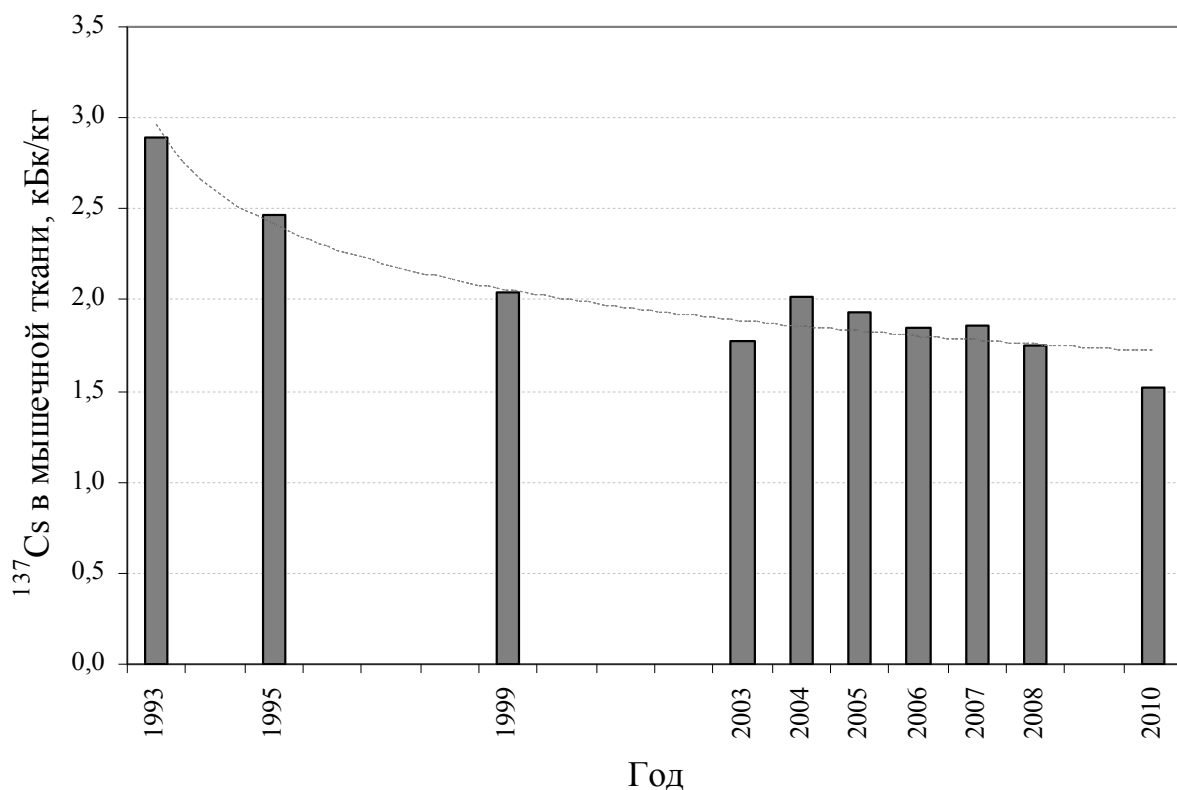


Рис. 5. Динамика содержания ^{137}Cs в мышечной ткани карася, обитающего в Борщевском затоплении

В большинстве случаев характеристика динамики снижения радионуклидов в компонентах природных и искусственных экосистем при радиоэкологических исследованиях хорошо описывается экспоненциальной функцией вида:

$$A_t = A_0 \times e^{\ln(2)t/T},$$

где: A_0 – исходная концентрация радионуклида; A_t – концентрация радионуклида через время t ; T – время, за которое концентрация радионуклида уменьшается в 2 раза.

Если же процесс снижения радионуклида характеризуется разными скоростями в начальный и конечный период времени, то можно применять функции с двойной (или тройной) экспонентой следующего вида:

$$A_{y_t} = A_{y_0} \times (a \times e^{-0,693 t / T_1} + b \times e^{-0,693 t / T_2}), \quad (1)$$

где: A_{y_t} – прогнозируемое содержание радионуклида в мышечной ткани рыб на момент времени t (Бк/кг); A_{y_0} – содержание радионуклида в мышечной ткани рыбы непосредственно после аварии на ЧАЭС (Бк/кг); t – время, прошедшее с момента аварии на ЧАЭС, (в годах); T_1 и T_2 – эффективные периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в мышечной ткани рыбы, характеризующие «быструю» и «медленную» компоненты экспоненциальной функции (в годах); a и b – долевые коэффициенты вклада «быстрой» и «медленной» компонент

экспоненциальной функции в конечный результат (выражаются в долях единицы, рассчитываются эмпирически).

Следует отметить, что величина эффективного периода полуочищения T характеризует как скорость физического распада радионуклида, так и способность экосистем к самоочищению.

В общем случае приведенное уравнение позволяет прогнозировать динамику снижения содержания радионуклидов в любом компоненте водных и наземных экосистем. Следует отметить, что прогноз будет корректным только для тех экосистем, в которых установились равновесные потоки обмена радионуклидов с внешней средой. Для расчетов параметров T_1 , T_2 , a , b необходимы данные по многолетней динамике накопления радионуклидов. Желательно наличие данных по содержанию радионуклидов в компонентах экосистем непосредственно после факта радиоактивного загрязнения экосистемы (в течение 0-8 лет после аварии на ЧАЭС), а также в отдаленный период (через 8-20 лет).

С помощью пакета программ статистической обработки данных Statistica 6.0 для уравнения (1) по методу наименьших квадратов были рассчитаны значения параметров T_1 , T_2 , a , b , которые составили: $T_1 = 1,8$ года; $T_2 = 24,4$ года; $a = 0,964$; $b = 0,036$. Необходимо отметить, что эти величины не зависят от вида рыбы, но применимы только для характеристики замкнутых водоемов ПГРЭС с небольшой степенью водообмена, какими являются озеро Персток, Борщевское затопление, а также многочисленные старичные комплексы р. Припять.

На основании вышеприведенных функциональных зависимостей для оз. Персток и Борщевского затопления сделан долгосрочный прогноз динамики содержания ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб. Ожидается, что среднее содержание ^{137}Cs в мышечной ткани рыб озера Персток должно достигнуть нормативных уровней РДУ-99 (370 Бк/кг) в период с 2085 по 2120 год. в зависимости от вида рыбы. Для Борщевского затопления эти сроки наступят несколько раньше: в период с 2065 по 2084 год. Для сравнения сроки достижения этих величин, основанные только на времени физического распада ^{137}Cs составили бы 2161-2202 и 2082-2112 гг. соответственно.

Заключение. Для видов рыб, обитающих в малопроточных и непроточных водоемах (Борщевское затопление, оз. Персток) характерны максимальные концентрации ^{137}Cs в мышцах, затем по мере убывания содержания радионуклида в организме рыб следуют водоемы поймы р. Припять, имеющие соединение с рекой. Наименее загрязнена рыба, обитающая в русловой зоне р. Припять. В настоящее время доля особей рыб из р. Припять, у которых регистрируется превышение Республиканских допустимых уровней содержания ^{137}Cs в мышцах, составляет не более 50 % от всего обследованного количества.

Наиболее высоким уровнем накопления ^{137}Cs в мышцах обладают хищные виды рыб и виды со смешанным типом питания. Менее всего загрязнены представители видов-бентофагов.

Для оценки степени биологической доступности депонированного в водоеме ^{137}Cs для организма рыб определены коэффициенты биологического накопления этого радионуклида в мышцах рыб. Установлено, что степень концентрирования ^{137}Cs в организме у большинства обследованных видов рыб зависит от массы тела особи. Положительный размерный эффект свойственен красноперке, окуню, плотве, язю. Отрицательная корреляция между весом и содержанием ^{137}Cs обнаружена у карася и леща.

На основе данных по многолетней динамике концентрации ^{137}Cs в воде и организме рыб оз. Персток, Борщевского затопления предложена экспоненциальная модель, описывающая темпы снижения содержания ^{137}Cs и сделан долгосрочный прогноз содержания ^{137}Cs в мышечной ткани различных видов рыб для оз. Персток и Борщевского затопления. Ожидается, что среднее содержание ^{137}Cs в мышечной ткани рыб озера Персток должно достигнуть нормативных уровней РДУ-99 (370 Бк/кг) в период с 2085 по 2120 год в зависимости от вида рыбы. Для Борщевского затопления эти сроки наступят несколько раньше: в период с 2065 по 2084 год.

Разработанный методический подход может быть использован для экспресс-оценки уровней радиоактивного загрязнения и долгосрочного прогноза динамики содержания радионуклидов для различных видов рыб водоемов ПГРЭС и прилегающих территорий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: "Пищевая промышленность", 1966.
2. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 215 с.
3. Шевцова Т.М., Воронович А.И. Радиоцезий в мышечной ткани хищных видов рыб из водоемов Беларуси с разной степенью радионуклидного загрязнения // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Минск, 2002. Вып. 18. С. 208-213.
4. Изучение динамики поведения радионуклидов в объектах окружающей среды (воздух, вода, почва), экосистемах и населенных пунктах / Отчет о научно-исследовательской работе института радиобиологии НАН РБ. Минск, 2000. – 259 с.
5. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. № 3. С. 101-109.
6. Крышев А.И., Рябов И.Н. Моделирование различных типов размерного эффекта в накоплении ^{137}Cs рыбой водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 1. С. 108-112.
7. Воронович А.И., Шевцова Т.М., Кохненко О.С. Современное состояние и прогноз динамики радиоактивного загрязнения рыб в водоемах бассейна Припяти в связи с аварией на ЧАЭС // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Минск, 2003. Вып. 19. С. 250-258.

8. Францевич Л.И. Стандартизация данных для составления карты радиоактивного загрязнения животных // Вестник зоологии (Украина). 2006. Т. 40(2). С.99-113.
9. Kryshev I.I. Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, J. Environ. Radioactive. 1995. Vol. 27. P. 207-219.

ОСОБЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РАСТЕНИЙ ТРАНСУРАНОВЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ ЧЕРЕЗ 25 ЛЕТ ПОСЛЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Ю.И. Бондарь, А.Н. Никитин¹, Н.В. Шамаль¹, Е.А. Клементьева¹, Р.А. Король¹, Ю.К. Симончик¹, А.В. Зубарева¹, О.А. Шуранкова¹

¹ГНУ «Институт радиобиологии НАН Беларуси»

Введение. По мере радиоактивного распада выброшенных из чернобыльского реактора изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr , разрушения топливных частиц и вовлечения изотопов плутония и ^{241}Am в биологические круговороты, относительная роль трансурановых элементов (ТУЭ) в радиоэкологической ситуации на территории ПГРЭС постепенно возрастает. Следует отметить высокую радиотоксичность и продолжительные периоды полураспада многих ТУЭ [1-4].

Растения являются одним из ключевых звеньев в процессах вовлечения поллютантов в биологические круговороты. Загрязнение растительного покрова можно разделить на два основных компонента: накопление поллютантов в тканях и на поверхности надземных частей. В случае элементов, не используемых растениями в биохимических циклах и физиологических процессах, относительная роль второй компоненты загрязнения может быть весьма существенной. Это в полной мере относится к ТУЭ, которые практически отсутствовали в биосфере до середины прошлого века.

Листья и другие надземные органы растений являются поверхностями с весьма высокими сорбционными свойствами. Как радиоактивные вещества, так и другие поллютанты, могут частично формировать загрязнение растительного покрова, минуя этап проникновения через корневую систему [5]. В ряде случаев мокрое и сухое осаждение радиоактивных аэрозолей, на листовую поверхность является основным путем поступления радиоактивных веществ в пищевые цепи. При этом следует учитывать, что после осаждения на вегетативные части растений часть радионуклидов проникает внутрь его тканей, тогда как другая — остается на поверхности и в последующем может быть удалена с нее за счет естественных процессов (с дождевой водой, ветровыми потоками или при механических воздействиях). Распределение активности радионуклидов между этими составляющими определяется формами их нахождения в выпадениях и аэрозолях вторичного ветрового подъема. В частности, для цезия показано, что от 0,06 % до 27,0 % от общей

активности, осевшей на листовой поверхности, переходит в съедобные части злаковых культур [6]. Эта величина зависит, как от физико-химической формы осаждения, так и от фазы развития растения.

Анализ распределения ^{137}Cs между сорбированным на поверхности растений, корневым и внекорневым поступлением показал выраженную зависимость от характера почвенного покрова и формы выпадений [5]. На суглинистых почвах, загрязненных ^{137}Cs в конденсационной фазе, активность сорбированных на поверхности растения частиц была почти в три раза выше, по сравнению с данным показателем на песчаных почвах, где выпадения произошли преимущественно в форме топливных частиц. В тоже время, корневое поступление цезия в первом случае было выше более чем в 20 раз, а проникновение его с поверхности вегетативных органов внутрь тканей выше всего в два раза. На участках загрязненных ^{137}Cs в составе топливных частиц вклад поверхностного загрязнения практически равен вкладу внутритканевой аккумуляции. На участках, где наблюдались выпадения ^{137}Cs в конденсационной фазе, вклад поверхностного загрязнения не превышает 15 %.

Особенно велика роль поверхностного загрязнения и внекорневого поступления радионуклидов в растения в острую фазу радиоактивных выпадений [7]. Однако и на отдаленном этапе радиационных аварий, в условиях благоприятствующих вторичному ветровому подъему радионуклидов, может сохраняться относительно высокое значение данных путей поступления радионуклидов в пищевые цепи. Анализ обстановки на полигоне Невада через 20 лет после прекращения испытаний показал, что преобладающей формой загрязнения однолетних растений ТУЭ остаются дискретные высокоактивные частицы на их поверхности [8]. Сконцентрированные в верхних слоях почвы ТУЭ адсорбируются на минеральных частицах и вместе с ними подвергаются процессам ресуспензии с потоками воздуха и осадками. В результате они могут осаждаться на поверхности растений и попадать в организм травоядных животных [9, 10].

Проведенные лабораторные эксперименты показали, что накопление радионуклидов на надземных частях растений увеличивается по мере уменьшения размеров аэрозольных частиц, и в среднем составляет 70-90 %. Но большая часть из осевших радионуклидов теряется в первые дни за счет ветра и осадков. При наличии определенных условий происходит заметное вторичное загрязнение растительного покрова за счет явлений перераспределения радионуклидов между поверхностью почвы и приземным воздухом [11].

На примере фасоли показано, что ТУЭ из водных растворов, нанесенных на листовую поверхность, более активно, по сравнению с ^{137}Cs и ^{90}Sr , проникают в ткани вегетативного органа (27 % для америция и 37 % для плутония) [6]. Однако ^{137}Cs и ^{90}Sr с большей скоростью мигрируют в другие органы, в то время как для плутония и америция загрязнение имеет преимущественно локальный характер.

Вклад сорбции аэрозольных частиц на поверхности растительного покрова в общий уровень его загрязнения ТУЭ «чернобыльского» выброса на отдаленном этапе последствий катастрофы на ЧАЭС не установлена. В связи с

этим, целью настоящих исследований явился анализ вклада аккумуляции ТУЭ на поверхности отдельных видов растений в общее загрязнение их надземных частей.

Объекты и методы исследований. Отбор образцов почвы и растений произведен в 2011 году на участках ПГРЭЗ, отличающихся высоким уровнем загрязнения ТУЭ. Пробные площади были заложены вблизи двух бывших населенных пунктов Радин (51°35'17" с.ш., 30°02'35" в.д.) и Масаны (51°31'01" с.ш., 30°01'05" в.д.).

Показатели радиационной обстановки и уровень загрязнения почвы экспериментальных участков трансурановыми элементами приведены в таблице 1. Характеризуя загрязнение почвы ТУЭ, следует отметить достаточно высокий уровень вариации оцененных показателей для пробной площади Масаны. Отклонения от среднего значения составляют до 47 %, коэффициент вариации – до 30 %. Вариабельность удельной активности ТУЭ в пределах пробной площади Радин ниже – коэффициент вариации не превышает 20 %.

Таблица 1

Радиационная обстановка и удельная активность ТУЭ в почве на пробных площадях

Показатель	Масаны	Радин
Плотность потока α -частиц, высота 1 м, частица/с \times см ²	930 \pm 114	637 \pm 90
Плотность потока α -частиц на почве, частица/с \times см ²	1625 \pm 395	916 \pm 97
Плотность потока β -частиц, высота 1 м, частица/с \times см ²	236 \pm 32	152 \pm 18
Плотность потока β -частиц, на почве, частица/с \times см ²	368 \pm 78	211 \pm 23
Мощность дозы γ -излучения, высота 1 м, мкЗв/час	3,58 \pm 0,21	3,72 \pm 0,50
Мощность дозы γ -излучения на почве, мкЗв/час	3,88 \pm 0,33	4,72 \pm 0,48
A _у ²⁴¹ Am в почве, Бк/кг	322,2 \pm 93,4	77,0 \pm 13,6
A _у ²³⁸ Pu в почве, Бк/кг	55,1 \pm 4,8	11,3 \pm 3,1
A _у ^{239,240} Pu в почве, Бк/кг	116,0 \pm 6,3	23,9 \pm 9,0

Пробные площади различаются как по плотности загрязнения трансурановыми элементами, так и по типу почвы и характеру растительности. Почва на экспериментальном участке Радин маломощная торфяно-болотная, нарушенная осушительной мелиорацией. Поверхность с частыми пороями кабана (около 50 % площади). Экспериментальный участок б.п.н. Масаны характеризовался песчаной почвой, с редкими пороями кабана.

Фитоценоз экспериментальной площадки Масаны – залежь с пустошным

типом сообщества, Радин – низинный со злаково-разнотравным типом сообщества. Экспериментальный участок Масаны, кроме травянистой растительности ксерофитного типа, имеет единично стоящие деревья сосны 15-20 летнего возраста, около 100 шт/га. Пустошный тип сообщества залежи Масаны обусловлен значительной глубиной залегания грунтовых вод, низким содержанием органического вещества в почве (мощность гумусового горизонта не более 5 см). Средняя продуктивность надземной фитомассы не превышает 0,3 кг/м². Проектное покрытие растительности составляет 75-80 %, задернение 3-5 %.

Луг экспериментального участка Радин – низинного типа, злаково-разнотравный с достаточным режимом увлажнения, с преобладанием злаковых трав, которые занимают до 80 % площади участков. Луг расположен на старомелиорированной территории. В связи с прекращением хозяйственной деятельности в последние годы наблюдается частичное заболачивание. Средняя продуктивность надземной фитомассы составляет 0,6 кг/м², проективное покрытие 90-95 %, задернение 8-10 %.

В качестве модельных растений отобрано два вида, обладающих достаточно высоким обилием на пробных площадях: кострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leys). Holub) и полынь горькая (*Artemisia absinthium*).

Погодные условия (по данным метеостанции Масаны) в течение вегетационного периода года исследований (2011 г.) отличались повышенным уровнем выпадения осадков по сравнению со средней многолетней нормой, что могло сказаться на более интенсивном смыве радиоактивных аэрозолей с листовой поверхности травянистых растений.

На каждой пробной площади отбор образцов почвы и растений производился с шести учетных площадок размером 1×1 м. С каждой учетной площадки пробы почвы отбирались в пятикратной повторности с помощью бура Малькова (длина 20 см, внутренний диаметр – 4 см).

Отбор надземных частей растений произведен в конце июня в сухую погоду с использованием стандартных методов. С целью изучения поверхностного загрязнения растений производился смыв радионуклидов с поверхности сырых проб дистиллированной водой в соответствии с [13]. Отношение массы воды к массе растительного образца – 5 : 1, температура водной фазы – 15-20 °С, время контакта биомассы растений с водой – 15 минут при интенсивном перемешивании.

Определение содержания ²⁴¹Am, ²³⁸Pu и ^{239,240}Pu в почве, смывах с поверхности растений и фитомассе проводилось стандартными методами [14-16]. Измерения активностей ²⁴¹Am и изотопов плутония в исследуемых образцах после радиохимического выделения осуществлялись на альфа-спектрометре Alpha Analyst фирмы «Canberra» с полупроводниковым типом детектора и МДА по ^{238,239}Pu, ²⁴¹Am, ²³⁸U = 10⁻³ Бк/пробу и основной относительной погрешностью измерения при P = 0,95 не более 30 %. Математическую обработку результатов альфа-спектрометрии проводили при помощи пакетов прикладных программ — «Genie 2000 Alpha-арех». Полученные результаты обработаны методами параметрической статистики.

Результаты и их обсуждение. Распределение ТУЭ между накоплением внутри тканей растений и на их поверхности (табл. 2) свидетельствует о том, что через 25 лет после катастрофы на ЧАЭС преобладающий вклад в общее загрязнение вносит первая компонента. В случае костреца безостого не установлены различия между загрязнением надземной массы изотопами плутония для двух исследованных участков. Для ^{241}Am зависимость внутритканевого накопления радионуклида от уровня загрязнения почвы прослеживается, но его накопление на поверхности злакового растения в обоих случаях идентично.

Полынь горькая отличается более высокими уровнями накопления плутония и америция в тканях. Поверхностное загрязнение ^{241}Am у данного вида сходно с кострецом безостым, а плутонием – в 2,3 раза ниже. Анализ полученных данных позволяет прийти к выводу, что при достаточно высоком уровне загрязнения территории трансурановыми элементами, их накопление на поверхности растений определяется в первую очередь особенностями растений и имеет место эффект насыщения.

Таблица 2

Поверхностное и внутритканевое загрязнение травянистой растительности трансурановыми элементами

Вид растения	Тип загрязнения	^{241}Am , Бк/кг	^{238}Pu , Бк/кг	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг
Масаны				
Кострец безостый	Внутритканевое	0,478±0,214	0,099±0,055	0,078±0,046
	Поверхностное	0,057±0,094	0,017±0,022	0,018±0,019
Радин				
Кострец безостый	Внутритканевое	0,171±0,074	0,109±0,036	0,061±0,011
	Поверхностное	0,052±0,028	0,014±0,008	0,009±0,007
Полынь горькая	Внутритканевое	0,478±0,222	0,173±0,012	0,130±0,008
	Поверхностное	0,064±0,078	0,003±0,003	0,007±0,004

Среднее содержание ТУЭ на поверхности надземных частей костреца безостого и полыни горькой к общему загрязнению растений составляет: для $^{238,239,240}\text{Pu}$ – 13,3 и 9,0 %, а для ^{241}Am – 22,5 и 25,2 % соответственно. При расчете процентного отношения не принимались в расчет те учетные площадки, где активность радионуклидов на поверхности растений не превышала МДА. Таким образом, относительный вклад поверхностного загрязнения растений ТУЭ к внутритканевому имеет близкие значения для двух разных видов. В обоих случаях сохраняется тенденция к большему вкладу поверхностного загрязнения для ^{241}Am по сравнению с плутонием.

На рисунке 1 представлены отношения содержания ТУЭ внутри тканей растений к плотности загрязнения почвы (коэффициент перехода) и отношения содержания ТУЭ на надземной поверхности растений к плотности загрязнения почвы.

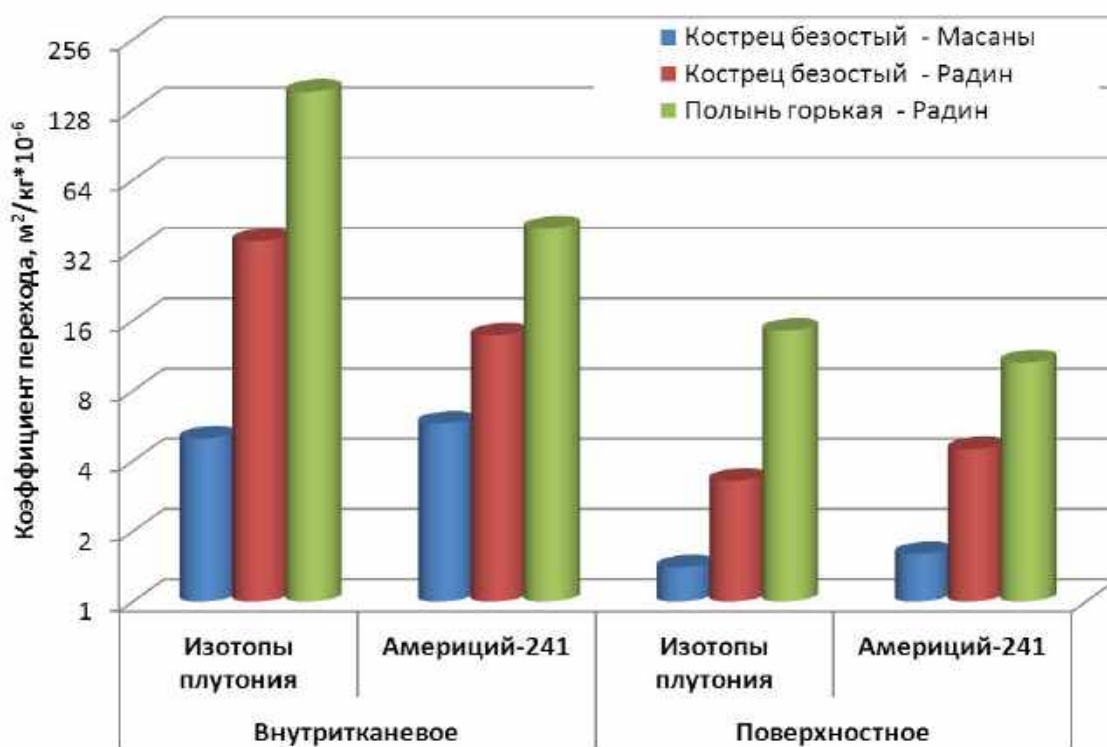


Рис. 1. Коэффициенты перехода и отношение содержания ТУЭ на надземной поверхности растений к плотности загрязнения почвы ($\text{м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-6}$)

Коэффициенты перехода ТУЭ в ткани полыни горькой заметно выше по сравнению с костром безостым. Отношение активности поверхностного загрязнения растений к плотности загрязнения почвы ТУЭ для данного вида также выше почти в два раза. Одинаковая направленность изменения обоих рассматриваемых параметров (внутриканевое и поверхностное загрязнение) свидетельствует о наличии связи между ними. Наиболее вероятным ее объяснением является значительная роль в аккумуляции ТУЭ тканями растений при их проникновении через поверхность надземных частей.

Заключение. При исследовании особенностей поверхностного загрязнения растений трансурановыми элементами было установлено, что вклад сорбированных на поверхности надземных частей растений ТУЭ в общее загрязнение составляет 9-13 % для изотопов плутония и 21-25 % для ^{241}Am . Величина поверхностного загрязнения растительного покрова ТУЭ в условиях достаточно высоких уровней загрязнения почвы зависит, в первую очередь, от биологических особенностей растений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Howard B.J., Fesenko S., et al. Transfer to animals. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA. Vienna, 2009. P. 267-307.
2. Real A., et al., Effects of ionizing radiation exposure on plants, fish and mammals: Relevant data for environmental radiation protection // J. Radiol. Prot. 2004. Vol. 24. P. A123-A137.

3. Whicker F.W. Impacts on plant and animal populations // Health Impacts of Large Releases of Radionuclides, CIBA Foundation Symposium. New York: Wiley, 1997. № 203. P. 74-93.
4. Гриневич С.В., Король Р.А., Никитин А.Н. Накопление альфа-излучающих радионуклидов в легких диких животных, обитающих в зоне отчуждения // Материалы междунауч.-практ. конф. «25 лет после чернобыльской катастрофы. Преодоление ее последствий в рамках Союзного государства». Гомель: РНПЦ Радиационной медицины и экологии человека, 2011. С. 55-56.
5. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий // Санкт-Петербург: Прогресс-погода, 1996. – 355 с.
6. Henner P., Colle C., Morello M. Retention and translocation of foliar applied $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am , as compared to ^{137}Cs and ^{85}Sr , into bean plants // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. Vol. 83. №13. P. 213-229.
7. Hinton T.G. et al. Foliar absorption of resuspended ^{137}Cs relative to other pathways of plant contamination // Journal of Environmental Radioactivity. 1996. Vol. 30. №14. P. 15-30.
8. Romney E.M., Wallace A. Plutonium contamination of vegetation in dusty field environments // Transuranics in Natural Environments / ed. M.G. White, P.B. Dunaway. Springfield VA, 1977. P. 287-302.
9. Sumerling T.J., Dodd N.J., Green N. The transfer of Sr-90 and Cs-137 to milk in a dairy herd grazing near a major nuclear installations // Sci. Total Environ. 1984. Vol. 34. P. 57-72.
10. Assimakopoulos P.A. Radiocaesium transfer to sheep's milk as a result of soil ingestion // Sci. Total Environ. 1993. Vol. 136. P. 13-24.
11. Malek M.A., Hinton T.G., Webb S.B. A comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in plants via three pathways at two Chernobyl-contaminated sites // Journal of Environmental Radioactivity. 2002. Vol. 58. №18. P. 129-141.
12. Crout N.M.J., Beresford N.A., Howard B.J. Does soil adhesion matter when predicting radiocaesium transfer to animals? // Journal of Environmental Radioactivity. 1993. Vol. 20. №20. P. 201-212.
13. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиэкологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления: монография. Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. – 320 с.
14. Методические указания по определению удельной активности плутония в почве, воде растительности, осадках сточных вод и донных отложениях методом альфа-спектрометрии. Введ. 1997-11-17. Минск: ИРЭП НАН РБ, 1997. – 13 с.;
15. Методика определения америция-241 в объектах окружающей среды: МВИ. МН. 1071-99. Введ. 1999-08-21. Минск: ИРБ НАН Б, 1999. – 13 с.
16. Методика определения активности стронция-90 и трансурановых элементов в биологических объектах: МВИ. МН 1892-2003. Введ. 2003-04-30. Минск: ИРБ НАН Б, 2003. – 17 с.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ РАДИОНУКЛИДОВ НА ТЕРРИТОРИИ ЗОН ОТЧУЖДЕНИЯ И ОТСЕЛЕНИЯ ПГРЭС

ОЦЕНКА СТЕПЕНИ РАЗРУШЕНИЯ ЧАСТИЦ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА, ВЫПАВШИХ НА ТЕРРИТОРИЮ ПГРЭС

В.Н. Забродский, Ю.И. Бондарь, В.Н. Калинин, В.И. Садчиков

Введение. Последствием Чернобыльской катастрофы явилось загрязнение ближней зоны ЧАЭС преимущественно топливной компонентой радиоактивных выпадений – частицами диспергированного ядерного топлива (топливными частицами) представляющими собой осколки ядерного топлива с медианным радиусом, соответствующим размеру зерен диоксида урана (около 3 мкм). ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am в значительных количествах присутствующие в почве зоны отчуждения и имеющие периоды полураспада от 87 до 24113 лет, были выброшены из аварийного блока только в составе топливных частиц (ТЧ). Более 90 % выброса ^{90}Sr также приходилось на ТЧ. Отличительной чертой выпавших топливных частиц являлась их низкая мобильность в окружающей среде [1-4].

Для исследования поведения ТЧ применялись и применяются как утонченные современные методы, позволяющие выделить отдельную частицу, определить ее химический состав, строение и т.д. [5], так и методы, в которых исследуются макрообразцы почв, содержащие статистически значимые количества частиц [1-4, 6, 7]. Существенные концентрации ТЧ в почве подтверждены в ряде исследований: [8] – 8×10^6 1/м²; [9] – 5000 1/кг; [10] (цит. по [11]) – от 1000 до 10000 1/м².

Особый интерес был проявлен к процессу растворения ТЧ, определяющему мобильность радионуклидов и их доступность растениям. В работе [12] было показано, что процесс растворения ТЧ в почве хорошо описывается уравнением кинетики 1-го порядка:

$$dF_t/dt = -kF_t \text{ или } F_t = F_0 \exp(-kt),$$

где: t – время, прошедшее с момента чернобыльских выпадений;

k – постоянная трансформации топливных частиц;

F_t и F_0 – доли радионуклидов, находящихся в матрице ТЧ в момент времени t и в исходных выпадениях ($t = 0$).

В дополнение к ранее представленным данным [13], характеризующим степень разрушения ТЧ, выпавших в районах, непосредственно примыкающих к 4 блоку ЧАЭС (вблизи б.н.п. Масаны и к востоку от ЧАЭС), в настоящей работе приводятся результаты карбонатного выщелачивания почвы, отобранной в более удаленных от ЧАЭС районах ПГРЭС – в Тульговичском и Хильчанском лесничествах. Места пробоотбора указаны на рис. 1.

Объекты и методы исследования. В работе исследовались как пробы почвы из слоя 0-20 см, так и пробы донных отложений.

Места отбора почвенных проб:

- в районе бывшего населенного пункта Масаны – код пробы М;
- северо-восточнее оз. Персток – с высоким (10-8) и низким (12-5) содержанием органического вещества;
- в Чиколовичском лесничестве на юго-востоке ПГРЭЗ – 47-6 и 48-3;
- в Тульговичском лесничестве на северо-западе ПГРЭЗ – Т;
- в Хильчанском лесничестве – на юго-западе ПГРЭЗ – Х.

Места отбора проб донных отложений:

- оз. Персток – Д35 и Д;
- Борщевское затопление – Б.

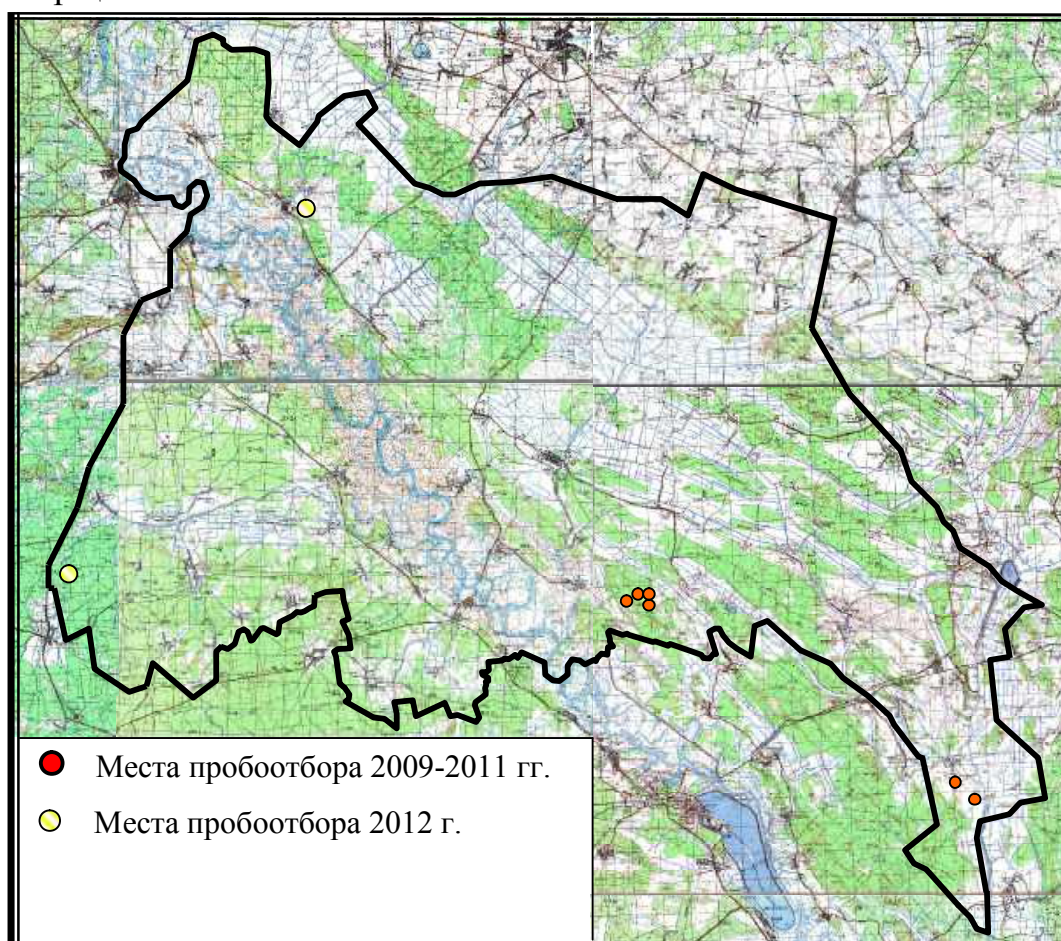


Рис. 1. Карта-схема мест отбора почвенных проб для определения степени разрушения ТЧ

Опыты по карбонатному выщелачиванию проводились в соответствии с рекомендациями работ [6, 7]. Отличие заключалось в использовании 10, а не 25 г почвы, которая перемешивалась со 100 мл карбонатного раствора (10 % Na_2CO_3 – 5 % NaHCO_3) в термостате при температуре $75\pm 5^\circ\text{C}$ в течение 80-90 минут. Параллельно обрабатывались 3 аликвоты одной и той же пробы. После разделения фаз путем центрифугирования или фильтрования полученные твердый остаток и раствор высушивались, прокаливались при 600°C и

анализировались на содержание Pu согласно процедуре, изложенной в [14]. Таким же образом анализировалась и исходная почва.

В зависимости от исходной удельной активности испытуемых проб почвы или донных отложений непосредственному радиохимическому анализу подвергались различные количества исходной почвы, твердого остатка и карбонатного раствора (после их высушивания). В некоторых случаях (М, Д35, Д, Б) количество анализируемой пробы составляло около 0,5 г, что позволяло использовать микроволновую печь для их растворения. Это уменьшало вероятность загрязнения посуды, оборудования и измерительной ячейки альфа-спектрометра. Остальные пробы анализировались целиком.

Определение кислотности почвы производилось методом рН-метрии суспензии почвы (5 или 10 г) в 10-кратном количестве дистиллированной воды.

Результаты и их обсуждение. На рис. 2 представлены данные, полученные методом карбонатного выщелачивания проб почвы и донных отложений. На оси ординат отложена доля Pu, находящегося в виде ТЧ (F_t). Каждое значение F_t характеризуется коридором, отражающим ее максимально и минимально возможные значения. Схожесть гистограмм для $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu обусловлена идентичностью химического поведения различных изотопов одного и того же химического элемента.

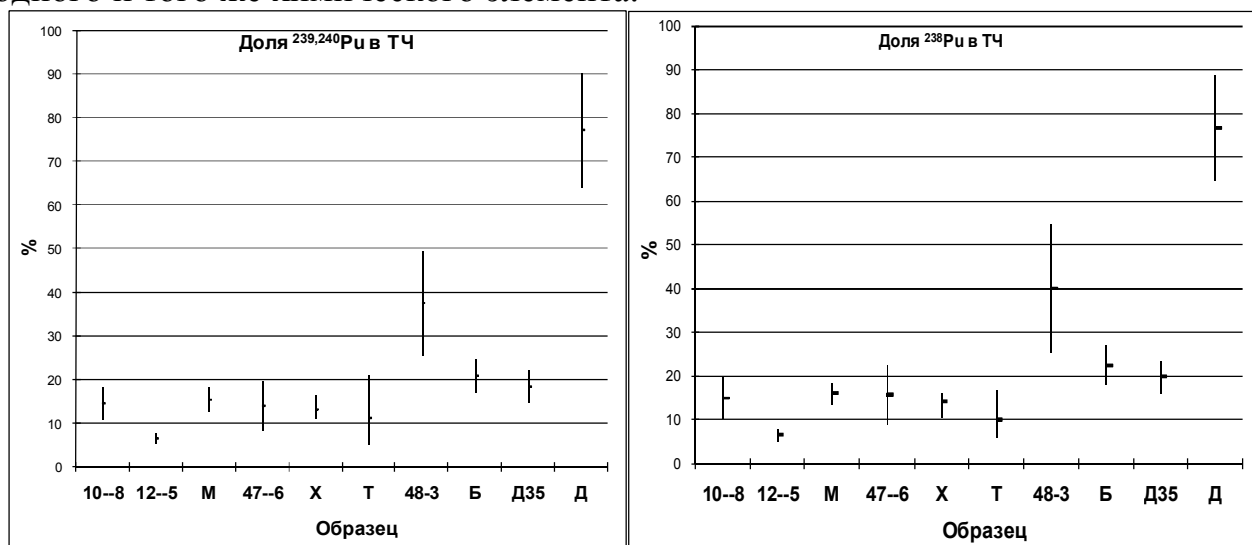


Рис. 2. Доля Pu в матрице ТЧ в пробах почвы и донных отложений

Если для большинства почвенных проб (10-8, 12-5, М, 47-6, Х, Т) доля Pu, находящегося в матрице ТЧ, составляет от 6 до 15 %, что достаточно хорошо согласуется с выводами других авторов [1-4, 6], то ТЧ, находящиеся в пробе 48-3, подверглись гораздо меньшей степени трансформации. Одна из возможных причин этого может заключаться в меньшей кислотности этой почвы. И действительно, как следует из нижеприведенной таблицы, рН водной вытяжки для пробы 48-3 характеризуется наибольшим значением.

Почвенная проба	10-8	12-5	М	47-6	48-3
рН водной вытяжки	4,2	5,8	5,4	4,1	6,3

Согласно выводам работы [8] топливные частицы донных отложений в меньшей степени подвергаются деструкции в силу нахождения в среде, содержащей меньшее количество кислорода. Следует отметить, что окисление ядерного топлива выдвигается в качестве одного из основных механизмов образования ТЧ микронного размера. Считается, что крупные топливные частицы размером в десятки и сотни микрон, выпавшие в непосредственной близости от реактора (до 2 км), были образованы в локальной области реактора при высокой температуре в первый момент аварии (26.04.1986) за счет механического разрушения топлива (ударная волна, температурные градиенты и т.д.). В период с 26.04 по 06.05.1986, как предполагается, именно окисление ядерного топлива явилось одним из основных механизмов образования мелких микронных топливных частиц в разрушенном реакторе. Проникновение кислорода в матрицу частиц по границам зерен приводит к ее разрушению на кристаллиты. Далее кислород диффундирует в зерно, что приводит к растрескиванию поверхности самого зерна за счет различий, как плотности, так и кристаллических решеток разных окислов урана [4].

Таким образом, высокая доля Pu в матрице ТЧ для донных отложений озера Персток не представляется чем-то необычным. Более высокая степень разрушения ТЧ, наблюдаемая для других проб донных отложений, может быть обусловлена отбором проб вблизи береговой линии и, следовательно, влиянием горизонтального смыва с окружающей территории (Д35); либо частичным пребыванием пробы в почвенной среде (Борщевское затопление образовалось в 1992 г.).

Полученные данные о состоянии Pu в донных отложениях, на наш взгляд, могут быть полезны для предсказания поведения радионуклидов в донных осадках пруда-охладителя 4-го блока ЧАЭС после его планируемого осушения и для оценки возможных последствий пересыхания водоемов на территории ПГРЭС в особо засушливые годы.

Для демонстрации существующего разброса между результатами параллельных опытов в табл. 1 представлены исходные данные для 2-х проб с наибольшим (48-3) и наименьшим (М) рассеянием доли Pu в матрице ТЧ.

Таблица 1

Результаты анализа исходной почвы, твердого остатка и карбонат содержащего раствора на содержание $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am (Бк/кг)

	Содержание Pu по данным альфа-спектрометрии						[^{241}Am] по γ -спектрометр	[$^{239,240}\text{Pu}$] расщ. из [^{241}Am]
	$^{239,240}\text{Pu}$			^{238}Pu				
Анализируемая аликвота	48-3-1	48-3-2	48-3-3	48-3-1	48-3-2	48-3-3	48-3	48-3
Исх. почва	10,359	8,951	8,767	4,246	4,255	3,821	15,5	8,7
Тв. остаток	4,662	2,341	1,604	2,54	1,13	0,66		
Раствор	4,81	5,14	4,39	2,110	2,442	1,820		
Анализируемая аликвота	М-1	М-2	М-3	М-1	М-2	М-3	М	М
Исх. почва		4210	2614		1887	1152	6010	3358
Тв. остаток.	321	399	391	157	175	175		
Раствор	2490	2580	2354	299	305	278		

С использованием базы данных «Горячие частицы», подготовленной в УкрНИИСХР в 2001 г. и основанной на справочной информации ИАЭ им. И.В. Курчатова об удельной активности чернобыльского ядерного топлива, рассчитывалось соотношение $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ в исходном ядерном топливе ЧАЭС через 25 лет после аварии. Это позволило оценить содержание $^{239,240}\text{Pu}$ по известному содержанию ^{241}Am в пробе. Полученные результаты представлены в табл. 1. Практическое совпадение содержания $^{239,240}\text{Pu}$, найденного с использованием альфа-спектрометрического метода (массы анализируемых аликвот 0,5 или 10 г) со значениями, рассчитанными по результатам γ -спектрометрических определений ^{241}Am (массы анализируемых аликвот более 100 г), может быть истолковано как доказательство:

1. гомогенного распределения радионуклида в пробе при ее перемешивании;
2. незначительной разницы в скоростях миграции Pu и Am в случае их выхода из матрицы ТЧ.

С использованием вышеприведенной формулы нами оценивались постоянные трансформации ТЧ в почвенных пробах с наименьшей (12-5) и наибольшей (48-3) долями Pu в матрице ТЧ. Полученные постоянные трансформации ТЧ равны 0,114 и 0,041 год⁻¹, соответственно. Согласно расчетам с использованием этих констант, 99 % ТЧ в районе отбора пробы 12-5 растворится через 38 лет с момента катастрофы (2024 г.), а в точке отбора пробы 48-3 это произойдет существенно позднее – в 2098 г.

Представляло интерес сопоставить значения доли Pu, находящегося в виде ТЧ, в почве Хильчанского и Тульговичского лесничеств с аналогичными величинами, найденными для почвы, отобранной вблизи б.н.п. Масаны и в Чиколовичском лесничестве (табл. 2).

Таблица 2.

Сопоставление данных по доле Pu, находящегося в виде ТЧ, в почве различных районов ПГРЭЗ

Код пробы	М-1	М-2	М-3	47-6-1	47-6-2	47-6-3	Х-1	Х-2	Х-3	Т-1	Т-2	Т-3
$^{239,240}\text{Pu}$	0,124	0,173	0,182	0,196	0,190	0,196	0,119	0,110	0,163	0,050	0,210	0,073
^{238}Pu	0,135	0,171	0,185	0,208	0,207	0,224	0,155	0,106	0,162	0,060	0,169	0,070

Для того чтобы определить существенность различий между данными, характеризующими различные районы отбора проб, а также по отдельности оценить межгрупповые и внутригрупповые компоненты дисперсии, нами использовался однофакторный дисперсионный анализ [16]. Этот анализ может быть применен в том случае, когда экспериментальные данные разделены на группы по какому-либо одному свойству, например по месту отбора проб. Кроме оценки существенности различий между группами, он позволяет по отдельности количественно охарактеризовать межгрупповые и внутригрупповые компоненты дисперсии (табл. 3).

Таблица 3

Результаты применения однофакторного дисперсионного анализа к данным табл. 2 (для $^{239,240}\text{Pu}$)

Источник отклонений	Сумма квадратов	Степень свободы	Средний квадрат	Экспериментальное значение F (F -тест)
Между группами	$S_b=0,012$	$v_b = p-1=3$	$M_b=S_b/(p-1)=0,00392$	$M_b/M_w=1,69$
Внутри групп	$S_w=0,019$	$v_w = N-p=8$	$M_w=S_w/(N-p)=0,00232$	
Суммарный	$S_{tot}=0,030$	$v_{tot} = N-1=11$		

Полученное экспериментальное значение фактора F (равное 1,69) не превышает критическое значение одностороннего критерия F при уровне значимости 0,05 и соответствующих степенях свободы (3 для числителя и 8 для знаменателя), равное 4,066. Таким образом, можно сделать заключение о несущественной разнице между средними величинами F_t , характеризующими степень разрушения ТЧ в различных районах отбора проб. Иными словами, различие экспериментальных данных, обусловлено погрешностями используемого метода анализа и различиями состава анализируемых аликвот почвенной пробы.

В табл. 4 представлены оценочные значения компонентов дисперсии генеральной совокупности по результатам однофакторного дисперсионного анализа данных табл. 2 (для $^{239,240}\text{Pu}$).

Таблица 4

Оценка компонентов дисперсии генеральной совокупности по результатам однофакторного дисперсионного анализа данных таблицы 2 (для $^{239,240}\text{Pu}$)

Компонент дисперсии	Оценка
Внутригрупповая дисперсия σ_w^2	$s_w^2=M_w=0,00232$
Межгрупповая дисперсия σ_b^2	$s_b^2=(M_b-M_w)/n=0,000534$

Из данных табл. 4 следует, что межгрупповая дисперсия существенно ниже внутригрупповой, что согласуется с ранее сделанным заключением об отсутствии значимого межгруппового эффекта.

Заключение. Определена степень разрушения ТЧ, выпавших на территорию ПГРЭЗ. Исходя из полученных данных, можно утверждать, что процесс разрушения ТЧ еще не завершился – от 6 до 20 %, а в некоторых случаях до 40 % Pu находится в матрице ТЧ.

Подтверждено, что кислотность почвы и наличие атмосферного кислорода являются мощными факторами, способствующими процессу разрушения ТЧ.

С использованием однофакторного дисперсионного анализа показано, что различие экспериментальных данных, характеризующих каждую площадку пробоотбора, обусловлено погрешностями используемого метода анализа и различиями состава анализируемых аликвот почвенной пробы, то есть отсутствует существенная разница между величинами, характеризующими степень разрушения топливных частиц в различных районах пробоотбора.

Авторы признательны сотрудникам лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭЗ – Блиновой Н.В., Бордак Л.Г., Деменковцу Н.Н., Машевскому А.О., Романовской Г.И., Тишкевич Н.Н., Шатило А.О., участвовавшим в получении представленных данных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кашпаров В.А., Лундин С.М., Зварич С.И., Йощенко В.И., Левчук С.Е., Хомутинин Ю.В., Малоштан И.М., Процак В.П., Пазухин Э.М. Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений // Радиохимия. 2003. Т. 45. № 2. С. 173-183.
2. Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Зварич С.И. и др. Определение скорости растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях // Радиохимия. 1997. Т. 39. № 1. С. 71-76.
3. Кашпаров В.А., Процак В.П., Перес Ж.-М. и др. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. I. Растворение топливных частиц разного генезиса в модельных экспериментах // Радиохимия. 2000. Т. 42. № 6. С. 533-541.
4. Кашпаров В.А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС) / Дис. ...докт. биолог. наук: 03.00.01 УНИИСХР. Киев, 1999. – 389 с.
5. Radioactive Particles in the Environment: Sources, particle characterization and analytical Techniques. IAEA-TECDOC-1663. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria. 2011. – 97 p.
6. Матусевич Ж.Л. Определение степени деструкции топливных частиц западного и северного следов чернобыльского выброса // Вести Национальной академии наук Беларуси. 2001. № 2. С. 140-142.
7. Методика определения степени деструкции топливных частиц в почве, донных отложениях, аэрозольных фильтрах. МВИ МН 1237-2000 / ИРБ НАН Б. Минск. 2000.
8. Carbol P., Solatie D., Erdmann N. et. al. Deposition and distribution of Chernobyl fallout fission products and actinides in a Russian soil profile // Journal of Environmental Radioactivity. 2003. Vol. 68. P. 27-46.
9. Entwistle J.A., Flowers A.G., Nageldinger G., Greenwood J.C. Identification and characterization of radioactive 'hot' particles in Chernobyl fallout-contaminated soils: the application of two novel approaches // Mineralogical Magazine. April 2003. Vol. 67. No 2. P. 183-204.
10. Salbu B. Hot Particles. Special Session Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident // In: Proceedings of a Symposium (Vienna, 16-20 October 1989). Vol. 2. 1990. International Atomic Energy Agency.
11. Dale P., Robertson I., Toner M. Radioactive particles in dose assessments // Journal of Environmental Radioactivity. 2008. Vol. 99. P. 1589-1595.
12. Konoplev A.V., Bulgakov A.A. Kinetics of radionuclide leaching from fuel particles in the soil around the Chernobyl Nuclear Power Plant. Ten Years Terrestrial Radioecological Research Following the Chernobyl Accident. Proceedings of the

International Symposium on Radioecology, 22-24 April 1996. Vienna, 1996. P. 61-67.

13. Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Степень разрушения топливных частиц чернобыльского происхождения на территории ПГРЭЗ // Материалы межд. науч. конф. «Радиация и Чернобыль: Наука и практика» (Гомель, Институт радиобиологии НАН Беларуси, 13-14 октября 2011 г.) Минск: «Институт радиологии», 2011. С. 51-57.

14. Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Комаровская А.С., Калинин В.Н. Совместное определение радионуклидов ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Pu и ^{90}Sr в почве // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 1. С. 87-91.

15. Bulgakov A., Konoplev A., Smith J., Laptev G., Voitsekhovich O. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options // Journal of Environmental Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 329-332.

16. Stephen L.R. Ellison, Vicki J. Barwick, Trevor J. Duguid Farrant. Practical Statistics for the Analytical Scientist. A Bench Guide. – 2nd Edition. LGC Limited 2009. – 268 p.

СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr В ТОПЛИВНОЙ ДРЕВЕСИНЕ, ПРОИЗВОДИМОЙ В ПГРЭЗ

В.Н. Забродский

Введение. В странах, потерпевших от Чернобыльской катастрофы, использование топливной древесины на загрязненных территориях ограничено [1]. Пути достижения этой цели в различных государствах отличаются. Так, помимо содержания ^{137}Cs в древесном топливе, Россия и Украина считают необходимым контролировать содержание и ^{90}Sr . При этом допустимые уровни содержания ^{90}Sr в топливной древесине в этих странах отличаются более чем в 6 раз: 370 Бк/кг в России и 60 Бк/кг в Украине [2, 3]. В Беларуси при оценке ущерба здоровью человека при использовании загрязненной древесины для отопления, в качестве основного вредного фактора рассматривается внешнее облучение от ^{137}Cs и содержание ^{90}Sr в древесном топливе не нормируется [4].

На протяжении ряда лет сотрудники лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭЗ помимо содержания в топливной древесине ^{137}Cs регистрировали и содержание ^{90}Sr . Анализу накопленных аналитических данных и посвящена настоящая работа.

Объекты и методы исследования. Одной из основных задач лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭЗ является обследование лесных насаждений с целью определения возможности использования древесины, вырубаемой в ходе проведения санитарных и прочих рубок, в хозяйственных целях. Обследования проводятся в соответствии с нормативным документом [5]. При этом каждую проанализированную пробу получают путем

объединения проб, взятых от 3-х модельных деревьев. Для определения содержания ^{137}Cs в пробах древесины лабораторией используется гамма-бета-спектрометр МКС АТ-1315 (НПО «Атомтех», г. Минск). Кроме ^{137}Cs этот прибор обеспечивает инструментальное определение и некоторых других радионуклидов, включая ^{90}Sr . Начиная с 2005 г., помимо содержания ^{137}Cs в анализируемых на гамма-бета-спектрометре МКС АТ-1315 пробах, нами регистрировалось и содержание ^{90}Sr . К началу 2013 г. общее количество измеренных проб дровяной древесины, составило около 2-х тысяч. В число этих проб входили сосна – 52,1 %, береза – 23,4 %, ольха – 10,7 %, осина – 6,3 %, дуб – 1,7 %, а также граб, ясень, клен, ива, акация, тополь, яблоня, груша. Следует отметить, что, также как и в предыдущих сообщениях [6, 7], нами не контролировались какие-либо факторы, влияющие на перенос радионуклидов в древесину (тип условий местопроизрастания, плотность загрязнения почвы, тип почвы и др.).

Результаты и их обсуждение. Поскольку в Беларуси содержание ^{90}Sr в древесине не нормируется, представляло интерес сопоставить имеющиеся аналитические данные с допустимыми уровнями загрязнения топливной древесины стронцием-90, принятыми в соседних странах, а именно в России и в Украине.

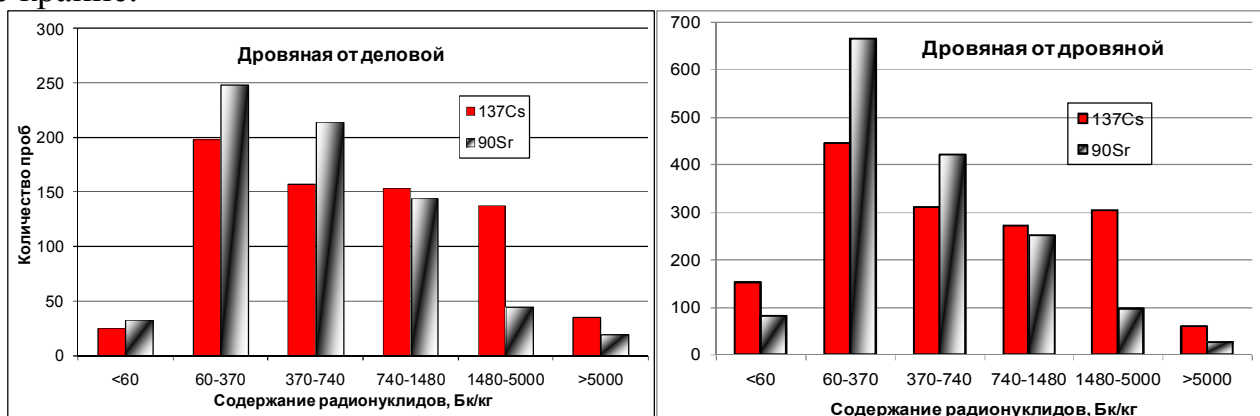


Рис. 1. Распределение проб топливной древесины по величинам содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr (период 2005-2012 гг.)

На рис. 1 представлено распределение проб по величинам содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr . Из этих данных можно оценить долю проб, не соответствующих белорусским нормам содержания ^{137}Cs и российским нормам содержания ^{90}Sr . Оказывается, что более половины проб соответствуют белорусским нормам содержания ^{137}Cs (< 740 Бк/кг) и менее половины проб соответствуют российским нормам содержания ^{90}Sr (< 370 Бк/кг). Тот факт, что значительная доля проб, характеризуется содержанием ^{90}Sr , превышающим установленные российские нормы, подтверждает точку зрения, высказанную в работе [8]. Согласно мнению авторов данной работы в ближней зоне ЧАЭС, загрязненной преимущественно диспергированными частицами ядерного топлива, в настоящее время происходит разрушение топливных частиц. В результате этого процесса радионуклиды, входящие в топливную матрицу, в частности ^{90}Sr , переходят в мобильную форму, что способствует интенсификации переноса ^{90}Sr

в растительность. Этот процесс, по мнению авторов работы [8], будет, вероятно, наблюдаться еще в течение нескольких десятилетий.

Из данных, представленных на рис. 1, видно, что распределение ^{137}Cs похоже на распределение ^{90}Sr . В то же время в конкретных пробах совпадение высоких (или наоборот низких) уровней содержания этих радионуклидов наблюдается не всегда. Ярким примером служат 2 образца топливной древесины из Верхнеслободского и Радинского лесничеств (табл. 1).

Таблица 1

Содержания радионуклидов в образцах топливной древесины из Верхнеслободского и Радинского лесничеств

Древесина	Место отбора	Дата анализа	Содержание, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{90}Sr
Осина дровяная	Верхнеслободское лесничество	25.05.2009	190	4260
Сосна дровяная	Радинское лесничество	23.06.2009	410	3270

Формально, согласно действующим в Беларуси ТНПА, оба вышеуказанных образца топливной древесины, несмотря на значительное содержание ^{90}Sr , могут получить разрешение на использование в качестве древесного топлива.

Еще одним подтверждением вышесказанному служит рис. 2. Согласно представленным на нем данным, доля проб, не соответствующих российским нормам содержания ^{90}Sr , из общего числа проб, соответствующих белорусским нормам содержания ^{137}Cs в топливной древесине, колеблется от 40 до 70 %. Очевидно, что аналогичная величина – доля проб, не соответствующих украинским нормам содержания ^{90}Sr , из общего числа проб, соответствующих белорусским нормам содержания ^{137}Cs в топливной древесине, – будет еще выше, так как в Украине допустимый уровень содержания ^{90}Sr в топливной древесине равен 60 Бк/кг [3]. Таким образом, тот факт, что содержание ^{137}Cs в древесине не превышает 740 Бк/кг, не гарантирует столь же низкого содержания ^{90}Sr в пробе.

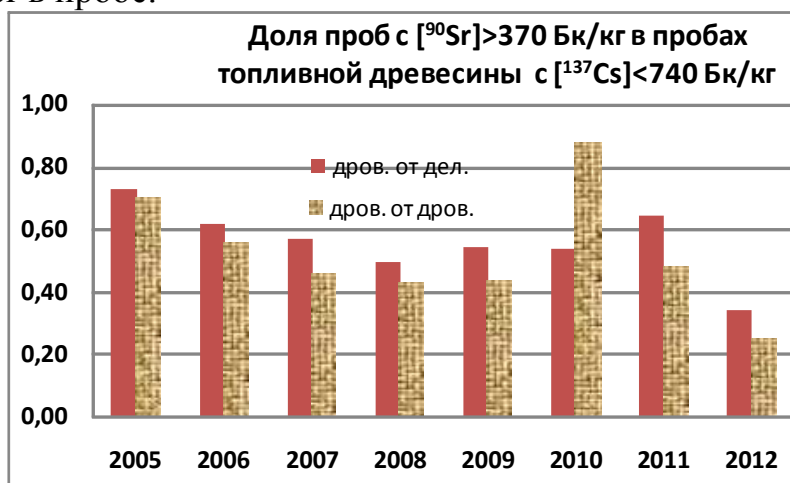


Рис. 2. Доли проб, превышающих российскую норму содержания ^{90}Sr в пробах, соответствующих белорусской норме содержания ^{137}Cs в топливной древесине

Актуальность проблемы нормирования содержания радионуклидов в топливной древесине подчеркивается результатами анализа печной золы, отобранной на территории ПГРЭЗ (рис. 3). Согласно данным, представленным на этом рисунке, около 80 % проб золы характеризуются содержанием ^{137}Cs , превышающим значение его минимально значимой удельной активности ($\text{МЗУА}_{\text{Cs-137}}=10^4$ Бк/кг). Для ^{90}Sr соответствующая величина – 17 % ($\text{МЗУА}_{\text{Sr-90}}=10^5$ Бк/кг). Таким образом, 80 % проанализированных проб золы представляют собой радиоактивные отходы с точки зрения содержания ^{137}Cs , и 17 % проб золы представляют собой радиоактивные отходы с точки зрения содержания ^{90}Sr . Согласно пункту 188 ОСП 2002 [9] «Система обращения с радиоактивными отходами в местах их образования определяется проектом для каждой организации, планирующей работы с открытыми источниками излучения. Проведение работ с радиоактивными веществами без наличия условий для сбора и временного хранения радиоактивных отходов не допускается».

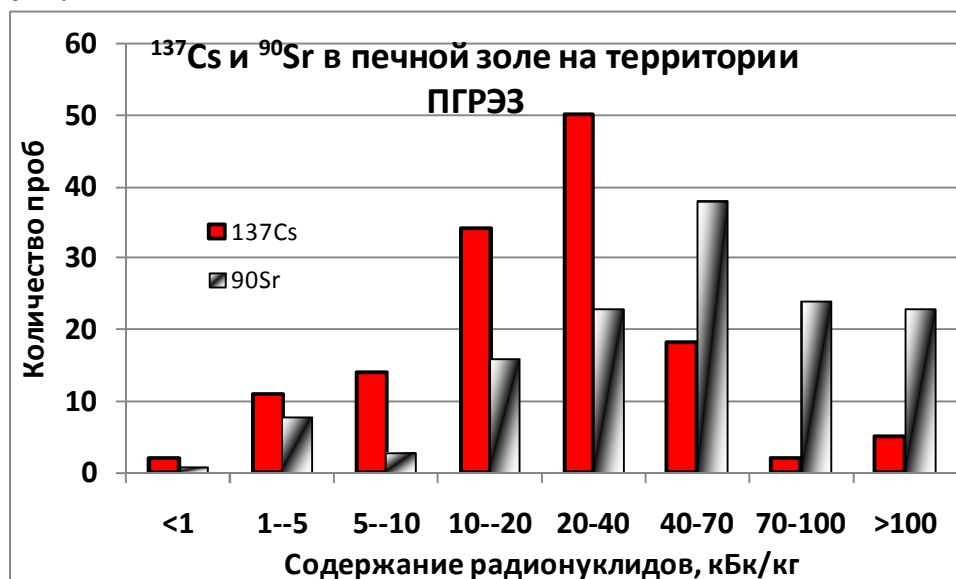


Рис. 3. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в печной золе. Пробы золы отобраны из печей на территории ПГРЭЗ в период с 2006 по 2011 гг. сотрудниками отдела радиационной безопасности и режима

Из 136 проб, результаты измерения которых представлены на рис. 3, в 11 пробах зарегистрирован ^{241}Am , причем диапазон его концентрации – от 9 до 170 Бк/кг. Учитывая существенно более низкие коэффициенты перехода ^{241}Am в растительность по сравнению с ^{137}Cs и, особенно со ^{90}Sr [10] представляется маловероятным, чтобы ^{241}Am попал в золу по цепочке «почва-растение-зола». Более вероятным представляется загрязнение внешней поверхности (коры) древесины почвой во время лесозаготовительных работ. Действительно, при проведении радиационного обследования предполагаемых мест рубки предпринимаются все возможные меры предосторожности, чтобы предотвратить загрязнение модельных деревьев почвой. С этой целью при валке используются подстилочные деревья, а при сборе опилок полиэтиленовая пленка. Отобранные пробы транспортируются в лабораторию в двойных

полиэтиленовых пакетах. В то же время при проведении самих лесорубочных работ (после получения положительного заключения из лаборатории) не исключается транспортировка древесных стволов путем трелевки волоком, что может явиться причиной загрязнения их поверхности почвой.

Как уже отмечалось выше, допустимые уровни (ДУ) содержания ^{90}Sr в древесном топливе для различных стран в значительной степени отличаются. С целью количественной оценки допустимого уровня содержания ^{90}Sr в дровах нами использовался подход, изложенный в руководстве МАГАТЭ [11] и ранее в работе [12]. Предполагается, что если древесная зола используется как удобрение на приусадебном участке, то часть радионуклидов, содержащейся в золе, может перейти в выращиваемую продукцию. Использование этой продукции в качестве продуктов питания приводит к повышению дозы внутреннего облучения человека. Знание предела дозы внутреннего облучения человека за счет ^{90}Sr и использование предлагаемой в [11] методологии расчета позволят получить искомую величину допустимого уровня содержания ^{90}Sr в топливной древесине.

Для расчета годовой эффективной дозы внутреннего облучения за счет потребления в пищу загрязненных ^{90}Sr овощей (E_{ing} , мЗв) используется следующая формула [11]:

$$E_{\text{ing}} = C_w \times CF_{\text{ash}} \times (M_{\text{ash}} / M_s) \times TF \times M_v \times DG;$$

где: C_w – содержание ^{90}Sr в используемом древесном топливе, Бк/кг;

CF_{ash} – фактор концентрирования радионуклидов при сжигании древесного топлива (безразмерен); согласно рекомендациям МАГАТЭ [11] принимается равным 50.

M_{ash} – масса золы, используемой ежегодно для удобрения 1 м² приусадебного участка. По умолчанию предполагается равной 1 кг [11].

M_s – масса пахотной земли на площади 1 м². Для почвенного слоя толщиной 15 см и плотности почвы 1500 кг/м³ $M_s = 225$ кг [11].

TF – коэффициент переноса (накопления) ^{90}Sr из почвы в растение; принят равным 0,2 [11]. Для корнеплодов, зелени, гороха значения TF колеблются в интервале 0,02 – 3,0 [11 (раздел 5.3.8.3)].

M_v – годовое потребление овощей, выращенных на приусадебном участке. Оценки этой величины колеблются от 20 кг [11] до 300 кг [12]. С учетом популярности картофеля в рационе жителей Беларуси примем M_v равным 100 кг.

DG – дозовый коэффициент перехода от удельной активности радионуклида в продуктах питания к дозе внутреннего облучения при пероральном поступлении (с пищей). Равен 8×10^{-5} мЗв/Бк [11].

Примем, что годовая доза внутреннего облучения от поступления с пищей ^{90}Sr не должна превышать 0,08 мЗв. Будем также считать, что поступление в организм ^{90}Sr с овощами, выращенными на приусадебном участке, является не единственным путем попадания ^{90}Sr в организм человека и уменьшим это значение в 2 раза. Тогда задача сводится к тому, чтобы определить при каком значении C_w , обозначим его как $DU_{\text{Sr-90}}$, E_{ing} будет равна 0,04 мЗв. Иными словами надо решить уравнение:

(в вышеприведенной формуле заменяем C_w на $ДУ_{Sr-90}$)
 $0,04 \text{ мЗв} = ДУ_{Sr-90} \times 50 \times (1 \text{ кг} / 225 \text{ кг}) \times 0,2 \times 100 \text{ кг} \times 8 \times 10^{-5} \text{ мЗв/Бк}$,

Получаем

$$ДУ_{Sr-90} = 113 \text{ Бк/кг}$$

Учитывая широкий диапазон значения ТР (2 порядка величины, от 0,02 до 3,0), можно утверждать, что диапазон вероятных значений величины $ДУ_{Sr-90}$ колеблется от $1/10 \times 113$ до 10×113 .

Следует отметить, что найденное значение $ДУ_{Sr-90}$ является промежуточным между украинским (60 Бк/кг) и российским (370 Бк/кг) значениями допустимого уровня содержания ^{90}Sr в древесном топливе.

Заключение. Представляется целесообразной постановка следующего вопроса: «Стоит ли вводить ограничения содержания ^{90}Sr в древесном топливе или этот вопрос решится сам собой за счет:

а) радиоактивного распада – с момента Чернобыльской катастрофы концентрация ^{90}Sr в окружающей среде уменьшилась почти в 2 раза;

б) миграции ^{90}Sr за пределы корнеобитаемого слоя?

Согласно выводам авторов работы [1, 8] в нейтральных почвах в настоящее время продолжается выход мобильного ^{90}Sr из топливных частиц, и этот процесс продолжится в ближайшие годы. Другим источником обменного ^{90}Sr , доступного растениям, может явиться его рециркуляция. В отношении радиоактивного цезия принято считать, что его рециркуляция в лесных массивах является динамическим процессом, в рамках которого взаимобратные переходы между биотическими и абиотическими компонентами экосистемы происходят на сезонной или долгосрочной основе. Часть радиоактивного цезия, перешедшая в растительность из почвы, ежегодно совершает повторный цикл в результате выщелачивания и хвоя/листопада, обуславливая длительную биологическую доступность радиоактивного цезия в поверхностном слое почвы [1]. Согласно имеющимся оценкам доля радиоактивного цезия, сосредоточенного в биомассе лесов, составляет приблизительно 5 % его суммарной активности в лесных экосистемах умеренного климата, причем большая часть его активности сконцентрирована в деревьях.

Закономерности, найденные для ^{137}Cs , очевидно, могут быть распространены и на ^{90}Sr . С другой стороны, общепризнанно, что ^{90}Sr обладает более высокими темпами вертикальной миграции. Особенно это характерно для слабо гумифицированной песчаной почвы, дерново-подзолистой песчаной почвы и песчаной суглинистой почвы с содержанием органических веществ менее 1 % [13] (цит. по [1]). Таким образом, можно предположить, что в случае некоторых типов почв вероятен выход ^{90}Sr за пределы корнеобитаемого слоя.

Из полученных данных (рис. 3) видно, что использование в настоящее время топливной древесины, добытой в зоне отчуждения, приводит к образованию существенных объемов твердых радиоактивных отходов, требующих особого обращения. Если на территории самой зоны отчуждения с этим еще можно мириться, то за ее пределами экономическая выгода от

использования загрязненной топливной древесины не представляется очевидной.

Представляется целесообразным принятие организационных мер, осуществимых без каких-либо финансовых дотаций, а именно – введение на территории ПГРЭЗ временных норм, ограничивающих допустимый уровень содержания ^{90}Sr в древесном топливе.

Автор признателен сотрудникам лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭЗ – Бордак Л.Г., Деменковцу Н.Н., Машевскому А.О., Романовской Г.И., Тишкевич Н.Н., Шатило А.О., участвовавшим в получении представленных данных, а также Блиновой Н.В., обеспечившей их учет и систематизацию.

ЛИТЕРАТУРА

1. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: Двадцатилетний опыт / Доклад экспертной группы "Экология" чернобыльского форума 2006. Международное агентство по атомной энергии. Вена, 2008. – 180 с.
2. Гигиенические нормативы ГН 2.6.1.670-97 "2.6.1. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в продукции лесного хозяйства" (утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 3 июня 1997 г. N 15).
3. ГН 6.6.1-120-2005 ДЕРЖАВНИЙ ГІГІЄНІЧНИЙ НОРМАТИВ "Гігієнічний норматив питомої активності радіонуклідів (^{137}Cs та (^{90}Sr) у деревині та продукції з деревини". Наказ МОЗ України 31.10.2005 N 573.
4. ГН 2.6.1.10-1-01-2001. Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 в древесине, продукции из древесины и древесных материалов и прочей пищевой продукции лесного хозяйства (РДУ/ЛХ-2001).
5. ТКП 239-2010 (02080) Радиационный контроль. Обследование лесосек. Порядок проведения. Министерство лесного хозяйства Республики Беларусь. Минск.
6. Забродский В.Н. Соотношение цезия-137 и стронция-90 в древесине и почве лесных насаждений ПГРЭЗ // 20 лет после чернобыльской катастрофы: Сборник научных трудов Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. С. 116-119.
7. Забродский В.Н. О необходимости контроля содержания ^{90}Sr в топливной древесине. // Медико-биологические последствия чернобыльской катастрофы: Материалы международной научной конференции. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2009. С. 58-64.
8. Кашпаров В.А., Зварич С.И., Процак В.П., Журба М.А. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. II. Растворение топливных частиц в естественных условиях в почве // Радиохимия. 2000. Т. 42. № 6. С. 542-549.
9. Санитарные правила и нормы 2.6.1.8-8-2002 "Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСП-2002)".

10. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series № 472. International Atomic Energy Agency. Vienna, 2010. – 194 p.
11. Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products. IAEA-TECDOC-1376. International Atomic Energy Agency. Vienna. Austria, October 2003. – 61 p.
12. Szekely J.G., Amiro B.D., Rasmussen L.R. Environmental assessment of radiological consequences for forestry in contaminated areas of the Republic of BELARUS. Environmental Assessment / Analysis Report E0041. 1 of 5 January 1994.
13. Shestopalov V.M., Kashparov V.A., Ivanov Y.A. Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident // Environ. Sci. Pollut. Res. 2003. Special issue 1. P. 39-47.

ИЗОТОПНЫЕ СООТНОШЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ В ЮЖНОЙ ЧАСТИ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

В.И. Садчиков, Ю.И. Бондарь, В.Н. Забродский, В.Н. Калинин

Введение. Ближняя зона Чернобыльской АЭС в 1986 г. подверглась загрязнению в основном топливной компонентой радиоактивных выпадений – частицами мелкодиспергированного ядерного топлива в виде четко выраженных следов: западного, северного и южного. Такие радионуклиды, как ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{89,90}\text{Sr}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, $^{154,155}\text{Eu}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{238+242}\text{Pu}$, $^{241,243}\text{Am}$, $^{242,244}\text{Cm}$ были выброшены из аварийного блока только в составе топливных частиц (ТЧ) разной степени дисперсности [1]. Радионуклидный состав ТЧ близок к составу облученного ядерного топлива 4-го блока ЧАЭС, за исключением летучих продуктов деления, например, $^{134,137}\text{Cs}$, изотопов I, РБГ.

В настоящее время основными определяемыми радионуклидами в зоне отчуждения являются продукты деления ядерного топлива ^{137}Cs , ^{90}Sr и трансурановые элементы $^{238+241}\text{Pu}$, ^{241}Am , которые образовались в топливе активной зоны реактора 4-го энергоблока ЧАЭС в результате (n, γ) реакций под действием нейтронного потока. В лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭС накоплен обширный экспериментальный материал по определению указанных радионуклидов в почве в различных местах белорусского сектора зоны отчуждения. Представляет практический интерес, на основе имеющихся экспериментальных данных, рассмотреть в каком соотношении по активности находятся между собой эти радионуклиды и соответствие этих отношений исходному ядерному топливу. Основываясь на экспериментальных результатах измерения удельной активности (Ау) ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+241}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{154}Eu , получены отношения между Ау определяемых радионуклидов к Ау ^{154}Eu на различное время после аварии в ближней зоне ЧАЭС на территории ПГРЭС.

Объекты и методы исследования. В течение 2008-2011 гг. в заповеднике проводился отбор проб почвы на территории зон отчуждения и отселения Чернобыльской АЭС и анализ этих образцов на содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{154}Eu . Эта работа выполнялась в рамках международного проекта SfP № 983057 «Радиоактивное загрязнение территории Беларуси в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике» по линии Научного комитета НАТО по программе «Наука для мира и безопасности» [2]. Было обработано порядка 700 проб на территории ПГРЭЗ и составлена база данных по окончании проекта в формате Excel. При обработке результатов измерений Au ^{241}Am и ^{154}Eu рассчитывали и учитывали коэффициенты на самопоглощение для энергий 59,5 кэВ (линия ^{241}Am) и 123 кэВ (линия ^{154}Eu). Для значений Au ^{154}Eu учитывался коэффициент на каскадное суммирование. Удельную активность $^{238,239+240}\text{Pu}$ в образцах почвы определяли альфа-спектрометрическим методом путем предварительной радиохимической пробоподготовки и приготовления счетного образца с использованием альфа-спектрометрического комплекса Alpha Analyst (Canberra), с кремниевым полупроводниковым детектором. Au ^{241}Pu определяли на основе экспериментально измеренной Au ^{241}Am с использованием аналитической зависимости, которая была получена ранее [3]. Местоположение точек отбора проб почвы по проекту приведены на рис. 1.

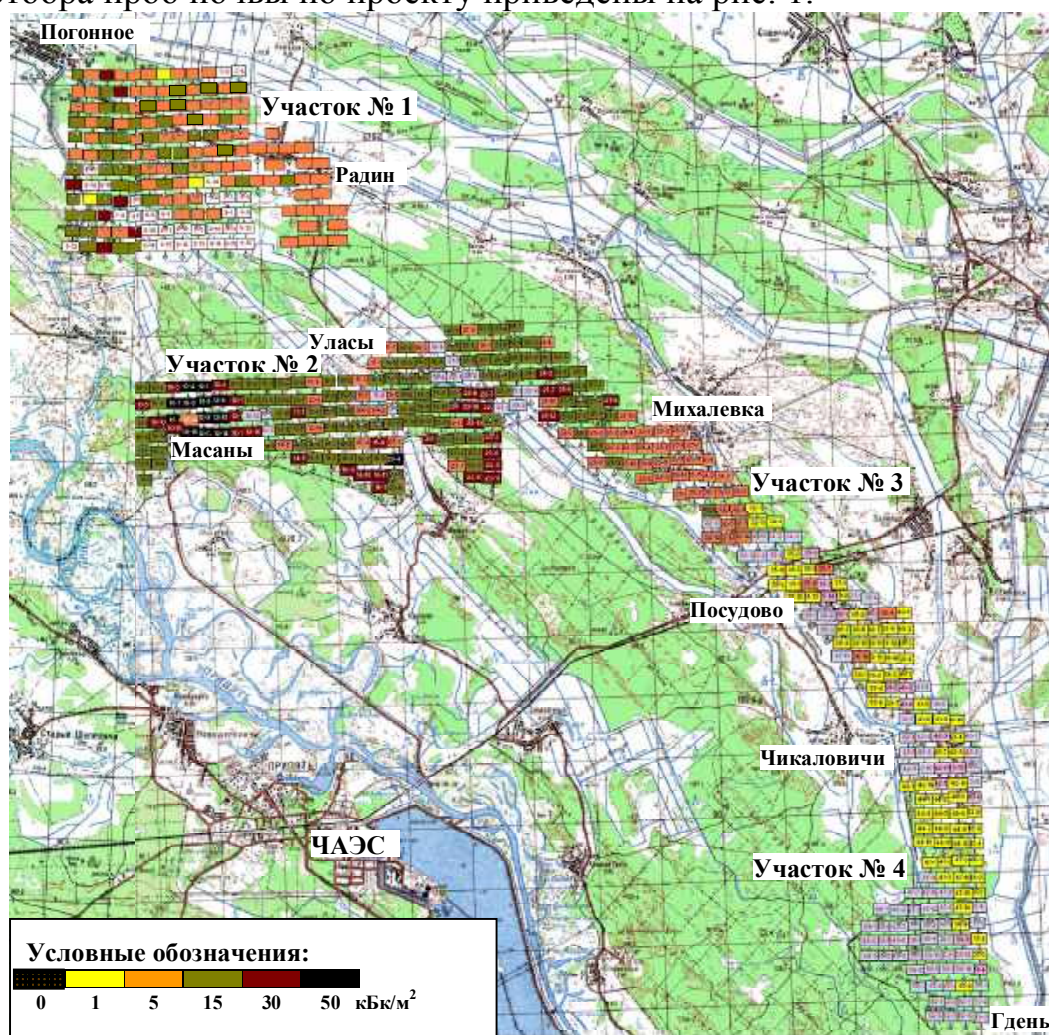


Рис. 1. Места отбора проб и плотность загрязнения почв ^{241}Am

Территория, на которой проводился отбор проб почвы, была поделена на 4 участка (рис. 1).

Участок № 1. Расположение: б.н.п. Погонное-Радин. Точки отбора проб (1-1) – (9-16) по файлу «База по НАТО» Рассматриваемые радионуклиды определены во всех точках отбора.

Участок № 2. Б.н.п Масаны-Уласы-Михалевка. Точки отбора (10-1) – (25-13). Радионуклиды определены во всех точках отбора.

Участок № 3. Б. н.п. Михалевка-Чикаловичи. Точки отбора проб (26-1) – (43-3) по файлу «База по НАТО». Из 102 точек отбора проб в 28 пробах A_{γ} ^{154}Eu меньше минимально детектируемой активности (МДА) т.е. отношения активностей ТУЭ и ^{137}Cs , ^{90}Sr к ^{154}Eu в 28 пробах не определены.

Участок № 4. Б.н.п. Чикаловичи-Гдень (юго-восточное окончание территории ПГРЭЗ). Точки отбора проб (44-1) – (52-12) по файлу «База по НАТО». Из 85 мест отбора проб в 37 пробах A_{γ} ^{154}Eu меньше МДА т.е. отношения активностей ТУЭ и ^{137}Cs , ^{90}Sr к ^{154}Eu в 37 пробах на данном участке также не определены.

Использование ^{154}Eu в данной работе определяется его особенностями как трассера [1, 4]. Вклад от прямого деления ^{235}U на тепловых нейтронах в образование ^{154}Eu очень мал. ^{154}Eu образуется, главным образом, путем радиационного захвата нейтрона нуклидом ^{153}Eu . В свою очередь ^{154}Eu за счет (n, γ) реакции превращается в ^{155}Eu [4]. Концентрации (кг/т.У) ^{154}Eu в облученном топливе активной зоны реактора на 2-3 порядка меньше по сравнению с концентрацией ТУЭ и ^{137}Cs , ^{90}Sr [5]. Оценочный расчет наработки и убывания ^{154}Eu в момент аварийного разгона реактора показывает, что изменение его количества в активной зоне в результате (n, γ) реакций происходит в пределах 2-3 % [6]. В таком качестве повсеместно использовался ^{144}Ce в первые годы после аварии на ЧАЭС.

Результаты и их обсуждение. В табл. 1 приведены рассчитанные средние, максимальные, минимальные значения и стандартные отклонения A_{γ} радионуклидов чернобыльских выпадений ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{154}Eu на рассматриваемых 4-х участках территории ПГРЭЗ на время аварии. Пересчет на 26.04.1986 года был проведен на основе экспериментально измеренных A_{γ} указанных радионуклидов в 2008-2011 годах. Нумерация точек отбора соответствует их обозначениям в базе данных по НАТО.

Таблица 1

Средние, максимальные, минимальные значения A_{γ} и стандартные отклонения радионуклидов на момент аварии, Бк/кг

№ участка		№1	№2	№3	№4
Местоположение участка. Б.н.п.		Погонное - Радин	Масаны - Михалевка	Михалевка - Чикаловичи	Чикаловичи - Гдень
Точки отбора		(1-1)–(9-16)	(10-1)–(25-13)	(26-1)–(43-3)	(44-1)–(52-12)
1	2	3	4	5	6
^{137}Cs	Среднее знач.	30000	42174	15389	985
	Максим. знач.	81480	165889	78726	3500
	Миним. знач.	12760	9044	653	332
	Станд. откл.	14657	31642	19315	760

1	2	3	4	5	6
^{90}Sr	Среднее знач.	3310	5523	1893	509
	Максим. знач.	9020	17711	7895	1420
	Миним. знач.	624	567	294	146
	Станд. откл.	2031	3896	1815	329
^{241}Am	Среднее знач.	1,73	3,2	1,3	0,39
	Максим. знач.	10,5	12,3	9,6	1,05
	Миним. знач.	0,5	1,2	0,2	0,14
	Станд. откл.	1,7	2,3	1,4	0,2
^{241}Pu	Среднее знач.	2889	4958	1750	473
	Максим. знач.	18876	21633	12700	1273
	Миним. знач.	774	1732	244	174
	Станд. откл.	2800	3523	2190	268
$^{239-240}\text{Pu}$	Среднее знач.	33,3	66,1	24,4	6,1
	Максим. знач.	158,1	172,5	80,2	20,1
	Миним. знач.	12,7	20,6	2,7	1,90
	Станд. откл.	23,4	33,6	21,59	4,3
^{238}Pu	Среднее знач.	18,8	42,90	12,47	3,3
	Максим. знач.	84,0	253,02	40,41	10,0
	Миним. знач.	5,3	12,84	2,05	1,33
	Станд. откл.	12,8	35,19	9,77	2,1
^{154}Eu	Среднее знач.	75,4	137,9	53,9	15,9
	Максим. знач.	274,6	307,0	179,8	46,7
	Миним. знач.	22,2	44,0	9,3	5,4
	Станд. откл.	80,8	99,5	67,8	9,88

В табл. 2 даны рассчитанные средние значения отношений A_{γ} радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am к $A_{\gamma}^{154}\text{Eu}$ на 2010, 2013-2021 годы на 4-х участках. Зная эти отношения, можно определить в каком соотношении между собой находятся указанные радионуклиды на различные моменты времени после чернобыльской аварии. Для сравнения в первой строке для каждого участка приведены расчетные значения этих отношений на 2010 год с использованием базы данных «Горячие частицы», подготовленной в УкрНИИСХР в 2001 году и основанной на справочной информации ИАЭ им. И.В.Курчатова об удельной активности чернобыльского ядерного топлива [5]. Во второй строке для каждого участка приведены рассчитанные по экспериментальным данным за 1999-2000 гг. значения этих отношений на 2010 год из работы [1].

Как видно из табл. 2, рассчитанные в данной работе значения отношений $^{137}\text{Cs}/^{154}\text{Eu}$, $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$, $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$, $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{238}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, убывают от участка № 1 к участку № 4. При сравнении величин отношений A_{γ} рассматриваемых радионуклидов к $A_{\gamma}^{154}\text{Eu}$ по всем участкам на 2010 год с аналогичными значениями, полученными в работах [1, 5] на этот же год, заметно значительное превышение этих отношений для участков № 1 и № 2. Для участка № 4 отношения на 2010 год практически одинаковы со значениями работы [5]. То есть данные по участку № 4 соответствуют исходному ядерному топливу на момент аварии.

Таблица 2

Значения отношений A_{γ} радионуклидов к $A_{\gamma}^{154}\text{Eu}$ для участков № 1-4

	$^{137}\text{Cs}/^{154}\text{Eu}$	$^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$	$^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$	$^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$	$^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$	$^{238}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$
Участок № 1						
2010 [5]	145	122	4,04	69,8	2,31	1,19
2010 [1]		100	4,0		2,48	1,07
2010	1626	180	6,22	87,5	3,47	1,58
2013	1938	214	8,58	96,7	4,44	1,97
2014	2054	227	9,19	100,0	4,82	2,12
2015	2178	240	10,12	103,4	5,23	2,29
2016	2309	254	11,14	107,0	5,67	2,46
2017	2448	270	12,6	110,6	6,16	2,65
2018	2596	286	13,8	114,4	6,68	2,85
2019	2752	303	15,2	118,3	7,25	3,07
2020	2918	321	16,7	122,3	7,86	3,30
2021	3093	340	18,3	126,5	8,53	3,56
Участок № 2						
2010 [5]	145	122	4,04	69,8	2,31	1,19
2010 [1]		100	4,0		2,48	1,07
2010	1289	161,0	6,02	82,7	3,4	1,52
2013	1536	191,5	8,12	91,4	4,4	1,90
2014	1628	202,9	8,95	94,6	4,7	2,04
2015	1726	214,9	9,86	97,8	5,1	2,20
2016	1830	227,7	10,86	101,1	5,6	2,37
2017	1940	241,2	11,93	104,5	6,0	2,55
2018	2057	255,6	13,10	107,9	6,5	2,74
2019	2181	270,7	14,38	111,8	7,1	2,95
2020	2312	286,9	15,73	115,6	7,7	3,18
2021	2451	303,9	17,27	119,5	8,4	3,42
Участок № 3						
2010 [5]	145	122	4,04	69,8	2,31	1,19
2010 [1]		100	4,0		2,48	1,07
2010	1151	143	5,30	72,5	3,19	1,38
2013	1371	170	7,15	80,2	4,08	1,72
2014	1454	180	7,88	82,9	4,42	1,85
2015	1541	191	8,68	85,7	4,80	1,99
2016	1634	202	9,55	88,6	5,21	2,14
2017	1732	214	10,49	91,6	5,65	2,30
2018	1836	227	11,52	94,8	6,13	2,48
2019	1947	240	12,64	98,1	6,65	2,67
2020	2064	254	13,86	101,4	7,22	2,87
2021	2188	269	15,19	104,8	7,84	3,09
Участок № 4						
2010 [5]	145	122	4,04	69,8	2,31	1,19
2010 [1]		100	4,0		2,48	1,07
2010	256	128	4,98	66,7	2,7	1,21
2013	305	153	6,72	73,8	3,44	1,50
2014	324	162	7,41	76,3	3,74	1,62
2015	343	171	8,16	78,9	4,05	1,74
2016	364	182	8,98	81,6	4,40	1,88
2017	386	192	9,87	84,3	4,77	2,02
2018	409	204	10,84	87,2	5,18	2,17
2019	433	216	11,90	90,2	5,62	2,34
2020	460	229	13,04	93,2	6,10	2,52
2021	487	242	14,30	96,4	6,62	2,71

Объяснение такого превышения для $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ и $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ дается в наших работах [6-8]. Превышение величин отношений $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ и $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$, по-видимому, также объясняется влиянием мгновенного возрастания нейтронного потока в момент аварийного разгона реактора четвертого энергоблока ЧАЭС на наработку 238 , 239 , ^{240}Pu . Деление урана и делящихся изотопов плутония в этот момент приводит к получению дополнительного количества ^{90}Sr и ^{137}Cs . Отношение конденсационной составляющей ^{137}Cs к ^{154}Eu на участках № 1, 2 в десятки раз больше по отношению к чернобыльскому ядерному топливу на момент аварии. В работе [1] исключение составляли пробы, отобранные на конденсационном «цезиевом пятне» (юго-западная часть 30-километровой зоны), где отношение ^{90}Sr к ^{154}Eu было в 2 раза выше по сравнению со всей выборкой. Делая поправку на время, получаем, что в таком же соответствии находятся значения $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$ на участках № 1, 2 по отношению к исходному ядерному топливу в момент аварии.

Представленные результаты получены, исходя из предположения, что массовое соотношение радионуклидов в топливе активной зоны реактора, имевшееся на момент аварии, сохранилось и в радиоактивных выпадениях (топливные частицы в почве) на момент выброса. Согласно результатам опубликованных работ [9-12] значительная доля топливных частиц к настоящему времени уже разрушилась. В то же время согласно экспериментальным исследованиям вертикальной миграции америция и плутония [12] следует, что эти радионуклиды в почве находятся вместе – вне зависимости от того входят ли они в состав ТЧ или нет. Нет существенной разницы в скоростях миграции Pu и Am в случае их выхода из матрицы ТЧ. Америций и плутоний не успели «разбежаться» после выхода из матрицы ТЧ. Поэтому можно с уверенностью говорить, что при отборе образцов почвы (20 см в глубину) и их последующей гомогенизации исследуемые отношения в образце почвы остаются такими же, какими они были бы без разрушения ТЧ.

Неопределенность полученных результатов рассчитывалась исходя из средних значений неопределенности для каждого радионуклида, полученных при измерении (база по НАТО). Неопределенности средних значений отношений A_y радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am к A_y ^{154}Eu рассчитывались как суммарные стандартные неопределенности [13]. Для $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ и $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ они равны: участок №1–20 %, №2–22 %, №3–24 %, №4–25 %. Для $^{238}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ и $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$ суммарные стандартные неопределенности порядка 30 % для всех участков.

Заключение. Рассчитаны средние значения отношений A_y радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am к A_y ^{154}Eu на 2010, 2013-2021 годы для ближней зоны ЧАЭС на территории ПГРЭС. Проведено сравнение полученных результатов с расчетными отношениями исследуемых радионуклидов в топливе реактора 4-го блока ЧАЭС.

Полученные результаты для $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ и $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ на участках № 1 и № 2, при использовании значений A_y ^{154}Eu из базы данных «Горячие частицы» [5] практически совпадают с результатами работы [3].

Рассчитаны неопределенности для полученных средних значений $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$, $^{241}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{238}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ и $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$.

Рассчитанные отношения радионуклидов могут быть применимы в ближней зоне ЧАЭС на территории ПГРЭС. Определяя инструментальным методом активность ^{241}Am в пробе, по этим соотношениям можно рассчитать активность других радионуклидов, исключив трудоемкие радиохимические методы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кашпаров В.А., Лундин С.М., Процак В.П., Йощенко В.И., Левчук С.Е., Хомутигин Ю.В., Зварич С.И., Малоштан И.М., Пазухин Э.М. Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений // Радиохимия. 2003. Т. 45. № 2. С. 173-183.
2. Radioactive contamination of the territory of Belarus in the Polesie state radiation-ecological reserve / SEP.EAP.SFPP 983057 Prepared and edited by Y. Bondar, J. Brown. FINAL Report November, 2011. – 109 p.
3. Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Определение активности ^{241}Pu в топливе реактора 4-го блока ЧАЭС по экспериментальным значениям удельной активности ^{241}Am и ^{154}Eu в почве зоны отчуждения // Тез. док. III межд. конф. «Ядерные технологии XXI века» и респуб. науч. сем. «Атомная энергетика, ядерные и радиационные технологии» (Минск, Беларусь. 23-26 октября 2012 года). Минск. 2012. С. 27.
4. Jaracz p., Mirowski S., Trzcinska A. Calculations and Measurements of ^{154}Eu and ^{155}Eu in “Fuel-Like” Hot Particles from the Chernobyl Fallout // Journal of environmental radioactivity. 1995. Vol. 26. P. 83-97.
5. Электронная база данных ИАЭ им. И.В. Курчатова «Горячие частицы» / УкрНИИСХР, 2001 г.
6. Садчиков В.И., Бондарь Ю.И., Забродский В.Н., Калинин В.Н. Влияние мгновенного возрастания нейтронного потока в момент аварии на реакторе четвертого энергоблока Чернобыльской АЭС на наработку плутония-241 // Вестник национального ядерного центра Республики Казахстан. Март, 2011. Вып. 1 (45). С. 62-67.
7. Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Расчет удельной активности ^{241}Pu в топливе реактора 4-го блока ЧАЭС в момент аварии по экспериментальным значениям удельной активности ^{241}Am и ^{154}Eu // Тез. док. V межд. конф. «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития» (12-14 сентября 2012 г.). Курчатов. ВКО. Республика Казахстан. С. 60-61.
8. Садчиков В.И., Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Влияние мгновенного возрастания нейтронного потока в момент аварии на реакторе четвертого энергоблока Чернобыльской АЭС на изотопный состав урана ядерного топлива ЧАЭС / Восьмая межд. конф. «Ядерная и радиационная физика» (20-23 сентября 2011 г. Алматы, Казахстан). Институт ядерной физики НЯЦ РК. Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2011. С. 293-297.

9. Кашпаров В.А., Зварич С.И., Процак В.П., Журба М.А. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. II. Растворение топливных частиц в естественных условиях в почве // Радиохимия. Т. 42. № 6. 2000. С. 542-549.
10. Матусевич Ж.Л. Определение степени деструкции топливных частиц западного и северного следов чернобыльского выброса // Вести Национальной академии наук Беларуси. 2001. № 2. С. 140-142.
11. Соколик Г.А., Овсянникова С.В. и др. // Доклады НАН Беларуси. 1999. Т. 43. № 4. С. 87-91.
12. Забродский В.Н., Бондарь Ю.И., Калинин В.Н. Степень разрушения топливных частиц чернобыльского происхождения на территории ПГРЭЗ // Материалы межд. науч. конф. «Радиация и Чернобыль. Наука и практика» (Гомель, Институт радиобиологии НАН Беларуси, 13-14 октября 2011).
13. Методика оценки неопределенности результатов измерений удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am на гамма-спектрометрах с полупроводниковыми детекторами. Хойники, 2011.

РАДИОЭКОЛОГИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ. ФЛОРА В УСЛОВИЯХ ЕСТЕСТВЕННЫХ СУКЦЕССИОННЫХ ТРАНСФОРМАЦИЙ И ОТСУТСТВИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

ОЦЕНКА ЗАПАСОВ И ПОТОКОВ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПГРЭЗ

Г.Д. Матусов, В.Е. Роцин, В.И. Китиков

Введение. Ситуация, возникшая в результате воздействия человека на окружающую природную среду, создаёт необходимость её сохранения и разработки принципов рационального использования и восстановления, что может быть осуществлено лишь при изучении законов, управляющих природными процессами [1-3].

Одним из наиболее существенных факторов антропогенного воздействия на природу является загрязнение окружающей среды радионуклидами, выпавшими в результате испытаний ядерного оружия и аварий на ядерно-энергетических объектах [2, 3]. Аккумуляция радиоактивных веществ растительными комплексами – важнейшая экологическая проблема, возникшая в связи с аварией на ЧАЭС.

После выпадения радионуклидов на местность и первичных взаимодействий происходит их распределение между основными компонентами наземных экосистем: почвой и биотой. Сформировавшееся первичное распределение не является стабильным. Радионуклиды, как и все элементы, входящие в состав биосферы, включаются в биогеохимические циклы (БГХЦ). В процессе миграции и взаимодействия в рамках биогеохимических циклов происходит перераспределение радионуклидов по различным компонентам экосистемы и формирование основных блоков, содержащих радиоактивные элементы [4].

Радионуклиды, входящие в экосистемы, включены в биогеохимические циклы этих систем. Чтобы понимать поведение радионуклидов в экосистемах, необходимо изучать их как элемент БГХЦ. В результате исследование биогеохимического круговорота радионуклидов чернобыльских выпадений является важным и необходимым аспектом в изучении проблем последствий катастрофы на ЧАЭС.

Эти исследования предполагают установление закономерностей распределения и миграции техногенных радионуклидов в различных компонентах лесных экосистем. Они позволят определить ежегодное потребление радионуклидов растительностью, а также возвращение их в почву в связи с отмиранием растений и их частей. Эти сведения важны для оценки динамики радиоактивного загрязнения территории и перспектив использования лесных ресурсов в будущем.

Целью исследований являлось установление биогеоценотического круговорота ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных экосистемах сосняков и березняков мшистых и черничных, а также получение прогнозных оценок изменения содержания радионуклидов во всех компонентах исследуемых фитоценозов.

Объекты и методы исследования. Исследования биогеохимического круговорота ^{137}Cs и ^{90}Sr и особенности накопления этих радионуклидов лесной растительностью проводили в берёзовых и сосновых насаждениях ПГРЭЗ.

В качестве модельных объектов использовались семь лесных фитоценозов с сосновыми и березовыми насаждениями мшистого и черничного типов: четыре сосновых насаждения (СМ-В1, СМ-В2, СМ-Р, СЧ-Т) и три берёзовых (БМ-В, БМ-Б, БЧ-Б).

На пробных площадках с однородным по составу и равномерным по полноте древостоем отбирали образцы древесной растительности. У деревьев для анализа отбирали пробы древесины, хвои, листьев, коры, ветвей и корней.

Для определения плотности загрязнения почвы радионуклидами, на пробной площади отбирали смешанную почвенную пробу пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см, состоящую из четырёх образцов, взятых в четырех точках по углам площади. В местах отбора проб почвы измеряли величину экспозиционной дозы на высоте 1 м и на поверхности почвы, используя дозиметр радиометр МКС-АТ 6130 [5-9]. Плотности загрязнения почвы на экспериментальных объектах приведены в табл. 1.

Таблица 1

Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr на пробных площадках, кБк/м²

Радионуклид	БЧ-Б	БМ-В	БМ-Б	СМ-В1	СМ-В2	СМ-Р	СЧ-Т
^{137}Cs	1990±151	934±61,2	394±31,6	787±6,7	1570±12,8	3640±29,0	644±5,3
^{90}Sr	538±34,6	204±14,8	94±9,3	231±3,2	142±2,9	237±1,9	70±1,1

Отбор проб древесины без коры осуществляли в пределах пробной площади с 20-30 деревьев на высоте 1,3 м с помощью возрастного бурава [7, 9]. Кору отбирали с 7-10 деревьев в пределах пробной площади с помощью специального пробоотборника диаметром 40 мм [7].

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в образцах почвы, древесины и коры определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре ЕL-1309. Географические координаты пробной площади устанавливали с помощью спутникового навигатора – GPS.

Для исследования запасов фитомассы и динамики содержания радионуклидов в компонентах лесных фитоценозов использовали информационно-моделирующую систему (ИМС) «Биогеоценотическое разнообразие Беларуси», которая позволяет дать количественную характеристику геоэкосистемы по её таксационным параметрам в статике и динамике [10, 11].

При модельном представлении геоэкосистемы, структура круговорота определена, если указаны все его компоненты и входящие и выходящие потоки. Количественное определение круговорота состоит в получении знания о запасах радионуклидов в блоках (компонентах) геоэкосистемы и

интенсивностях их потоков, характеризующих состояние круговорота. Таким образом, исследования биогеохимического круговорота радионуклидов предполагают изучение закономерностей распределения радиоактивных веществ в различных компонентах лесных экосистем и их миграцию. Это даёт возможность установить ежегодное поступление радионуклидов в растительность и переход их обратно в почву, что позволяет прогнозировать развитие радиационной обстановки на загрязнённых территориях и делать оценки возможности использования растительных и земельных ресурсов в будущем [10-12]. Формализовано схема круговорота в лесных экосистемах может быть представлена в следующем виде (рис. 1).

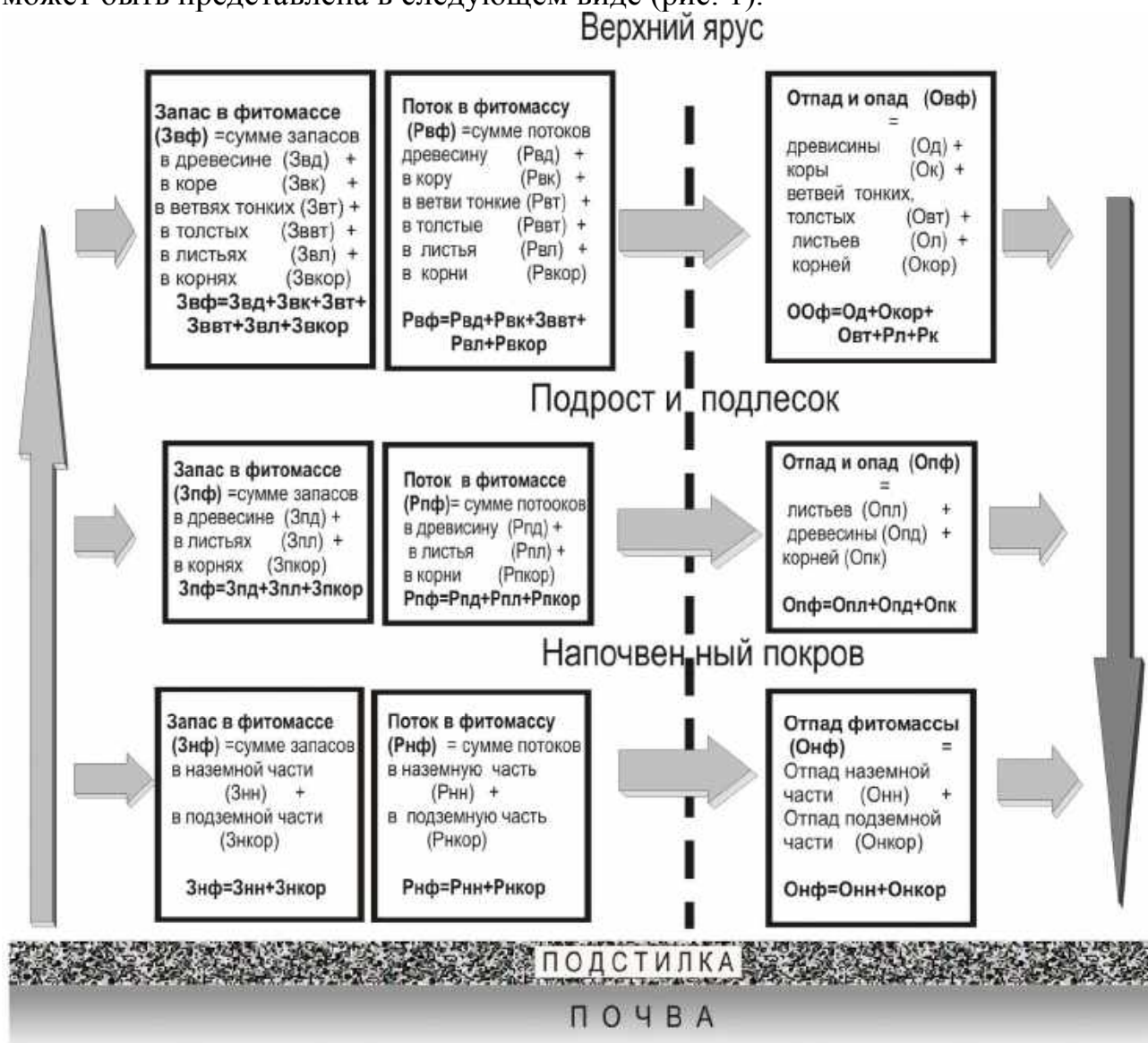


Рис 1. Потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных экосистемах

Принятая модель рассматривает биогенный круговорот радионуклидов для всех трёх ярусов исследуемых лесных насаждений. Поскольку главную ценность леса составляет древесина и основное количество аккумулярованных деревьями радионуклидов сосредоточено в верхнем ярусе, то наибольший интерес представляет исследование круговорота ^{137}Cs и ^{90}Sr в этом ярусе.

Результаты и обсуждение. На основе полученных экспериментальных данных о распределении радионуклидов в компонентах фитоценозов, приросте и отпаде их фитомассы определены потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в растительность и из растительного комплекса обратно в почву, то есть, описан биогенный круговорот радионуклидов в верхнем ярусе сосновых и берёзовых насаждений мшистого и черничного типов.

В табл. 2 приведены данные о содержании радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе верхнего яруса сосновых насаждений и потоки этих радионуклидов, образующие их круговорот в исследуемых фитоценозах.

Таблица 2

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr и потоки, циркулирующие в фитомассе верхнего яруса сосняков мшистых и черничных в 2010 году

Параметр	СМ-В1		СМ-В2		СМ-Р		СЧ-Т	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Содержание в фитомассе, МБк/га	930,2	204,3	1281,2	235,3	6941,1	1259,9	633,2	61,5
Поток в фитомассу, МБк/га в год	51,3	9,5	36,8	3,8	1161,0	47,1	30,8	1,1
Поток в почву из растительности, МБк/га в год	46,1	9,2	92,1	26,3	424,0	82,1	32,8	2,7
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	5,3 ↑	0,4 ↑	-55,3 ↓	-22,5 ↓	737,0 ↑	-35,0 ↓	-29,7 ↓	-2,6 ↓
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	0,6	0,2	4,3	9,6	10,6	2,8	4,7	4,2

Примечание: ↑ – означает, что результирующий поток радионуклида направлен в растительность, ↓ – результирующий поток направлен из растительности в почву.

Из приведённых данных следует, что потоки ^{137}Cs из почвы сосняков мшистых экспериментальных объектов СМ-В1 и СМ-Р в фитомассу верхних ярусов превосходят потоки этого радионуклида из фитомассы, т.е. происходит увеличение накопления ^{137}Cs в древостое. Увеличение содержания ^{137}Cs в древостоях сосняков мшистых составляет 0,6 % и 10,6 % от общего содержания ^{137}Cs в их растительной массе.

В сосняках экспериментальных объектов СМ-В2 и СЧ-Т потоки ^{137}Cs из их фитомассы в почву превосходят потоки ^{137}Cs из почвы. Можно сделать вывод о том, что в сосняках мшистом СМ-В2 и черничном СЧ-Т происходит уменьшение содержания ^{137}Cs в фитомассе верхних ярусов. Уменьшение содержания ^{137}Cs в древостое сосняка мшистого составляет 4,3 %, а сосняка черничного 4,7 % от общего содержания ^{137}Cs в их растительной массе.

При рассмотрении потоков ^{90}Sr в древостой сосняков и из них в почву получено, что на исследуемых площадках СМ-В2, СМ-Р и СЧ-Т наблюдается сокращение его содержания в фитомассе верхних ярусов сосняков мшистых и черничных. Сокращение содержания ^{90}Sr составляет на этих объектах 9,6, 2,8 и 4,2 % в год от его общего содержания.

Результирующий поток ^{90}Sr на опытном объекте СМ-В1 направлен из почвы в древесную растительность, что приводит к увеличению в ней общего

содержания ^{90}Sr . Увеличение содержания ^{90}Sr на этом объекте составляет не значительную величину – 0,18 % в течение года.

Различная направленность потоков ^{137}Cs на изучаемых опытных объектах обусловлена различающимися условиями произрастания. Так сосняк черничный СЧ-Т из всех рассматриваемых объектов расположен на наиболее богатой почве, где уровень накопления ^{137}Cs ниже по сравнению с другими объектами. Поэтому поток ^{137}Cs в растительность этого объекта меньше выходящего потока. Для опытного объекта СМ-В2 преобладание выходящих потоков ^{137}Cs и ^{90}Sr можно объяснить 100 летним возрастом данного насаждения, вследствие которого процессы накопления протекают менее интенсивно, чем у более молодых насаждений СМ-В1 и СМ-Р (70 лет). Большая величина потока ^{137}Cs в растительность верхнего яруса опытного объекта СМ-Р наблюдается благодаря песчаной почве, где слабое связывание ^{137}Cs с минеральной составляющей почвенных частиц и он более доступен при поступлении из почвы в растительность.

Потоки ^{90}Sr из сосняков на всех опытных объектах за исключением СМ-В1, где поток составляет всего 0,2 %, превосходят потоки в растительность, что позволяет сделать вывод об очищении верхнего яруса сосновых насаждений от ^{90}Sr .

В табл. 3 приведены данные о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе верхнего яруса берёзовых насаждений и потоки этих радионуклидов, образующие их круговорот в исследуемых фитоценозах.

Таблица 3

Содержание и потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе верхнего яруса березняков мшистых и черничных в 2010 году

Параметр	БМ-Б		БМ-В		БЧ-Б	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Содержание в фитомассе, МБк/га	52,7	169,3	129,0	250,6	5456,4	544,7
Поток в фитомассу, МБк/га в год	1,3	7,8	4,6	11,8	115,5	23,5,9
Поток в почву из растительности, МБк/га в год	1,6	7,9	44,8	81,5	114,1	27,8
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-0,3 ↓	-0,1 ↓	-40,2 ↓	-69,7 ↓	1,4 ↑	-4,2 ↓
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	0,6	0,2	31,1	27,9	0,03	0,8

Потоки ^{137}Cs из фитомассы березняков мшистого и черничного опытных объектов БМ-Б и БМ-В в почву превосходят потоки ^{137}Cs в фитомассу. Вследствие чего, можно сделать вывод о том, что в древостоях березняков мшистых и черничных происходит уменьшение содержания ^{137}Cs в их фитомассе.

Результирующий поток ^{137}Cs на объекте БЧ-Б весьма не значителен – 0,03 %. Это свидетельствует том, что содержание ^{137}Cs в верхнем ярусе данного фитоценоза близко к равновесному содержанию. При рассмотрении потоков ^{90}Sr в древостои исследуемых березняков и из них в почву также наблюдается

уменьшение его содержания в фитомассе их верхних ярусов. Это позволяет утверждать, что в березняках черничных и мшистых происходит уменьшение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе их верхнего яруса.

Увеличение или уменьшение содержания ^{137}Cs в лесной растительности на данной стадии зависит от условий её мест произрастания и возраста древостоев в сосняках. В то время как результирующие потоки ^{90}Sr направлены из растений или близки нулю. Для березняков мшистых и черничных наблюдается тенденция к уменьшению содержания как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr . Это подтверждается результатами исследований биогенного круговорота радионуклидов в лесных насаждениях, проводимых нами на протяжении нескольких лет.

Для оценки развития радиационной обстановки в исследуемых фитоценозах потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr изучались на протяжении 2-5 лет, начиная с 2006 года. Результирующие потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr и доленое изменение их содержания в фитомассе исследуемых сосняков по годам за весь период их наблюдений приведены в табл. 4. Для оценки ежегодной динамики перераспределения радионуклидов в древесной растительности используется процентное изменение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе.

Таблица 4

Потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе верхнего яруса сосняков мшистых и черничных

Сосняк мшистый СМ-В1										
Год	2006		2007		2008		2009		2010	
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	26,1 ↑	-3,3 ↓	63,7 ↑	-4,9 ↓	39,5 ↑	-4,3 ↓	80,6 ↑	-2,4 ↓	-8,1 ↓	-1,9 ↓
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	3,5	-1,6	7,2	-2,5	5,3	-2,6	10,1	-1,3	-0,9	-0,9
Сосняк мшистый СМ-В2										
Год	2006		2008		2009		2010			
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-19,0 ↓	-2,5 ↓	-26,7 ↓	-10,8 ↓	-85,8 ↓	-46,5 ↓	-55,3 ↓	-22,5 ↓		
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	2,0	0,9	11,5	9,0	6,1	13,2	4,3	9,6		
Сосняк мшистый СМ-Р										
Год	2008		2009		2010					
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	176,0 ↑	-28,9 ↓	1149,8 ↑	-65,9 ↓	737,0 ↑	-35,0 ↓				
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	3,1	2,9	13,8	-4,7	10,6	-2,8				
Сосняк черничный СЧ-Т										
Год	2006		2008		2009		2010			
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-33,7 ↓	-5,0 ↓	-35,7 ↓	-3,2 ↓	-31,0 ↓	-2,9 ↓	-29,7 ↓	-2,6 ↓		
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	4,6	6,0	5,5	5,1	4,9	4,3	4,7	4,2		

Поскольку увеличение или уменьшение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесной растительности зависит от условий её мест произрастания и возраста древостоев, процентное изменение содержания радионуклидов было определено для различных типов леса и возраста лесных насаждений как среднее за несколько лет.

Для приспевающих сосняков мшистых опытных объектов СМ-В1 и СМ-Р среднегодовое увеличение содержания ^{137}Cs равно – $6,37 \pm 1,53$ %. Для спелых сосняков мшистых опытного объекта СМ-В2 среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $5,97 \pm 1,34$ %.

Для приспевающих сосняков черничных опытный объект СЧ-Т среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $4,91 \pm 0,19$ %.

Уменьшение содержания ^{90}Sr в сосняках объектов СМ-В1 и СМ-Р, СМ-В2 и СЧ-Т соответственно равны – $2,33 \pm 0,27$ %, $4,9 \pm 0,43$ % и $8,17 \pm 3,74$ %.

В табл. 5 представлены результирующие потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr и процентное изменение их содержания в фитомассе исследуемых березняков по годам за период их наблюдений. При определении среднегодового процентного изменения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе березняков были получены результаты:

- для березняков мшистых опытных объектов БМ-В и БМ-Б среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $15,38 \pm 7,45$ %;
- для березняков черничных опытный объект БЧ-Б среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $1,56 \pm 1,40$ %.

Таблица 5

Содержание и потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr в фитомассе верхнего яруса березняков мшистых и черничных

Березняк черничный БЧ-Б								
Год	2007		2008		2009		2010	
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-172,4 ↓	0,3 ↑	-45,1 ↓	0,7 ↑	46,3 ↑	-1,8 ↓	1,4 ↑	-4,2 ↓
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	6,4	0,1	1,4	0,2	1,5	0,6	0,03	0,8
Березняк мшистый БМ-Б								
Год	2009			2010				
Радионуклид	^{137}Cs		^{90}Sr	^{137}Cs		^{90}Sr		
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-0,4 ↓		0,9 ↑	-0,3 ↓		-0,1 ↓		
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	0,4		0,3	0,6		0,2		
Березняк мшистый БМ-В								
Год	2007		2008		2009		2010	
Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Результирующий поток в фитомассу, МБк/га в год	-3,0 ↓	-0,2 ↓	-66,3 ↓	-67,5 ↓	-54,4 ↓	-57,8 ↓	-40,2 ↓	-69,7 ↓
Доля радионуклида в результирующем потоке, %	1,3	0,1	28,0	22,0	32,4	27,4	31,1	27,9

Согласно полученным данным в березняках мшистых опытных объектов БМ-В и БМ-Б среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $15,38 \pm 7,45$ %. В березняке черничном опытный объект БЧ-Б среднегодовое уменьшение содержания ^{137}Cs равно – $1,56 \pm 1,40$ %.

Уменьшение содержания ^{90}Sr в берёзовых насаждениях объектов БМ-В и БМ-Б равно – $12,30 \pm 4,53$ % и для объекта БЧ-Б – $0,4 \pm 0,17$ %.

Заключение. В процессе проводимых исследований биогеоценотического круговорота радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных экосистемах сосняков и березняков мшистых и черничных установлено содержание радионуклидов в компонентах исследуемых фитоценозов и потоки этих радионуклидов в растительность из почвы и в почву из растительности.

Зная содержание радионуклидов в данном году и ежегодное процентное изменение содержания радионуклидов в фитомассе лесных насаждений можно рассчитать его изменение в последующие годы. Эти сведения важны для оценки радиоактивного загрязнения лесных территорий и возможности использования растительных и земельных ресурсов в будущем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси / Под ред. Е.Ф. Конопки. Минск: МЧС, Ин-т радиобиол. акад. наук Беларуси, 1996. – 280 с.
2. Москальчук Л.Н. Сорбционные свойства основных типов почв, природного сырья и промышленных отходов. Минск: Белорусская наука, 2008. – 232 с.
3. Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В. и др. Радиоэкологический феномен лесных экосистем. Гомель, 2004. – 310 с.
4. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. Москва: Дрофа, 2005. – 367 с.
5. Юркевич И.Д. Выделение типов леса при лесоустроительных работах. (Вспомогательные таблицы) – Минск: «Наука и техника», 1972. – 72 с.
6. Программа и методика биогеоценотических исследований М., 1974.
7. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах «Беллесрад» 2006. 56 с.
8. Инструкция по проведению радиационного обследования земель государственного лесного фонда. Минск, 2003. – 10 с.
9. Инструкция по проведению радиационного обследования лесосек главного пользования в различных типах лесорастительных условий. Минск, 2005. – 23 с.
10. Сачок Г.И., Татьяна Д.В., Коляда В.В. и др. Биогеоценотическое разнообразие Беларуси (информационно-моделирующая система). Минск, 1996. – 240 с.
11. Сачок Г.И., Камышенко Г.А. Биогенный круговорот в геоэко системах Беларуси (модельный аспект). Минск, 2004. – 178 с.
12. Гильманов Т.Г., Базилевич Н.И. Концептуальная балансовая модель круговорота органического вещества в экосистеме как теоретическая основа мониторинга. Теоретические основы и опыт экологического мониторинга. М.: Наука, 1983. С. 7-58.

ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs И ^{90}Sr В СИСТЕМЕ ВОДА-ВОДОРОСЛИ И МЕЖДУ КОМПАРТМЕНТАМИ РАСТИТЕЛЬНОЙ КЛЕТКИ

Г.Д. Матусов, А.П. Кудряшов¹

¹Белорусский государственный университет

Введение. Специфика пресноводных биосистем проявляется в том, что в результате снижения фактора разбавления концентрация техногенных поллютантов в воде при увеличивающемся загрязнении Земли возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах, а слабая минерализация воды способствует более высокому накоплению радионуклидов водными растениями. Кроме того, большая вариабельность физико-химических свойств пресноводной среды, значительные колебания сезонных температур и изменение других климатических факторов весьма сильно влияют на условия жизни водных растений.

Растения (как наземные, так и водные) могут селективно накапливать отдельные химические элементы, в том числе и радионуклиды. Особенностью живой растительной клетки как открытой системы является способность контролировать и регулировать обмен веществ и энергии с окружающей средой. Направление и величина потоков веществ определяется функциональной организацией клеточных барьеров, регулирующих проницаемость. Состав таких барьеров представлен комплексом клеточной стенки, плазматической мембраны и тонопласта.

Поскольку клеточная стенка является катионообменной фазой [1], уже на ее уровне происходит первичная регуляция ионного баланса клетки. Протоны карбоксильных групп полиуроновых кислот, входящих в состав клеточной стенки, вытесняются ионами натрия и калия наружного раствора. Более интенсивно клеточная стенка сорбирует двухвалентные катионы – Ca^{2+} , Mg^{2+} и других металлов. В результате сорбции происходит значительное накопление ионов на границе “клетка-наружная среда” даже при очень низких концентрациях их в наружном растворе. Фиксированные отрицательные заряды апопласта образуют градиент электрических потенциалов (потенциал Доннана), который у харовых водорослей достигает величины минус 50 мВ [2]. Поток ионов в доннановском свободном пространстве клеточной стенки существенно изменяется при варьировании рН и концентрации Ca^{2+} в среде.

Большинство из радионуклидов-загрязнителей техногенного происхождения не являются физиологически значимыми элементами, однако по ряду физико-химических свойств могут быть химическими аналогами последних (например, Cs химический аналог калия, а Sr – кальция). Поэтому указанные радионуклиды проникают в растения теми же путями, что и физиологически важные элементы. Многократно продемонстрирована возможность биоаккумуляция радионуклидов в тканях растений. Между тем далеко не полностью изучены не только закономерности процессов аккумуляции металлов в клетках растений, но и распределение этих

соединений между отдельными компартментами растительной клетки. В связи с этим целью работы было изучение закономерности аккумуляции ^{137}Cs и ^{90}Sr водорослями и их распределение в клетке.

Объект и методы исследования. В качестве модельного объекта для исследования процессов аккумуляции ^{137}Cs и ^{90}Sr из водной среды нами использовались клетки междоузлий харовой водоросли *Nitella flexilis*. Благодаря значительным размерам (длина 5-6 см, диаметр 0,3-0,5 мм), четкой дифференцировке основных клеточных компартментов они являются удобным объектом для подобного рода исследований. Водоросли *N. flexilis* легко выращиваются при размножении вегетативным способом в лабораторных условиях. С целью стандартизации материала накануне проведения испытаний вторая и третья, считая от верхушки, интернодальные клетки подходящих размеров отделяются от соседних и помещаются в чашку Петри с искусственной прудовой водой (ИПВ), содержащей хлориды калия, натрия и кальция в количествах, определяемых условиями эксперимента. Кроме того, в состав среды вводились компоненты, необходимые для поддержания pH на нужном уровне (карбонат и бикарбонат натрия, одно- и двузамещенный фосфат натрия и другие неорганические соли натрия). Содержание буферных компонентов определялось величиной pH, но суммарная концентрация ионов натрия в буферной смеси была постоянной и равной 10^{-3} М.

Исследовались процессы аккумуляции ^{137}Cs и ^{90}Sr в отдельных компартментах клеток водных растений. Количественная оценка степени аккумуляции указанных радионуклидов как в клетке в целом, так и в отдельных ее компартментах, производилась на основе определения величины коэффициентов накопления (K_n), которые представляют собою отношение удельной активности изотопа в клетке или отдельном ее компартменте (A_i) к таковой в экспериментальной среде (A_{cp}):

$$K_i = \frac{A_i}{A_{cp}}$$

Удельные активности изотопов определялись в пересчете на объем среды, клетки или компартмента. При этом объемы проб среды или вакуолярного содержимого (клеточного сока) устанавливались с использованием микрошприца или мерной пипетки (в мл), объемы же клетки водоросли (V_k), ее цитоплазмы ($V_{ц}$) или клеточной стенки ($V_{об}$) вычислялись на основе определения размеров каждого конкретного объекта. Для выделения отдельных компартментов клетки междоузлий водоросли подвергались центрифугированию. Режимы центрифугирования подбирались индивидуально для каждой партии культивированных водорослей, таким образом, чтобы в течение 10 мин осуществлялось разделение цитоплазмы и вакуоли. Обычно это достигалось при 4000-7000 g.

Результаты и их обсуждение. На первом этапе работы нами исследовалась динамика накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr , как модельных аналогов одно и двухвалентных катионов тяжелых металлов, в междоузлиях харовой водоросли *Nitella flexilis* при варьировании ионного состава среды. В результате проведенных исследований установлено, что скорость поступления цезия и

стронция в клетки водоросли сложно зависела от времени, сам же процесс аккумуляции характеризовался большой длительностью – даже спустя 14-20 суток инкубации клеток в средах, содержащих указанные металлы, равновесия не достигалось. Для стандартизации экспериментов результирующая аккумуляция металлов сравнивалась после 14-сут. периода. Было установлено, что за этот период как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr могут накапливаться в клетках водоросли в концентрациях, заметно превышающих их содержание в среде. При этом степень аккумуляции металлов зависела от ионного состава и pH среды и варьировала в значительных пределах.

В средах с низкой ионной силой (когда концентрация солей натрия и калия не превышала $2 \cdot 10^{-3}$ М) коэффициент накопления цезия изменялся от 10 (при pH 6,0) до почти 65 (при pH 9,0). Увеличение ионной силы среды до 10^{-2} М (за счет добавления хлорида натрия) в слабо кислых растворах практически не изменяло значения K_n , однако в слабо основных средах отмечалось значительное падение величины коэффициента накопления цезия (рис. 1). Варьирование концентрации ионов калия в ИПВ с низкой и высокой ионной силой в пределах от 0 до $5 \cdot 10^{-4}$ М не приводило к заметному изменению степени аккумуляции цезия в клетках междуузлий водоросли *Nitella flexilis*.

K_n в клетке

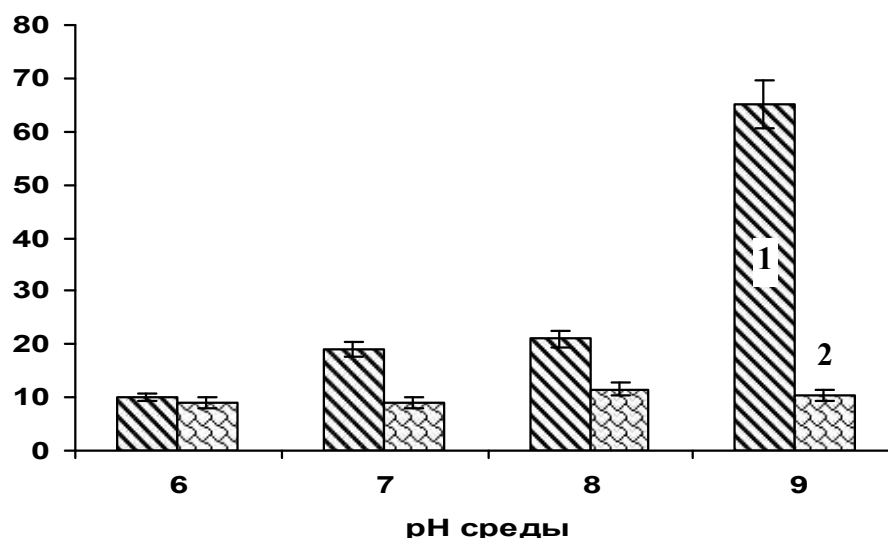


Рис. 1. Зависимость величины коэффициента накопления ^{137}Cs в клетках *Nitella flexilis* от pH среды в растворах с низким (1) и высоким (2) значением ионной силы

Детализация мест локализации поглощенного клетками водоросли ^{137}Cs продемонстрировала неоднородность распределения этого радионуклида между клеточными компартментами (рис. 2). При этом в клеточных стенках отмечается значительная аккумуляция радионуклида (K_n колебался от 20 до почти 700 в зависимости от условий эксперимента); степень же аккумуляции ^{137}Cs во внутриклеточном содержимом была заметно ниже (рис. 2).

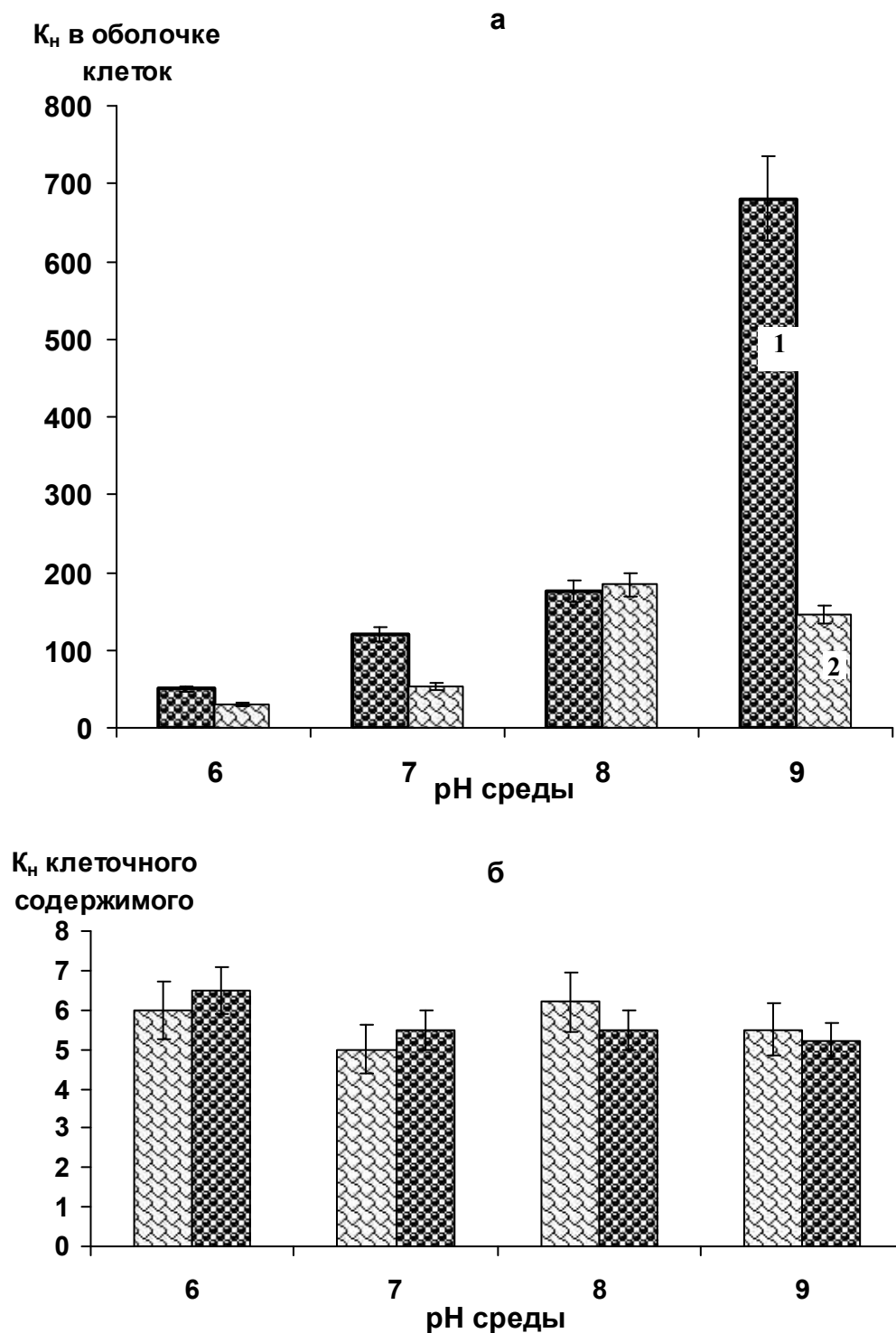


Рис. 2. Зависимость величины коэффициента накопления ^{137}Cs от pH среды для оболочек клеток (а) и внутриклеточного содержимого (б) в растворах с низким (1) и высоким (2) значением ионной силы

Степень аккумуляции ^{137}Cs клеточной стенкой сильно варьировала в зависимости от pH и ионной силы ИПВ: рост pH приводил к увеличению K_n , а увеличение ионной силы – к его снижению. В тоже время не отмечено заметных изменений в степени сорбции ^{137}Cs во внутриклеточном содержимом при варьировании ионного состава ИПВ. Клеточная стенка занимает не более

5 % объема клеток харовых водорослей, однако мощная аккумуляция ^{137}Cs в ней обуславливает не только величину K_n радионуклида для клетки в целом, но и характер его зависимости от параметров среды.

Для коэффициента накопления цезия в клеточной стенке отмечается сильная зависимость от рН и ионной силы раствора. Эта зависимость качественно подобна той, которая характеризует процесс аккумуляции ^{137}Cs в клетке водоросли (см. рис. 1): рост рН увеличивает K_n , при увеличении ионной силы отмечается падение K_n . Однако сдвиг рН от 6,0 до 9,0 в растворах с низкой ионной силой приводит к почти 20 кратному возрастанию коэффициента накопления цезия в оболочке клеток водоросли, т. е. этот эффект для оболочки почти втрое выше, чем для клетки в целом, что согласуется с относительными размерами этого компартмента по отношению к клетке. Сравнение результатов, приведенных на рис. 1 и рис. 2, позволяет заключить, что, во-первых, в клеточной стенке аккумулируется значительное количество ^{137}Cs , определяющее величину K_n радионуклида для клетки в целом, во-вторых, аккумуляция одновалентных ионов ^{137}Cs в клеточной стенке осуществляется в результате ионообменных процессов между материалом оболочки и раствором (на это указывают зависимости K_n радионуклида для этого компартмента от рН и ионной силы ИПВ).

В клетках междоузлий харовой водоросли ^{90}Sr накапливался в заметно больших, чем ^{137}Cs , количествах, хотя степень аккумуляции этого радионуклида также зависела от ионного состава среды. Как видно из рисунка 3, наибольшее влияние на величины коэффициентов накопления оказывали ионы кальция и рН среды. Причем влияние каждого из указанных факторов зависело от величины другого.

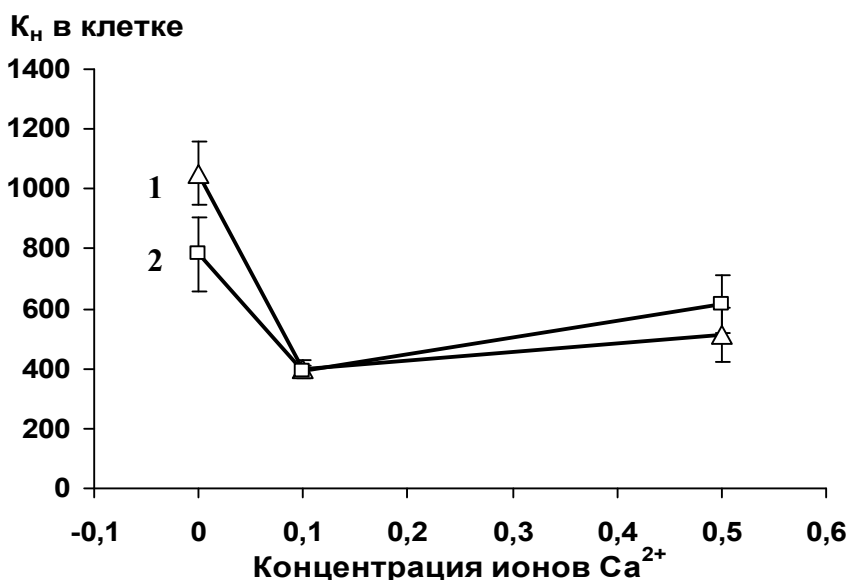


Рис. 3. Зависимость величины коэффициента накопления Sr^{90} в клетках *Nitella flexilis* от концентрации ионов кальция (мМ) в среде при рН 6,0 (1) и рН 9,0 (2)

Увеличение рН ИПВ от 6,0 до 9,0 при отсутствии ионов Ca^{2+} приводило к снижению K_n этого радионуклида, а при наличии ионов Ca^{2+} в среде

качественные и количественные показатели эффекта, обусловленного сдвигом рН, определялись содержанием указанного иона в воде. Так, при содержании ионов Ca^{2+} в ИПВ равном 10^{-4} М практически не отмечалось изменения величины коэффициентов накопления ^{90}Sr для клетки в целом при варьировании рН в указанных выше пределах. В то же время в средах, содержащих $5 \cdot 10^{-4}$ М ионов Ca^{2+} изменение кислотности среды от рН 6,0 до рН 9,0 приводило к росту K_n . Причем, если в слабокислых средах увеличение содержания ионов Ca^{2+} приводит к паданию величины накопления ^{90}Sr , то в слабоосновных средах по мере роста содержания ионов Ca^{2+} величина коэффициентов накопления ^{90}Sr для клетки в начале снижается (при наличии ионов Ca^{2+} до 10^{-4} М), а затем возрастает (при наличии ионов Ca^{2+} в концентрации $5 \cdot 10^{-4}$ М).

Следует отметить, что содержание ^{90}Sr в клетке водорослей в несколько сот раз превышает его концентрацию в среде. Растительная клетка представляет собою гетерогенную систему, обладающую различающимися по физико-химическим характеристикам фазами. Поэтому для выяснения закономерностей аккумуляции радионуклида в растительном организме необходимо изучить закономерности распределения ^{90}Sr между отдельными компартментами клетки.

В отличие от одновалентного ^{137}Cs , степень аккумуляции двухвалентного ^{90}Sr как в цитоплазме, так и в вакуоле клеток водоросли зависела от ионного состава среды. Как видно из рис. 4, при рН 6,0 увеличение содержания кальция в растворе от 0 до $5 \cdot 10^{-4}$ моль/л не сказывалось на величинах коэффициентов накопления стронция в цитоплазме, хотя содержание ^{90}Sr в вакуоли снижалось вдвое. В слабоосновной ИПВ увеличение содержания ионов кальция в среде приводило к росту K_n в цитоплазме и более чем 6-кратному снижению коэффициента накопления стронция в вакуоле. Что касается зависимости аккумуляции стронция в клеточной стенке от ионного состава среды, то она оказывается еще более сложной. При этом максимальное значение величины K_n в слабо основных растворах достигается не в отсутствие ионов Ca^{2+} , а наоборот, при наибольшей его концентрации, используемой в экспериментах. Для ^{90}Sr также характерна исключительно высокая степень сорбции в материале клеточной стенки. Именно характер аккумуляции этого радионуклида в клеточной стенке и определяет сложную зависимость величины коэффициента накопления ^{90}Sr для клетки от рН и содержания ионов Ca^{2+} в ИПВ (рис. 4 а).

Аномальный рост коэффициента накопления ^{90}Sr в клеточной стенке по мере роста содержания кальция в воде при рН 9,0 может быть объяснен физиологическими особенностями фиксации CO_2 харовыми водорослями. Поддержание показателя кислотности среды на уровне рН 9,0 осуществлялось с помощью буферной смеси на основе смеси карбоната и бикарбоната натрия, т.е. в слабоосновных ИПВ при наличии ионов Ca^{2+} присутствовало заметное количество бикарбоната кальция. Естественное обитание харовых водорослей приурочено к водоемам с высоким содержанием бикарбоната кальция. Водоросли из природных водоемом характеризуются заметным отложением

карбоната кальция на поверхности клеток. Этот естественный процесс инкрустации клеток водорослей карбонатом кальция связан с фотосинтетической ассимиляцией углекислоты из воды.

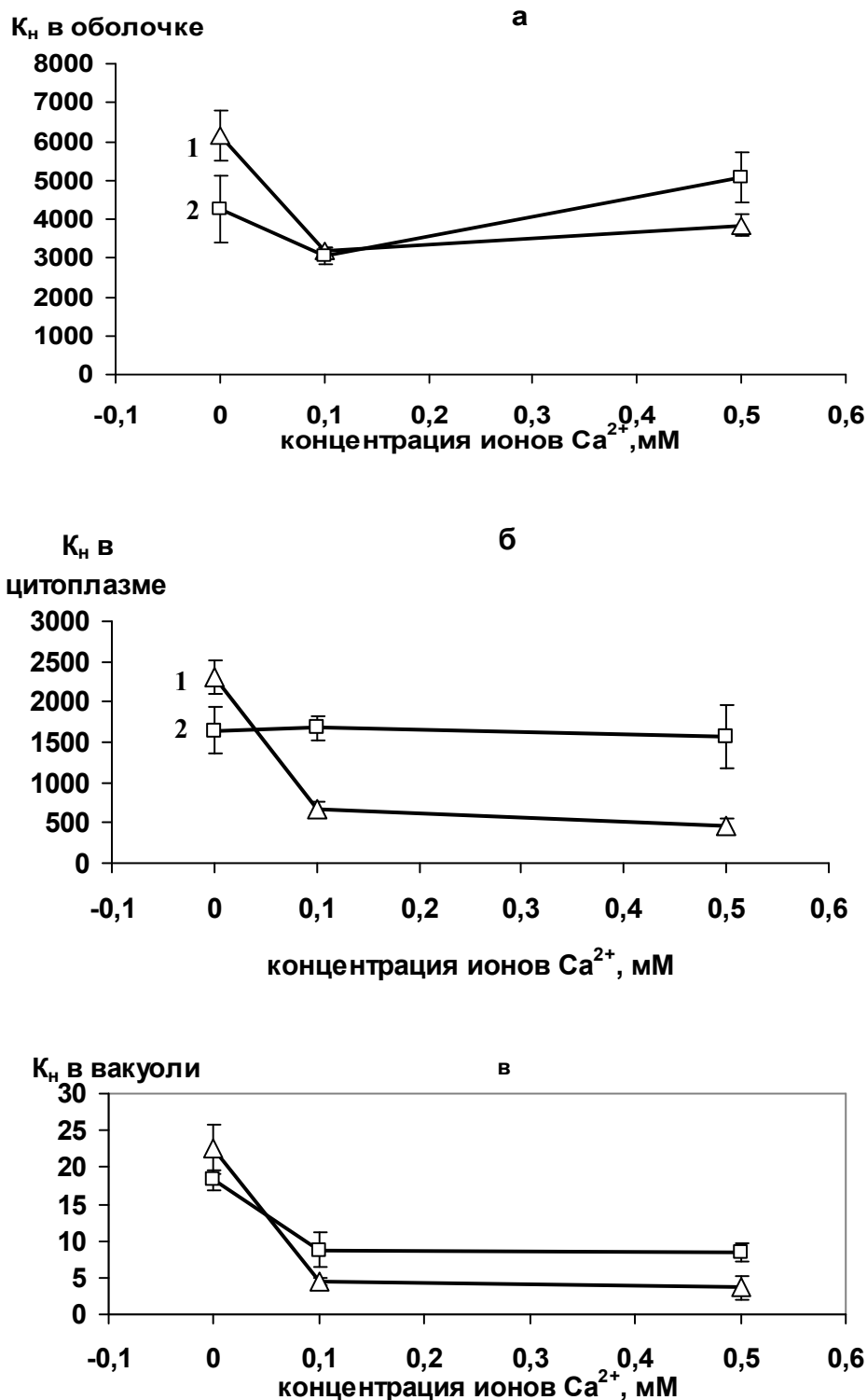


Рис. 4. Зависимость величины коэффициента накопления ^{90}Sr в оболочках (а), цитоплазме (б) и вакуоли (в) клеток *Nitella flexilis* от концентрации ионов кальция в среде в растворах при pH 6,0 (1) и pH 9,0 (2)

Таким образом, следует предположить, что эти процессы могут вызвать отложение нерастворимых в воде карбонатов щелочноземельных металлов

(например, Sr) на поверхности клеток вместе с углекислым кальцием. Вероятно, по мере роста рН и содержания ионов Ca^{2+} в среде интенсивность отложения углекислого кальция на поверхности клеток увеличивается, а вместе с кальцием там же откладываются и соединения, содержащие ^{90}Sr .

При исследовании сорбции ^{90}Sr водорослями установлено, что отмечается довольно сложная зависимость величины коэффициентов накопления указанных ионов как от ионной силы и рН среды, так и содержания в ней физиологически значимых двухвалентных катионов (Ca^{2+}). Характер сорбционных процессов двухвалентных катионов в оболочках не может быть объяснен лишь ионным обменом. Анализ результатов исследований позволяет предполагать, что при аккумуляции ^{90}Sr водными растениями существенную роль играют процессы поглощения углекислоты связанные с фотосинтезом, которые приводят к осаждению двухвалентных катионов в виде карбонатов в клеточных стенках водорослей.

Заключение. Исследования процесса поступления радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в харовые водоросли продемонстрировали, что при 2-3 недельной экспозиции значительное количество радионуклидов аккумулируется клеточной стенкой и лишь часть поступает внутрь клетки (цитоплазму и вакуоль), причем изменение рН и ионного состава среды прежде всего отражается на величинах коэффициентов накопления радионуклидов в клеточной стенке водорослей. В тоже время, коэффициент накопления ^{137}Cs во внутриклеточном содержимом слабо изменялся при смене условий культивирования. Характер зависимости коэффициентов накопления ^{137}Cs в клеточной стенке водорослей от факторов среды позволяет предположить, что в этом случае при аккумуляции радионуклида главную роль играют процессы ионного обмена.

При аккумуляции ^{90}Sr водорослями установлена сложная зависимость величины коэффициентов накопления радионуклидов как от ионной силы и рН среды, так и содержания в ней физиологически значимых двухвалентных катионов (Ca^{2+}). Характер сорбционных процессов ^{90}Sr в оболочках не может быть объяснен лишь ионным обменом. Анализ результатов исследований позволяет предполагать, что при поглощении ^{90}Sr водными растениями существенную роль играют процессы ассимиляция углекислоты связанные с фотосинтезом, которые приводят к осаждению двухвалентных катионов в виде карбонатов на клеточных стенках водорослей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воробьев Л.Н. Регулирование мембранного транспорта в растениях. Ионный транспорт в растениях // Итоги науки и техники. Сер. Физиология растений. М.: ВИНТИ, 1980. Т. 4. С. 5-77.
2. Воробьев Л.Н. Электрохимическая регуляция поступления NO_3^- и NH_4^+ . Регулирование ионного транспорта: теоретические и практические аспекты минерального питания растений // Итоги науки и техники. Сер. Физиология растений. М. ВИНТИ, 1988. Т. 5. С. 106-109.

ОСОБЕННОСТИ ПЕРЕХОДА ^{137}Cs И ^{90}Sr В ДРЕВЕСИНУ И КОРУ СОСНОВЫХ И ЛИСТВЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ В СЕВЕРНОЙ И ЮЖНОЙ ЧАСТЯХ ЗАПОВЕДНИКА

Ю.И. Бондарь, Г.Д. Матусов, И.М. Булавик¹, В.Е. Роцин

¹РНИУП «Институт радиологии»

Введение. Лесные насаждения ПГРЭЗ отличаются различным породным составом и возрастом, произрастают на почвах с различными условиями увлажнения и плодородия, со специфическими характеристиками радиоактивного загрязнения, обусловленными близостью Чернобыльской АЭС (высокие плотности и мозаичность загрязнения почв, широкий спектр и различные формы выпавших радионуклидов). Эти факторы оказывают определяющее влияние на уровни накопления радионуклидов основными элементами фитомассы древесных растений, в т.ч. и древесиной.

Планирование использования лесосеченого фонда, которое производится в соответствии с "Правилами ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения", исходя только из одной величины – плотности радиоактивного загрязнения почвы ^{137}Cs , может приводить к значительным расхождениям с фактическими данными по загрязнению древесины.

Это обусловлено существенными различиями (в десятки раз) в накоплении радионуклидов элементами фитомассы в зависимости от древесной породы и типов условий произрастания.

В проведённых ранее исследованиях для дальнейшей зоны радиоактивного загрязнения ПГРЭЗ (северной части заповедника) установлены коэффициенты перехода ^{137}Cs для древесины основных лесообразующих пород в чистых (монодоминантных) по составу насаждениях, которые использовались при разработке ряда практических документов при ведении лесного хозяйства на загрязнённой радионуклидами территории [1, 2].

В ПГРЭЗ были обследованы лесные насаждения основных лесообразующих пород в наиболее распространённых типах условий местопроизрастания Воротецкого, Богушевского, Новопокровского и Тульговичского лесничеств (северная часть заповедника) с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs до 1480 кБк/м², расположенных за пределами 30-км зоны. Материалы обследования легли в основу рекомендаций по определению древесины с допустимым содержанием ^{137}Cs при планировании лесохозяйственной деятельности в ПГРЭЗ [3].

Однако южная часть территории ПГРЭЗ характеризуется более высокими уровнями радиоактивного загрязнения (свыше 1850 и 185 кБк/м² соответственно для ^{137}Cs и ^{90}Sr) и наличием в них топливных частиц – мельчайших частиц с высокой радиоактивностью (более 0,4 Бк/частицу) [4].

На территории южной части ПГРЭЗ, находящейся на расстоянии приблизительно 10-30 км от ЧАЭС и загрязнённой топливными частицами, существует возможность дополнительного поступления из них в почву легкодоступных форм радионуклидов, что в конечном итоге может повлиять на

уровни накопления их в древесной растительности. Отсюда следует предположение, что значения коэффициентов перехода в южной части заповедника для одних и тех же типов леса и условий произрастания могут отличаться от значений полученных в северной части.

В этой связи были изучены процессы накопления радионуклидов древесиной и корой лесных насаждений, произрастающих в южной части заповедника в эдафотопях с высокой плотностью радиоактивного загрязнения почв, и сопоставлены с аналогичными данными для зоны с плотностью загрязнения до 1480 кБк/м², полученными в северной части.

Основной целью исследования являлось – установление различий в уровнях поступления ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в древесину и кору монодоминантных сосновых, берёзовых и ольховых насаждений в наиболее распространенных типах условий произрастания в южной и северной частях ПГРЭЗ, различающихся характером радиоактивного загрязнения.

Объекты и методы исследования. Исследования были проведены в приспевающих и спелых насаждениях: в сосняках лишайниковом, вересковом, мшистом, черничном и орляковом; в березняках папоротниковом, черничном, орляковом и осоковом; в черноольшаниках папоротниковом и осоковом, произрастающих как в южной (Радинское, Крюковское, Бабчинское и Верхнеслободское лесничества), так и в северной (Воротецкое, Богушевское, Новопокровское и Тульговичское лесничества) частях ПГРЭЗ.

Принималось во внимание, что южная часть территории ПГРЭЗ загрязнена ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в большей степени, чем северная. Основанием для этого служили карты радиоактивного загрязнения, построенные по данным радиационного обследования территории ПГРЭЗ в 2009 году [5].

Выполнение научно-исследовательских работ осуществлялось в соответствии с общепринятыми в лесной радиэкологии методами [2, 6-9].

В подобранных насаждениях закладывались временные пробные площади размером 50×50 м с равнинным рельефом, расположенные не менее чем в 25 м от опушек, дорог, полян, с характерным составом древесной растительности, показателями продуктивности насаждения, напочвенного покрова и определённым типом почвы для исследуемого лесного насаждения.

В полевых условиях проведено радиационное обследование:

- 120 сосновых насаждений: в лишайниковом типе леса – 18, вересковом – 22, мшистом – 35, черничном – 17, орляковом – 28;
- 75 берёзовых насаждений: в папоротниковом типе леса – 17, черничном – 15, орляковом – 24, осоковом – 19;
- 43 черноольховых насаждений: в папоротниковом типе леса – 25, осоковом – 18.

Для определения плотности загрязнения почв радионуклидами на временной пробной площади в четырех точках по углам отбирались пробы почвы буром диаметром 4 см на глубину 20 см, из которых формировалась одна смешанная проба [2, 8]. В местах отбора проб почвы измерялась мощность дозы гамма излучения (МД) на высоте 1 м и 3-4 см от поверхности почвы.

Отбор проб древесины без коры осуществлялся в пределах пробной

площади с 20-30 растущих деревьев I-II классов роста и развития на высоте 1,3 м с помощью возрастного бурава [10]. С каждого дерева отбирался один керн от поверхности ствола до его сердцевины.

Для сопоставления уровней накопления радионуклидов в древесине насаждений, данные по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr выражались в виде коэффициентов перехода – $Kп$, (Бк/кг)/(кБк/м²):

$$Kп = \frac{Aуд, (Бк / кг)}{Анов, (кБк / м^2)}$$

где: $Aуд$. – удельная активность радионуклида в древесине или коре, Бк/кг;
 $Aнов$. – плотность загрязнения почвы, кБк/м².

Результаты и их обсуждение. С целью установления различий в интенсивности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине и коре сосновых, берёзовых и ольховых насаждений, произрастающих в различных частях территории ПГРЭЗ, были обследованы 114 насаждений в северной части заповедника и 124 в южной.

На обследованных участках определены мощности дозы и плотности загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr . Было установлено, что мощность дозы γ -излучения на них колебалась от 0,15 до 19,0 мкЗв/ч. Мощность амбиентной дозы в южной части на 119 исследованных сосновых, берёзовых и ольховых насаждениях на высоте 1 м колебалась в основном в пределах от 2,0 до 14,0 мкЗв/ч. На 5 площадках МД достигала 14,0-19,0 мкЗв/ч. В среднем МД составляла 6,24 мкЗв/ч в сосновых насаждениях, 2,86 мкЗв/ч в березняках и 1,77 мкЗв/ч в ольшаниках.

В северной части территории ПГРЭЗ в обследованных лесных насаждениях МД в среднем была в 8 раз ниже, чем в южной части заповедника, и колебалась в основном от 0,15 до 1,31 мкЗв/ч. Мощность дозы γ -излучения на поверхности почвы была в среднем в 1,2 раза выше, чем на высоте 1 м.

Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в обследованных лесных насаждениях на территории северной части ПГРЭЗ колебалась в основном от 185 до 1480 кБк/м², а ^{90}Sr – от 18,5 до 256 кБк/м². Сосновые, берёзовые и ольховые насаждения в южной части характеризуются более высокими плотностями загрязнения почвы – 1850-12950 кБк/м² ^{137}Cs и 148-925 кБк/м² ^{90}Sr .

Были рассчитаны коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr для коры и древесины сосновых, берёзовых и ольховых насаждений, средние значения которых для всех исследуемых типов леса в северной и южной частях ПГРЭЗ приведены в таблицах 1, 2.

Как видно из представленных результатов сравнение коэффициентов перехода ^{137}Cs как для древесины, так и для коры между северной и южной частями территории ПГРЭЗ не выявило достоверных различий между ними (табл. 1). Анализ коэффициентов перехода ^{90}Sr в северной и южной частях заповедника показывает, что уровни накопления его древесиной и корой для исследованных древесных пород также не имеют достоверных различий (табл. 2).

Таблица 1

Достоверность различия $Kn^{137}Cs$ для древесины и коры сосняков, березняков и ольшаников между северной и южной частями территории ПГРЭЗ

Типы леса	Северная часть (С)		Южная часть (Ю)		Достоверность различий между С и Ю
	Количество объектов	Кп, $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	Количество объектов	Кп, $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	
Сосновые насаждения					
Древесина					
Лишайниковый	8	2,37±0,19	10	2,40±0,32	0,08
Вересковый	11	1,91±0,13	11	1,95±0,18	0,18
Мшистый	14	2,04±0,18	21	1,75±0,13	1,33
Черничный	7	2,12±0,25	10	2,36±0,28	0,65
Орляковый	15	1,10±0,15	13	1,21±0,16	0,52
Кора					
Лишайниковый	8	7,67±0,42	10	6,87±0,90	0,80
Вересковый	11	7,13±0,65	11	6,38±0,56	0,87
Мшистый	14	6,37±0,48	21	6,32±0,47	0,08
Черничный	7	7,01±0,75	10	6,98±0,99	0,03
Орляковый	15	3,82±0,49	13	4,52±0,51	1,00
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,75$; $p=0,95-2,13$; $p=0,99-2,95$					
Берёзовые насаждения					
Древесина					
Орляковый	12	0,60±0,11	12	0,63±0,09	0,19
Папоротниковый	10	2,43±0,34	7	1,24±0,31	1,81
Черничный	7	1,11±0,74	8	1,22±0,26	0,12
Осоковый	5	1,60±0,70	14	0,83±0,12	0,69
Кора					
Орляковый	12	1,50±0,25	12	1,92±0,31	0,89
Папоротниковый	10	4,90±0,79	7	3,49±0,47	1,48
Черничный	7	2,54±0,55	8	2,97±0,61	0,62
Осоковый	5	3,35±1,75	14	2,40±0,29	0,22
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,94$; $p=0,95-2,44$; $p=0,99-3,7$					
Ольховые насаждения					
Древесина					
Папоротниковый	17	1,85±0,36	9	1,47±0,44	0,01
Осоковый	9	2,54±0,44	9	2,82±0,24	0,64
Кора					
Папоротниковый	17	4,13±0,96	9	3,50±0,8	0,27
Осоковый	9	5,45±0,92	9	5,99±0,5	0,76
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,78$; $p=0,95-2,18$; $p=0,99-3,05$					

Таблица 2

Достоверность различия Kn ^{90}Sr для древесины и коры сосняков, березняков и черноольшаников между северной и южной частями территории ПГРЭС

Типы леса	Северная часть (С)		Южная часть (Ю)		Достоверность различий между С и Ю
	Количество объектов	Кп, $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	Количество объектов	Кп, $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	
Сосновые насаждения					
Древесина					
Лишайниковый	8	18,82±2,81	10	19,57±2,14	0,21
Вересковый	11	8,26±0,83	11	12,84±1,93	2,19
Мшистый	14	7,39±0,69	21	8,61±0,54	1,39
Черничный	7	2,10±0,65	10	2,08±0,49	0,03
Орляковый	15	3,47±0,46	13	5,03±1,03	1,39
Кора					
Лишайниковый	8	70,85±11,1	10	64,12±7,58	0,50
Вересковый	11	33,43±3,98	11	41,62±8,06	0,91
Мшистый	14	26,38±2,17	21	33,46±2,80	2,00
Черничный	7	7,12±2,05	10	7,31±1,40	0,07
Орляковый	15	14,85±2,57	13	16,14±3,81	0,28
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,75$; $p=0,95-2,13$; $p=0,99-2,95$					
Берёзовые насаждения					
Древесина					
Орляковый	12	6,35±1,16	12	3,63±0,88	1,79
Папоротниковый	10	2,32±0,39	7	3,57±1,62	0,80
Черничный	7	4,45±1,24	8	4,94±2,60	1,31
Осоковый	5	2,09±0,59	14	2,10±0,30	0,10
Кора					
Орляковый	12	22,08±3,22	12	17,26±3,86	1,34
Папоротниковый	10	15,71±2,92	7	22,19±7,83	1,25
Черничный	7	19,15±2,89	8	23,17±11,1	4,60
Осоковый	5	9,30±1,65	14	13,01±1,67	0,90
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,79$; $p=0,95-2,20$; $p=0,99-3,10$					
Ольховые насаждения					
Древесина					
Папоротниковый	15	2,70±0,47	9	1,38±0,23	1,71
Осоковый	8	1,98±0,57	9	1,02±0,24	1,89
Кора					
Папоротниковый	17	25,55±3,7	9	20,42±3,61	1,43
Осоковый	9	20,20±5,1	9	12,54±3,15	1,39
Коэффициент Стьюдента при уровнях значимости $p=0,90-1,79$; $p=0,95-2,20$; $p=0,99-3,10$					

В результате проведённых исследований, различий между южной и северной частями территории ПГРЭЗ в уровнях накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной и корой сосны, берёзы и ольхи практически во всех типах леса не установлено. Имеющиеся незначительные различия в коэффициентах перехода радионуклидов статистически не достоверны.

В настоящее время влияние топливных частиц в составе радиоактивного загрязнения южной части территории ПГРЭЗ на уровни накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr различными органами и тканями древесных растений не установлено.

Подтверждается прогноз исследователей [11] о том, что наиболее значимые количества миграционноспособных форм радионуклидов в почвах, загрязнённых топливными частицами, проявлялись заметно в первые 5-10 лет после аварии.

Заключение. Было проведено исследование сосновых, берёзовых и ольховых насаждений в наиболее распространённых типах леса и типах условий местопроизрастания на различных участках ПГРЭЗ.

Изучалось влияние топливных частиц в составе радиоактивного загрязнения почв на уровни накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной и корой указанных насаждений. Подбор опытных объектов осуществлялся в северной и южной частях ПГРЭЗ в одинаковых типах леса.

Различий между южной и северной частями ПГРЭЗ в коэффициентах перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесину и кору сосны, берёзы и ольхи во всех типах леса не установлено. Имеющиеся незначительные различия в коэффициентах перехода радионуклидов статистически не достоверны. По-видимому, это связано с тем, что деструкция топливных частиц произошла значительно раньше. Наибольшее количество ^{137}Cs и ^{90}Sr в миграционноспособном состоянии в почвах, загрязнённых топливными частицами размером около 50 мкм, должно было наблюдаться в течение 5-10 лет после аварии, что соответствует диффузии 50-80 % радионуклидов, а при размере частиц менее 10 мкм - в течение 5 лет после аварии [11].

Через 25 лет после аварии высвободившееся ранее дополнительное количество доступных форм радионуклидов перешло в основном в фиксированное состояние и какого-либо значимого влияния на поступление их в растительность не регистрируется. Полученные коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr для древесины и коры сосны, берёзы и ольхи по типам леса в однопородных насаждениях можно использовать на всей территории ПГРЭЗ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Правила ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения / Министерство лесного хозяйства Республики Беларусь. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2009. – 52 с.
2. Инструкция по проведению радиационного обследования лесосек главного пользования в различных типах лесорастительных условий. Минск, 2005. – 23 с.
3. Рекомендации по определению древесины с допустимым содержанием ^{137}Cs при планировании лесохозяйственной деятельности в Полесском

государственном радиационно-экологическом заповеднике. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2007. – 17 с.

4. Бударков В.А., Киршин В.А., Антоненко А.Е. Радиобиологический справочник. Минск: Ураджай, 1992. – 336 с.

5. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСП Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля, И.М. Богдевича. Москва: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа; Минск: Белкартография, 2009. – 140 с.

6. Инструкция по отнесению кварталов леса к зонам радиоактивного загрязнения / Национальный реестр правовых актов Республики Беларусь, 2001 г. № 53. 8/6166.

7. Инструкция по проведению радиационного обследования земель государственного лесного фонда. Минск, 2003. – 10 с.

8. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах. Минск, 2006. – 56 с.

9. Методические рекомендации по организации и ведению радиационного мониторинга в лесах Республики Беларусь и Российской Федерации. Минск-Москва, 2004. – 48 с.

10. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Потылкин Н.А. К методике отбора образцов древесины в лесу для определения содержания в ней ^{137}Cs // Материалы НТК «Леса Беларуси и их рациональное использование». Минск, 2000. С. 254-257.

11. Долин В.В., Бондаренко Г.Н., Соботович Э.В. Оценка коэффициентов диффузии стронция-90 и цезия-137 в топливных частицах аварийного выброса ЧАЭС // Тез. докл. IV конф. науч. совета при ГЕОХИ АН СССР по программе «АЭС-ВО» (октябрь 1990. г. Гомель). Москва: ЦНИИТЭ Илегрпрома. – С. 70.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ СТРУКТУРНЫМИ КОМПОНЕНТАМИ ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ ПГРЭЗ

А.Н. Воронцовская, Г.Д. Матусов

Введение. Площадь Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, по данным лесоустройства в настоящее время, составляет 216,1 тыс. га [1]. Из общей площади ПГРЭЗ на покрытые лесом земли приходится 120,9 тыс. га (55,9 %). Лесная растительность заповедника представлена такими видами как сосна, берёза, ольха чёрная, дуб, осина, граб, ясень, ива древовидная. Среди древесных пород доминируют сосновые насаждения – 43,8 %, затем следуют берёзовые – 30,6 % и чёрноольховые – 12,5 %. В силу этого для исследования накопления радионуклидов компонентами лесных насаждений были выбраны сосновые, берёзовые и чёрноольховые насаждения, как наиболее распространённые породы на территории заповедника.

Загрязнение растительности связано с корневым потреблением элементов минерального питания путём поглощения радионуклидов из почвы [2]. Этот процесс зависит от многих факторов, среди которых основными являются физико-химические свойства радионуклидов, типы почв, их минеральный состав, кислотность, гидрологический режим, а также климатические условия [3, 4]. Различные виды растений характеризуются разной способностью накапливать радионуклиды [5]. Особенно важную роль в накоплении радионуклидов растительностью играют лесные экосистемы, которые по производительности биомассы значительно превосходят все остальные фитоценозы [6]. Лесные насаждения являются критическими экосистемами, аккумулирующими радионуклиды и определяющими формирование радиоэкологической обстановки на загрязнённых территориях.

Цель исследования заключалась в установлении закономерностей поступления радионуклидов в лесные насаждения зоны отчуждения Чернобыльской АЭС на примере сосновых, берёзовых и ольховых древостоев.

Объекты и методы исследования. Научно-исследовательские работы были проведены в приспевающих и спелых сосновых, берёзовых и чёрноольховых насаждениях ПГРЭЗ.

Объектами исследования являлись: сосняк мшистый Воротецкое лесничество квартал 40, выдел 1 (СМ-В1), сосняк мшистый Воротецкое лесничество квартал 40, выдел 2 (СМ-В2), сосняк черничный Тульговическое лесничество квартал 5, выдел 26 (СЧ-Т), сосняк мшистый Радинское лесничество квартал 62, выдел 9 (СМ-Р), березняк мшистый Воротецкое лесничество квартал 28, выдел 36 (БМ-В), березняк мшистый Богушевское лесничество квартал 127, выдел 20 (БМ-Б), березняк черничный Бабчинское лесничество квартал 52, выдел 22 (БЧ-Б), а также черноольховые насаждения папоротникового типа: Радинское лесничество квартал 76 выдел 27 (ОлП-Р) и Новопокровское лесничество квартал 77 выдел 16 (ОлП-Н), и черноольховые насаждения осокового типа: Бабчинское лесничество квартал 25 выдел 27 (ОлО-Б) и Тульговическое лесничество квартал 141 выдел 13 (ОлО-Т).

В состав лесных насаждений исследуемых кварталов данных лесничеств входили различные типы леса такие как, сосняки мшистые и черничные, березняки мшистые и черничные, а также черноольшаники осоковые и папоротниковые.

Сосняк мшистый приурочен преимущественно к песчаным дерново-подзолистым почвам. Занимает повышенные ровные места. Почвы здесь содержат до 1,3 % гумуса и имеют слабокислую реакцию почвенного раствора: рН 4,7-5,1.

Сосняк черничный занимает пониженные, влажные местопроизрастания с дерново-подзолистыми глеевыми песчаными и супесчаными почвами. Верхний горизонт часто оторфован, что влечёт за собой увеличение гумуса.

Березняк мшистый занимает ровные места с дерново-подзолистыми глеевыми почвами. По степени увлажнения условия среды произрастания растений соответствуют свежему типу гидротопы.

Березняк черничный занимает пониженные, влажные местопроизрастания с дерново-подзолистым, торфяноболотным типом почвы. Условия среды произрастания растений соответствуют влажному – сырому типу гидротопы.

Для ольса папоротникового характерны оторфованные ложбины с незначительным сточным уклоном. Почвы перегнойно-глеевые, перегнойно-иловатые, торфяные. Дренаж неглубокий (эдафотоп) – ложбинный, сырой.

Ольс осоковый – трясиновый, мокрый. Почвы, занимаемые им, варьируют от торфянисто-глеевых до торфяных. Грунтовые воды близки к поверхности и при слабой их проточности местами застойного характера.

В подобранных насаждениях закладывали пробные площадки 50×50 м, в пределах которых отбирали образцы почвы для определения поверхностной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr (плотности загрязнения), также отбирались образцы корней, древесины и коры. Производился отбор проб лесной подстилки для определения в них содержания радионуклидов. Образцы почвы и корней отбирались по профилю почвы с площадки 20×20 см от 0 через 5 см до глубины 60 см. В соответствии с принятой методикой [7], отбор проб древесины без коры производился в пределах пробной площади с 20-30 растущих деревьев I-II классов роста и развития на высоте 1,3 м с помощью возрастного бурава.

С каждого дерева отбирали один керн путем высверливания до середины ствола. Пробы коры с лубом отбирали с 7-10 деревьев с помощью специального пробоотборника. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в исследуемых образцах почвы и древесины определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре EL-1309. Аппаратурная ошибка измерений не превышала 20 %.

Для сопоставления уровней накопления радионуклидов в компонентах древесных насаждений, произрастающих на территориях с различной плотностью загрязнения почвы, рассчитывался коэффициент перехода (Кп) как частное от удельной активности элемента фитомассы (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы (кБк/м²).

Результаты и их обсуждение. В исследуемых сосновых, березовых и чёрноольховых насаждениях была определена плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл. 1).

Таблица 1

Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосновых, березовых и черноольховых, кБк/м²

Пробная площадь	Радионуклид	
	^{137}Cs , кБк/м ²	^{90}Sr , кБк/м ²
БЧ-Б	1256,4	240,5
БМ-В	1200,7	59,4
БМ-Б	359,6	83,0
СМ-В1	803,8	265,9
СМ-В2	566,4	101,4
СМ-Р	4036,9	353,0
СЧ-Т	345,9	41,7
ОлП-Р	3625,9	344,7
ОлП-Н	801,2	254,0
ОлОс-Б	491,2	134,5
ОлОс-Т	317,5	121,4

Анализируя данные, представленные в табл. 1, можно отметить значительные отличия величин, характеризующих загрязнение исследуемых участков. Это обусловлено целым рядом факторов таких, как формы нахождения радионуклидов в почвах, радионуклидный состав выпадений, скорость миграции радионуклидов и степень их заглубления, особенности мезо и микрорельефа, аккумулирующая способность лесной подстилки, сдерживающей миграцию радиоактивных веществ в минеральные слои почвы и другие факторы [2, 3, 5].

В таблице 2 представлены данные о содержании радионуклидов в коре, древесине и корнях сосновых, березовых и черноольховых насаждений.

Таблица 2

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в коре, древесине и корнях сосновых, березовых и черноольховых насаждений

Шифр названия	Удельная активность древесины, кБк/кг					
	Древесина		Кора		Корни	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
СМ-В1	1,8±0,4	0,4±0,1	7,9±1,6	2,2±0,5	10,4±2,1	1,6±0,4
СМ-В2	1,4±0,3	0,5±0,1	7,9±1,5	1,8±0,4	11,2±2,2	1,8±0,4
СЧ-Т	1,2±0,3	0,2±0,05	3,3±0,6	0,5±0,1	9,1±1,8	0,7±0,1
СМ-Р	12,2±2,4	2,2±0,5	47,3±9,5	12,7±2,5	187,0±37	10,5±2,1
БМ-В	0,3±0,1	0,2±0,05	0,7±0,1	4,0±0,8	2,2±0,5	3,1±0,6
БМ-Б	0,1±0,05	0,5±0,1	0,2±0,06	2,7±0,5	1,0±0,2	2,5±0,5
БЧ-Б	7,8±1,6	0,7±0,2	11,5±2,3	4,3±0,9	35,8±7,2	5,4±1,1
ОлП-Р	8,41±1,7	0,66±0,2	13,8±2,8	5,54±0,1	50,2±1,0	5,21±0,1
ОлП-Н	1,68±0,4	0,22±0,1	2,7±0,6	2,22±0,6	11,5±2,2	0,42±0,1
ОлОс-Б	2,18±0,5	0,43±0,1	2,62±0,6	7,35±0,2	8,25±1,7	0,48±0,2
ОлОс-Т	0,89±0,2	0,1±0,07	1,55±0,3	1,82±0,4	7,5±1,5	0,62±0,1

Полученные данные о накоплении радиоактивных веществ древесной фитомассой широко варьируют. Это объясняется тем, что радиоактивное загрязнение древесных растений обусловлено поступлением радионуклидов корневым путем вместе с минеральным питанием, которое определяется в первую очередь величиной радиоактивного загрязнения верхних слоев почвы в зоне размещения сосущих корней дерева.

Удельная активность не характеризует в полной мере процесс поступления радионуклидов в органы и ткани древесных растений, поскольку исследуемые насаждения произрастают не только на почвах с различной плотностью загрязнения, но и в неодинаковых лесорастительных условиях с различными уровнями плодородия и увлажнения почв. В этой связи были рассчитаны коэффициенты перехода, которые относят удельную активность фитомассы к единице плотности загрязнения почвы в местах произрастания растений. Коэффициент перехода является характеристикой, указывающей на склонность растения накапливать тот или иной радионуклид, и не зависит от

уровня загрязнения почвы. Рассчитанные коэффициенты перехода представлены на (рис. 1).

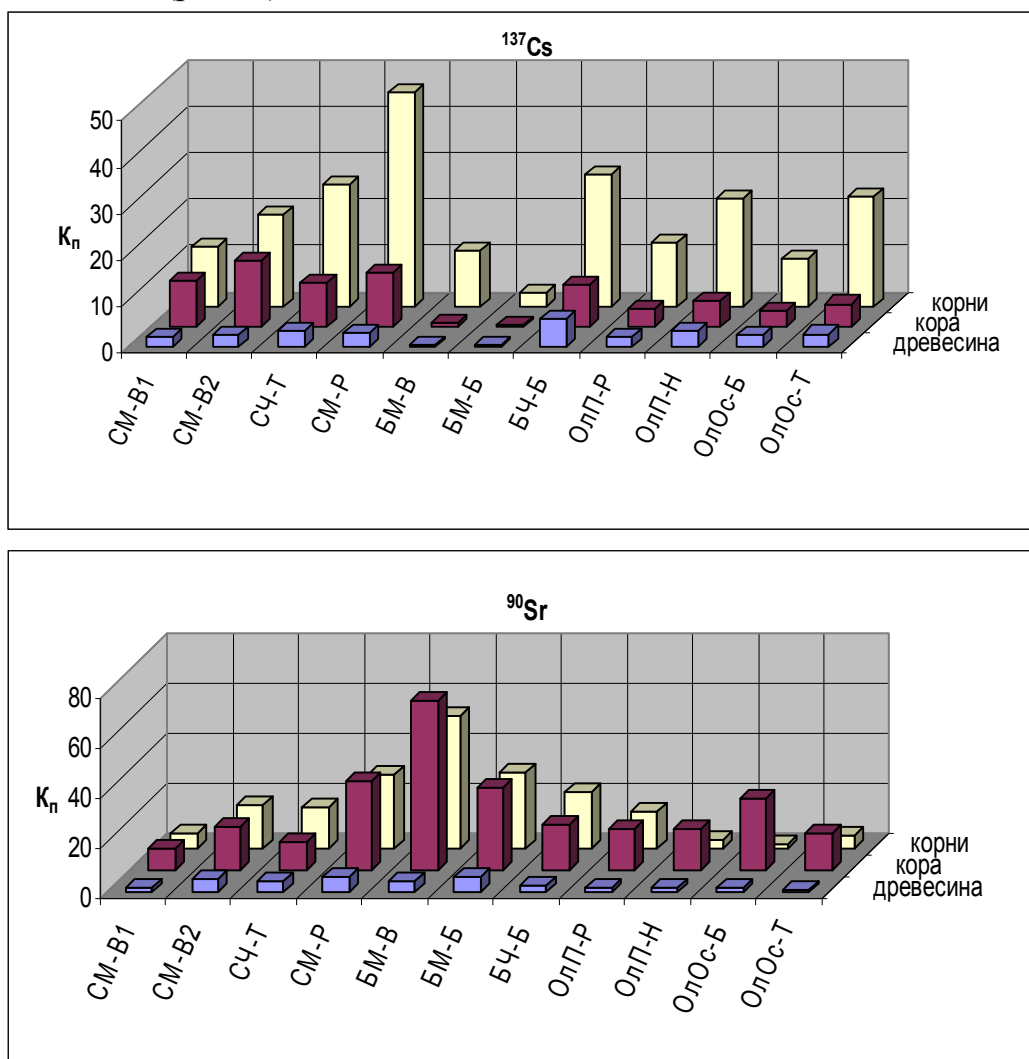


Рис. 1. Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в компоненты сосновых, березовых и черноольховых насаждений

Анализ величин коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесину, кору, и корни показывает широкий диапазон их колебаний для всех исследуемых типов леса.

Древесные растения, произрастающие в условиях повышенного увлажнения почв, накапливают ^{137}Cs больше, чем на менее увлажненных почвах. Связано это с тем, что на гидроморфных почвах, где верхняя часть профиля представлена торфяным горизонтом, доминирует обменная сорбция и ^{137}Cs в нём практически не закрепляется, и как следствие, почти все формы являются доступными для растений. Наглядно это демонстрируют насаждения СЧ-Т, БЧ-Б, ОлП-Н и ОлОс-Т.

Для коэффициентов перехода ^{90}Sr в древесину на опытных объектах отмечена обратная картина – наиболее высокие значения отмечены на менее влажных пробных площадях, а с повышением влажности концентрация радионуклида снижается. Это подтверждают величины K_p для мшистых типов леса в сравнении с черничными типами леса.

Общим для всех изученных пробных площадей является значительная аккумуляция ^{137}Cs в корнях, так как они расположены в верхних слоях почвы и являются сосущими органами, затем по мере уменьшения следует кора и наименьшая склонность к накоплению у древесины. Поступление ^{137}Cs в кору объясняется особенностью питания и передвижения веществ в организме древесных пород. Радиоактивное загрязнение коры обусловлено в основном корневым поступлением радионуклидов из почвы и накоплением их во флоэмных клетках (лубе), расположенных во внутреннем слое коры, которые образуются вследствие деятельности первичного камбия. При делении клеток происходит образование во внутренней части коры новых слоев пробкового камбия и, соответственно, накопление радионуклидов в данной части коры. Кроме того, необходимо учитывать остаточное поверхностное загрязнение коры дерева при осаждении радиоактивных аэрозолей во время аварии на ЧАЭС.

Заключение. Несмотря на то, что плотность загрязнения почв и удельная активность древесины, коры и корней ^{137}Cs в одних и тех же насаждениях всегда значительно выше, чем ^{90}Sr , коэффициенты перехода последнего в древесину, кору и корни выше в несколько раз, в зависимости от типа леса. Это соотношение уменьшается от сосняков мшистых к соснякам черничным. В берёзовых насаждениях значения величин K_p уменьшаются от березняков мшистых к березнякам черничным, а в ольшаниках – от папоротниковых к осоковым.

В среднем по всем обследованным сосновым, берёзовым и ольховым насаждениям удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr и коэффициенты перехода для коры в 3-4 раза выше, чем для древесины.

Анализируя полученные данные можно сделать вывод о том, что, склонность к аккумуляции радионуклидов древесными растениями зависит от плотности загрязнения почв, условий местопроизрастания и видовой принадлежности растений. Повышение условий увлажнения и плодородия почвы приводит к увеличению накопления ^{137}Cs , но снижению ^{90}Sr .

ЛИТЕРАТУРА

1. Проект организации и ведения лесного хозяйства У “Полесский государственный радиационно-экологический заповедник” Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь на 2013-2022 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель, 2012 г.
2. Щеглов А.И. Биохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. Москва: «Наука», 1999. – 267 с.
3. Булавик И.М, Переволоцкий А.Н., Гайдуль А.З. Влияние различных факторов на накопление ^{137}Cs древесными растениями // Полесскому ГРЭЗ 10 лет. Минск: Н.Б. Киреев, 1998. – 232 с.
4. Парфёнов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Навука і тэхніка, 1995 – 578 с.
5. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель, 2006. – 256 с.

6. Ипатьев В.А. О реабилитации мелиорированных техногенно-загрязнённых земель. Минск: Белорусская наука, 2007. – 68 с.
7. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах «Беллесрад», 2006. – 56 с.

НОВЫЕ ВИДЫ СОСУДИСТЫХ РАСТЕНИЙ ФЛОРЫ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Л.В. Маленок, Г.Д. Матусов, А.В. Шамро

Введение. Историческая обусловленность природных условий Полесья предопределила процесс формирования и региональные особенности флоры и растительности. В литературных сводках данные о количественной характеристике Полесской флоры различны. В наиболее полном списке растений, приводимом И.К. Пачоским в его книге «Флора Полесья и прилежащих местностей», вышедшей в 1897 году, для Белорусской части Полесья приведены 1061 высших растений [1].

В.А. Михайловская в 1953 году для Белорусского Полесья указывает уже 1312 видов [2]. Увеличение общего количества растений на 251 вид происходит отчасти за счет добавления ряда культурных растений, а также за счет более детальной обработки некоторых родов. Общий список растений представлен 112 семействами, 541 родом и 1312 видами высших споровых и семенных растений. Из них: папоротникообразных – 5 семейств с 28 видами, голосеменных – 2 семейства с 5 видами, однодольных – 17 семейств с 206 видами, двудольных – 88 семейств с 1073 видами.

Согласно проведенному уточнению в работе В.И. Парфенова в 1975 году флора Белорусского Полесья насчитывала 1251 вид сосудистых растений, из них 1219 видов относится к отделу покрытосеменных, 6 – к отделу плаунов, 8 – хвощей, 15 – папоротников и 3 – голосеменных [3].

Изучение видовой насыщенности флоры отдельных частей Полесья указывает на их высокое сходство, однако между западной и восточной частями существует и некоторое различие.

Изучение флоры непосредственно территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, находящегося в юго-восточной части Белорусского Полесья начато в 1993 году.

В книге В.И. Парфенова «Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника», опубликованной в 2002 году приведено 882 вида сосудистых растений, произрастающих на территории заповедника [4].

В дальнейшем в ходе изучения флоры сотрудниками отдела экологии растительных комплексов ПГРЭЗ на его территории выявлен ряд новых видов. В настоящее время список растений произрастающих на территории

заповедника насчитывает 996 видов сосудистых растений, представляющих 464 рода, 121 семейство, 6 классов, 5 отделов. В их числе: плаунообразных – 4 вида, хвощеобразных – 6 видов, папоротникообразных – 15 видов, голосеменных – 9 видов, цветковых (покрытосеменных – 962 видов, в их числе 750 – представителей класса двудольные, 212 – представителей класса однодольные.

Материалы и методы исследования. Исследования осуществлялись стандартным маршрутным методом [5].

Гербарные образцы приведенных в статье видов хранятся в гербарии ПГРЭЗ и частично в Гербарии Института экспериментальной ботаники им. В.Ф. Купревича НАН Беларуси (MSK).

Результаты и их обсуждение. В статье приведены конкретные местонахождения выявленных видов растений на территории заповедника с указанием данных о лицах, выявивших местонахождение и определивших видовую принадлежность растения.

1. *Diphasiastrum x zeileri* (Rouy) Holub (Дифазиаструм Зейлера) – Хойникский район, Новопокровское л-во кв. 11, в сосняке мшисто-вересковом с примесью березы, среди черники, С. Вороненко, опр. Д. Дубовик, 12.04.2012. Редкий, гибридогенный вид.

2. *Botrychium multifidum* (S.G. Gmel.) Rupr. (Гроздовник многораздельный) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во кв.11, на опушке разреженного мшистого смешанного леса, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 12.04.2012; Тульговичское л-во, кв. 141 выд. 13, поляна смешанного леса, А. Шамро, 19.07.2012. Охраняемый вид [6].

3. *Botrychium virginianum* (L.) Sw. s. L (Гроздовник виргинский) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во (местонахождение требует уточнения), В. Китиков, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 2009. Очень редкий охраняемый вид [6].

4. *Matteuccia struthiopteris* (L.) Todaro (Страусник обыкновенный) – Брагинский р-он, Богушевское л-во кв. 59, в сосновом лесу с примесью березы, В. Китиков, 18.06.2012. Встречается по всей территории Беларуси изредка, в Полесье – единично. Занесен в список растений нуждающихся в профилактической охране [6].

5. *Pteridium pinetorum* C. N. Page a. R. R. Mill (Орляк боровой) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 40 выд. 1, сосняк бруснично-мшистый, В. Китиков, опр. Г. Вынаев, 13.07.2006; Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Выгребная Слобода, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 10.06.2011.

6. *Polypodium vulgare* L. (Многоножка обыкновенная) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 66, в сосняке мшистом у ствола поваленного дерева, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 13.04.2012. Охраняемый вид, редко встречающийся по всей территории Беларуси и единично – в Полесье [6].

7. *Taxus baccata* L. (Тисс ягодный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, дендропарк, опр. А. Шамро, 02.04.2008. Культивируемое с 1995г. на территории дендропарка растение, в настоящее время насчитывается восемь

жизнеспособных деревьев. Занесен в список растений, вероятно, исчезнувших с территории Беларуси («черный список») [6].

8. *Pinus banksiana* Lamb. (Сосна Банкаса) – Хойникский р-он, Радинское лес-во кв 63, окр. б.н.п. Радин (3 км к З) справа от дороги Погонное-Радин, Г. Вынаев, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 28.05.04. Встречается как примесь среди лесокультур сосны обыкновенной.

9. *Larix decidua* Mill. (Лиственница европейская) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин (Мазуровский поселок), Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 24.09.1995; Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, дендропарк, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 15.07.2009. Культивируемое. Встречается единично по всей территории заповедника в бывших населенных пунктах.

10. *Abies balsamea* (L.) Mill. (Пихта бальзамическая) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, дендропарк, А. Шамро, 02.04.2008. Интродуцент.

11. *Pinus koraiensis* Sieb.et Zucc. (Кедр корейский) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, на территории современного дендропарка. Культивируемое с 1991 года. Посадка произведена однолетними сеянцами [8].

12. *Thuja occidentalis* L. (Туя западная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, дендропарк, Г. Вынаев, 24.04.2004. Интродуцент.

13. *Nymphaea x borealis* Samus (Кувшинка северная) – Хойникский р-он, Оревичское л-во, окр. б.н.п. Слобода, урочище «Золотой рог», А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 29.07.2008; Оревичское л-во, окр. б.н.п. Оревичи, затоки р. Припять, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 30.06.2008; Наровлянский р-он, урочище «Семенное», В. Китиков, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 12.08.2009. На мелководье озер.

14. *Ranunculus reptans* L. (Люттик стелющийся) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, справа от дороги на ПУСО, близ заброшенных домов, рядом с пожарным водоемом, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 12.06.2008. Редкий для Полесья прибрежно-болотно-луговой вид, чаще встречающийся на севере республики. Занесен в список растений нуждающихся в профилактической охране [6].

15. *Delphinium x cultorum* Vass. (Живокость культурная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11 (Мазуровский поселок), Р. Рубанова, В. Пискунов, 18.07.1995, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 10.07 2012. Встречается в культуре на бывших приусадебных участках.

16. *Paeonia officinalis* L. (Пион лекарственный, обыкновенный) – Хойникский р-он, б.н.п. Бабчин (Мазуровский поселок), Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 22.05.1995; Радинское л-во, б.н.п. Погонное, на бывших подворьях, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 28.05.2009. Встречается в культуре на бывших приусадебных участках.

17. *Paraver rhoeas* L. (Мак самосейка) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, на бывшем пахотном поле, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 16.07.2008; Оревичское л-во кв. 32, б.н.п. Слобода, среди нежилых домов, А.

Шамро, опр. Д. Дубовик, 16.07.2008. Встречается на бывших приусадебных участках как одичавший вид.

18. *Morus alba* L. (Шелковица белая) – Хойникский р-он, б.н.п. Бабчин (Мазуровский поселок), Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 18.07.1995; Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Кулажин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009. Культивируемое, единично встречается у заброшенных домов.

19. *Quercus rubra* L. (Дуб красный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, дендропарк, А. Шамро, 27.08.2007. Интродуцент.

20. *Betula obscura* Kotula (Береза темнокорая) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 101, окр. б.н.п. Уласы, 2,5 км к ЮЗ, березняк с сосной, М. Михед, опр. Г. Вынаев, 28.04.2004; Брагинский р-он, Колыбанское л-во кв. 6. Редкий «пограничный» лесной недостаточно изученный вид. Занесен в список растений нуждающихся в профилактической охране [6].

21. *Corylus colurna* L. (Лещина древовидная или медвежий орех) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, П. Юхно, В. Китиков, 20.03.2008. Интродуцент, посадки заложены в 1991 году и занимают площадь около 1,5 га.

22. *Juglans mandshurica* Maxim. (Орех манжурский) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, в посадках на опытном поле, А. Шамро, 2010. Интродуцент, высажен в 1992 году, посадки занимают площадь около 2 га.

23. *Juglans regia* L. (Орех грецкий) – Хойникский р-он, б.н.п. Оревичи, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 24.08.1995. Интродуцент, высажен в 1991-1992 годах на площади около 8 га.

24. *Cerastium triviale* Link (Ясколка обыкновенная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, окр. б.н.п. Новоселки, 7 км к ЮЮВ, Г. Вынаев, 01.06.2004. Полевой сорняк, встречающийся по всей территории очень часто.

25. *Arenaria viscida* Hall. f. ex Lois. (Песчанка железистая) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во, окр. б.н.п. Новопокровск; Брагинский р-он, Богушевское л-во кв. 137 выд. 20, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.11.2008. Встречается в посадках сосны, по обочинам дорог.

26. *Dianthus pseudosquarrosus* (Novak) Klok. (Гвоздика ложнорастопыренная) – Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Кулажин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009.

27. *Dianthus stenocalyx* (Trautv.) Juz. (Гвоздика узкочашечная) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во, урочище «Майдан», на опушке смешанного леса, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 27.07.2011. В Беларуси встречается в южных и юго-западных частях республики, редко.

28. *Amaranthus blitoides* S. Wats. (Щирица жминдовидная) – Хойникский р-он, Радинское л-во, б.н.п. Масаны, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 22.07.1995. Заносной вид, по всей территории редко.

29. *Chenopodium suecicum* J. Murr (Марь шведская) – Хойникский р-он, Оревичское л-во, окр. б.н.п. Оревичи, вдоль дороги на б.н.п. Хващевка, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 10.08.2009. Редкий вид.

30. *Corispermum pallasii* subsp. (Верблюдка перепончатая) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во, окр. б.н.п. Хващевка, берег р. Припять, Р. Рубанова, В. Пискунов, 14.08.1995, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 29.03.2013.

31. *Rumex obtusifolius* L. subsp. (Щавель лесной) – Хойникский р-он, Радинское л-во, окр. б.н.п. Масаны, залежь рядом с сосняком, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 17.08.2007. По всей территории, часто.

32. *Polygonum aviculare* L. (Спорыш птичий) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во кв. 72, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 12.08.1994; Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Кулажин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009. Обочины дорог, пески пустоши. Редко.

33. *Reynoutria sachalinensis* (Fr. Schmidt) Nakai (Рейнутрия сахалинская) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, б.н.п. Острогляды, на заброшенных подворьях, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 05.11.2008. Выращивается по всей территории Беларуси как редкое декоративное растение.

34. *Viola x ritschliana* W. Becker (Фиалка Ритчля) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во кв. 9, слева от дороги, вблизи искусственного водоема, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.11.2008.

35. *Barbarea arcuata* (Opiz ex J. et C. Presl) Reichb. (Сурепица дуговидная) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во, берег оз. Ломыш, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 27.05.2011.

36. *Arabis gerardii* (Bess.) Koch. (Резуха Жерара) – Хойникский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Острогляды, вдоль дороги у бывших пахотных земель, нередко, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 20.07.2008; Тульговичское л-во, берег оз. Ломыш, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 27.05.2011. Произрастает по всей территории республики, изредка.

37. *Arabis sagittata* (Bertol.) DC. (Резуха стреловидная) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Острогляды, по бывшим пахотным полям, нередко, А. Шамро, опр. Д. Третьяков 20.07.2008.

38. *Erysimum canescens* Roth (Желтушник седоватый) – Хойникский р-он, Радинское л-во, окр. б.н.п. Борщевка, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 19.06.1994; Оревичское л-во, окр. б.н.п. Оревичи, залежь у р. Припять, слева от насосной станции, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 24.07.2010. Заносной вид.

39. *Hesperis ruscotricha* Vorn. et Degen (Вечерница густоволосистая) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, окр. б.н.п. Воротец, у ограды бывшего деревенского кладбища, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 08.06.2011.

40. *Populus x jackii* Sarg. (Тополь Джека, крупнолистный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, вдоль дороги на ПУСО, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 15.08.2005. Декоративное растение.

41. *Salix starkeana* Willd. × *S. aurita* L. (Ива Старка × Ива ушастая) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во, окр. б.н.п. Тульговичи, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 28.07.2009. Гибридогенный вид.

42. *Salix cinerea* L. × *S. aurita* L. (Ива пепельная × Ива ушастая) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во, берег оз. Ломыш, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 27.05.2011. Гибридогенный вид.

43 *Actinidia kolomikta* (Maxim.) Maxim. (Актинидия коломикта) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, опытное поле. Интродуцент, высажена в 1992 году [8].

44. *Rhus hirta* (L.) Sudw. (Сумах волосистый) – Брагинский р-он, Богушевское л-во кв. 47, б.н.п. Богуши, во дворе нежилого дома, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 15.07.2008. Интродуцент.

45. *Lysimachia punctata* L. (Вербейник точечный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Г. Вынаев, 15.06.2004.

46. *Alcea rosea* L. (Шток-роза розовая) - Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 18.07.1995. Культивируемое.

47. *Phyladelphus coronarius* L. (Чубушник венечный) – Хойникский р-он, Оревичское л-во, б.н.п. Хвощевка, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 12.06.2007; Тульговичское л-во кв. 45, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 14.05.2009; Брагинский р-он, Богушевское л-во, б.н.п. Богуши, б.н.п. Острогляды, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 23.06.08. Культивируемое. У домов в бывших населенных пунктах.

48. *Aldrovanda vesiculosa* L. (Альдрованда пузырчатая) – Бабчинское л-во кв. 66, в воде мелиоративного канала, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 28.06.2011. Охраняемое [6].

49. *Cotoneaster melanocarpus* Lodd. (Кизильник черноплодный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, плодово-опытный участок б.н.п. Бабчин, Г. Вынаев, опр. Д. Дубовик, 15.06.2004. Охраняемое [6]. Интродуцент (ввезен в 1993 году).

50. *Cotoneaster lucidus* Schlecht. (Кизильник блестящий) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 15.07.2009. Интродуцент.

51. *Aronia mitschurinii* Skvorts. et Maitul. (Арония Мичурина) - Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, А. Шамро, опр. В. Пискунов, 25.08.1995; А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 20.05.2011. Культивируемое.

52. *Crataegus horrida* Medik. (Боярышник колючий) - Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин кв. 10, дендропарк, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 17.06.2007. Интродуцент.

53. *Crataegus monogyna* Jacq. (Боярышник однопестичный) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, б.н.п. Острогляды, б.н.п. Глуховичи, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 05.11.2008. Культивируемое.

54. *Fragaria x magna* Thuill. (Земляника большая, садовая, ананасная) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во кв. 72, окр. б.н.п. Дроньки, 4 км к ССВ, сухая задернованная обочина дороги, Г. Вынаев, опр. Д. Дубовик, 01.06.2004.

55. *Potentilla alba* L. (Лапчатка белая) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 39, опр. А. Шамро, 29.05.08; Брагинский р-он, Богушевское л-во кв. 59 опр. А. Шамро, 29.05.08; Крюковское л-во кв. 47 выд. 22/23, С. Вороненко, опр. А. Шамро, 22.06.2009. Охраняемое [5].

56. *Geum aleppicum* Jacq. (Гравилат алеппский) – Хойникский р-он, Бабчинское л-во кв. 10, Р. Рубанова, В. Пискунов, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 17.06.1995.

57. *Rosa dumalis* Vechst. s. str. (Роза тернистая) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Острогляды, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 12.07.2008. Культивируемое.

58. *Rosa caesia* Smith (Роза кожистолистная) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Богуши, на обочине дороги, близ мелиоративного канала, Ж. Антонюк, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.06.2011. Культивируемое.

59. *Prunus domestica* L. (Слива домашняя) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 03.05.1994. Культивируемое, у домов в бывших населенных пунктах.

60. *Prunus cerasifera* Ehrh. (Слива вишненосная, алыча) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, опытное поле, персиково-абрикосовый сад, Г. Вынаев, 24.04.2004. Культивируемое.

61. *Anthyllis schiwereckii* (DC.) Włoski (Язвенник Шиверека) – Хойникский р-он, Радинское л-во, на насыпной дороге у Погонянского канала, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 09.06.2011.

62. *Trigonella caerulea* (L.) Ser. subsp. *caerulea* (Пажитник голубой) - Хойникский р-н, Радинское л-во, окр. б.н.п. Красноселье, урочище «Николаевский старик», А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 27.08.2007. Культивируемое.

63. *Trifolium rannonicum* (Клевер паннонский) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, окр. б.н.п. Бабчин, залежь, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 09.08.2007.

64. *Trifolium rubens* L. (Клевер красноватый) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, на бывшем селитебном участке рядом с разрушающимися домами Мазуровского поселка, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 02.07.2012. Охраняемый вид [6].

65. *Robinia viscosa* Vent. (Робиния клейкая) – Хойникский р-он, б.н.п. Рудное, вдоль дороги у домов, В. Китиков, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 07.07.2011. Редкий культивируемый вид, встречается на бывших приусадебных участках.

66. *Epilobium tetragonum* L. (Кипрей четырехгранный) – Хойникский р-он, Радинское л-во, окр. б.н.п. Молочки, залежь, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 14.06.2005. Встречается редко одиночными экземплярами.

67. *Acer saccharinum* L. (Клен сахаристый) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 25.08.1995. Культивируемое.

68. *Aesculus hippocastanum* L. (Конский каштан обыкновенный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 26.05.1994; А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 18.05.2011. Растет у заброшенных домов.

69. *Polygala amarella* Crantz (Истод горький) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, ур-ще «Майдан», А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 12.06.2006. На сыром заболоченном лугу, изредка.

70. *Cornus mas* (Кизил мужской, свидина) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, возле дома № 18, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.04.2008. Культивируемое.

71. *Peucedanum cervaria* (L.) Lapeug. (Горичник олений) – Хойникский р-он, окр. б.н.п. Оревичи, залежь у р. Припять, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 10.08.2009. Охраняемый вид [6].

72. *Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench (Горичник горный) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 77; Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 16.08.1994; Воротецкое л-во урочище «Майдан», луг справа от дороги за дамбой, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 09.06.2008; Новопокровское л-во окр. б.н.п. Новопокровск, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009; Брагинский р-он, Крюковское л-во кв.24, холм, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 16.06.1994; Колыбанское л-во, окр. б.н.п. Залесье, Китиков, опр. Г. Вынаев, 01.08.2006. По всей территории, часто.

73. *Vitis vinifera* L. (Виноград обыкновенный, культурный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 11.09.95; А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 27.09.2008. Культивируемое, произрастает на бывших приусадебных участках.

74. *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. (Девичий виноград пятилисточковый) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во кв. 45, б.н.п. Хващевка, А. Шамро, опр. В. Пискунов, 24.08.1995; б.н.п. Вязок, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 30.08.1994; Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Кулажин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009. Произрастает на бывших приусадебных участках.

75. *Syringa vulgaris* L. (Сирень обыкновенная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 28.08.1995; Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Острогляды, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 18.05.2011. Произрастает на бывших приусадебных участках.

76. *Forsythia x intermedia* Zabel (Форзиция средняя) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, территория научной части, Г. Вынаев, 24.04.2004. Культивируемое.

77. *Symphoricarpus rivularis* Suksdorf (Снежноягодник приречный) – Хойникский р-он, Оревичское л-во, б.н.п. Оревичи, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 01.09.1994. Культивируемое, декоративное.

78. *Viburnum lantana* L. (Калина гордовина) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, дендропарк, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 04.10.2005. Культивируемое.

79. *Gentiana cruciata* L. (Горечавка крестообразная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 65, урочище «Майдан», слева от дороги Бабчин-Дроньки, В. Китиков, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 03.07.2009; Брагинский р-он, Богушевское л-во, урочище «Черемховое», А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 30.06.2010; Брагинский р-он, Богушевское л-во кв. 122, слева от дороги, Л. Маленок. Произрастает на постмелиорированных лугах. Очень редкий, охраняемый вид [6].

80. *Galium mollugo* L. (Подмаренник мягкий) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 42, у дороги, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 09.06.1994; Брагинский р-он, Крюковское л-во, окр. б.н.п. Пирки, осинник, В. Китиков, опр. Г. Вынаев, 24.08.2006.

81. *Phlox paniculata* L. (Флокс метельчатый) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 25.08.1995. Культивируемое. Произрастает на бывших приусадебных участках.

82. *Anchusa procera* L. (Анхуза высокая) – Брагинский р-он, Верхнеслободское л-во, окр. б.н.п. Кулажин, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 04.09.2009. Вид, выявленный в последние годы.

83. *Phacelia tanacetifolia* Benth. (Фацелия пижмолистная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 02.06.1994. Культивируемое.

84. *Physalis alkekengi* L. (Физалис обыкновенный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, А. Шамро, 25.08.2005. Культивируемое.

85. *Hippophaë rhamnoides* L. (Облепиха жестеровидная) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Острогляды, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 05.11.2008; Богушевское л-во, окр. б.н.п. Богуши, урочище «Черемховое», у моста, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.06.2011. Культивируемое.

86. *Plantago indica* L. nom. illeg. (Блошник песчаный, индийский) Хойникский р-он, Тульговичское л-во кв. 45, окр. б.н.п. Хвощевка, А. Шамро, опр. В. Пискунов, 14.08.1995, Тульговичское л-во кв. 4, луг, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 23.07.1995; Оревичское л-во, б.н.п. Хвощевка, кв. 72, б.н.п. Оревичи, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 18.08.1994; Радинское л-во кв. 42, луг, Р. Рубанова, 09.06.1995.

87. *Melampyrum laciniatum* Koshev. et Zing. (Марьянник разрезной) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 10, 11, окр. б.н.п. Бабчин, А. Шамро, опр. Г. Вынаев, 18.06.2006.

88. *Euphrasia parviflora* Schagerstrom (Очанка мелкоцветковая) – Хойникский р-он, Радинское л-во, окр. б.н.п. Красноселье, урочище «Николаевский старик», изредка, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.08.2009.

89. *Ajuga genevensis* L. x *Ajuga reptans* L. (Живучка женевская*Живучка ползучая) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 76, окр. б.н.п. Радин, 3 км по дороге на б.н.п. Уласы, Г. Вынаев, 28.05.2004. Гибридогенный вид.

90. *Dracocephalum thymiflorum* L. (Змееголовник тимьяноцветковый) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Нудичи, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 05.09.2008. Произрастает по всей территории, редко.

91. *Betonica officinalis* L. (Буквица лекарственная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, ур-ще «Майдан», Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 25.07.1994; Оревичское л-во, окр. б.н.п. Красноселье, гряда, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 18.08.1995; Тульговичское л-во кв. 72, луг, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 12.08.1994. По всей территории, часто.

92. *Salvia sclarea* L. (Шалфей мускатный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, опытное поле, Р. Рубанова, 25.08.1994. Культивируемое.

93. *Salvia officinalis* L. (Шалфей лекарственный) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, В. Пискунов, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 25.08.1994. Культивируемое. Редко.

94. *Bidens connata* L. (Черёда сrostнолопастная) – Брагинский р-н, Колыбанское л-во, окр. б.н.п. Залесье, сосняк, В. Китиков, опр. Д. Дубовик, 01.08.2006. Недавно отмеченный для республики вид.

95. *Cirsium rivulare* (Jacq.) All. (Бодяк речной) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, ур-ще «Майдан», заболоченный участок у кромки леса, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 25.07.1994; Воротецкое л-во, окр. б.н.п. Бабчин, луг, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 29.05.2008. По заболоченным участкам, изредка.

96. *Aster novae-angliae* L. (Астра новоанглийская) – Брагинский р-он, Богушевское л-во, б.н.п. Острогляды, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 05.09.2008. Встречается по всей территории, редко. Дичает.

97. *Aster novi-belgii* L. (Астра новобельгийская) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 11, б.н.п. Бабчин, у пожарного водоема, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 19.08.2009; Радинское л-во, окр. б.н.п. Погонное, недалеко от Погонянского канала, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 27.09.2009; Брагинский р-он, Богушевское л-во, окр. б.н.п. Глуховичи, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 06.11.2008; Хойникский р-он, Новопокровское л-во кв. 9, близ насыпи дороги, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 28.09.2009. Встречается по всей территории, редко. Дичает.

98. *Aster salignus* Willd. (Астра иволистная) – Радинское л-во, б.н.п. Борщевка, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 27.09.2009. Встречается по всей территории, редко. Дичает.

99. *Centaurea pseudomaculosa* Dobrocz (Василек ложнопятнистый) – Хойникский р-он, Радинское л-во, окр. б.н.п. Красноселье, по суходольному лугу в пойме р. Припять, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 20.08.2008; Брагинский р-он, Крюковское л-во, б.н.п. Михалевка, у ограды деревенского кладбища, А. Шамро, опр. Д. Третьяков, 22.06.2009.

100. *Tragopogon major* Jacq. (Козлобородник большой) – Брагинский р-он, Колыбанское л-во, окр. ж/д ст. Посудово, на ж/д насыпи, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 01.07.2010.

101. *Silphium perfoliatum* L. (Сильфия пронзеннолистная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, опытное поле за персиково-абрикосовым садом, А. Шамро, опр. В. Пискунов, 23.08.1995. Культивируемое.

102. *Rudbeckia laciniata* L. (Рудбекия рассеченная (золотой шар)) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, на бывших приусадебных участках, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 25.05.2005.

103. *Pilosella x melinomas* (Peter) Holub (Ястребиночка ?) – Хойникский р-он, Тульговичское л-во кв. 70, у дороги, Р. Рубанова, В. Пискунов, опр. Тихомиров, 26.06.1994. Изредка.

104. *Elodea nuttallii* (Элодея Нуталля) – Хойникский р-он, Оревичское л-во, насосная станция на р. Припять, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 23.08.2008; Радинское л-во, окр. б.н.п. Погонное, в воде Погонянского канала, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 22.06.2010. Редкий вид.

105. *Muscari botryoides* (L.) Mill. (Мышиный гиацинт (мускари)) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 03.05.1994. Культивируемое.

106. *Lilium lancifolium* Thunb. (Лилия ланцетолистная, тигровая) Хойникский р-он, Оревичское л-во, окр. б.н.п. Оревичи, Р. Рубанова, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 17.07.1995. Культивируемое. Произрастает на бывших приусадебных участках.

107. *Lilium bulbiferum* L. (Лилия луковичконосная) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во кв. 126, лес у дороги, Р. Рубанова, В. Пискунов, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 17.06.1994. Культивируемое. Произрастает на бывших приусадебных участках.

108. *Iris germanica* L. (Ирис германский) – Хойникский р-он, Воротецкое л-во, б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. В. Пискунов, 19.05.1995. Культивируемое.

109. *Carex juncella* (Fries) Th. Fries (Осока ситничек) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во, зубропитомник, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 17.04.2010. По всей территории, изредка.

110. *Carex vesicaria* L. x *C. Rostrata* Stokes (Осока пузырчатая x о. вздутая) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во, окр. б.н.п. Дроньки, справа от дороги, А. Шамро, опр. Д. Дубовик, 01.06.2011. Гибрид.

111. *Arrhenatherum elatius* (L.) J. et C. Presl (Райграс высокий (французский райграс)) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 76, у дороги, Р. Рубанова, В. Пискунов, 30.06.1994, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 29.03.2013.

112. *Elymus caninus* (L.) L. (Пырейник собачий) – Хойникский р-он, Новопокровское л-во кв. 86, А. Шамро, Г. Вынаев, 17.06.2005. Изредка, небольшими группами.

113. *Festuca rietina* Klok. (Овсяница баранья) – Хойникский р-он, Радинское л-во кв. 76, окр. б.н.п. Радин, 3 км к Ю по дороге на Уласы, слабозадернованные обочины дороги, Г. Вынаев, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 28.05.2004.

114. *Narcissus hybridus*. (Нарцисс гибридный) Хойникский р-он, Воротецкое л-во, окр. б.н.п. Бабчин, Р. Рубанова, опр. Д. Дубовик, А. Скуратович, 19.05.1995. Культивируемое.

Заключение. Вышеприведенные растения относятся к 5 классам, 58 семействам и 98 родам. Из вышеперечисленных растений 8 видов относятся к редким и охраняемым видам, 3 вида занесены в список растений нуждающихся в профилактической охране, 5 гибридогенных и 51 культивируемый вид. Среди культивируемых видов тисс ягодный занесен в «черный список» растений, вероятно, исчезнувших с территории Беларуси, кизильник черноплодный охраняемый вид [6].

Авторы выражают искреннюю благодарность за помощь в определении видовой принадлежности растений, а также за критические замечания по

содержанию статьи сотрудникам Института экспериментальной ботаники НАН Беларуси к.б.н. Д.В. Дубовику и н.с. А.Н. Скуратовичу.

ЛИТЕРАТУРА

1. Пачоский И.К. Флора Полесья и прилежащих местностей // Тр. Санкт-Петербург. общества естествоиспытателей. СПб., 1897.
2. Михайловская В.А. Флора Полесской низменности. Минск: Дикта, 2006. – 322 с.
3. Парфенов В.И. Современное антропогенное изменение флоры и растительности Полесья / Автореф. дис. ...докт. биолог. наук. Киев, 1975. – 51 с.
4. Парфенов В.И., Масловский О.М., Валетов В.В. и др. Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Мозырь: ООО ИД «Белый ветер», 2002. – 112 с.
5. Федорук А.Т. Ботаническая география. Полевая практика. Минск: Издательство БГУ, 1976. – 224 с.
6. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды дикорастущих растений / Гл. редколлегии: Л.И. Хоружик (предс.), Л.М. Сущеня, В.И. Парфенов и др. Минск: БелЭн, 2005. – 456 с.

СОВРЕМЕННЫЙ СТАТУС И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НА ТЕРРИТОРИИ ПГРЭЗ РЕДКИХ И НАХОДЯЩИХСЯ ПОД УГРОЗОЙ ИСЧЕЗНОВЕНИЯ РАСТЕНИЙ И ГРИБОВ, ЗАНЕСЕННЫХ В КРАСНУЮ КНИГУ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

Л.В. Маленок, А.В. Шамро, Л.М. Турчин

Введение. История создания ПГРЭЗ неразрывно связана с катастрофой на Чернобыльской АЭС, произошедшей 26 апреля 1986 года. Заповедник был создан в феврале 1988 года на землях белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС. Его уникальный статус и значение определялись целым комплексом задач, среди которых изучение состояния природно-растительных комплексов. После снятия антропогенной нагрузки в результате отселения и закрытия для посещения населением территории заповедника здесь активизировались природно-восстановительные процессы, что привело к увеличению общего числа видов растений. Процессы трансформации биоразнообразия, происходящие на территории заповедника, требуют тщательного изучения и постоянного мониторинга. Это обстоятельство повышает значимость ПГРЭЗ как природного рефугиума не только на юго-востоке Беларуси, но и в Восточной Европе в целом. Важнейшими задачами сохранения растительного мира являются выявление, инвентаризация местонахождений редких видов растений, оценка их состояния и проведение практических мероприятий по обеспечению их охраны [1].

В статье представлены результаты анализа и обобщения информации, касающейся флоры заповедника и последнего издания Красной книги Республики Беларусь (2005 г.). Анализируемый материал включает результаты многолетних флористических исследований, проводимых работниками ПГРЭЗ.

Объекты и методы исследования. Объектом исследований являлись сосудистые растения и грибы Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, приведенные в Красной книге Республики Беларусь. При составлении списков редких и находящихся под угрозой исчезновения видов, источником информации служили все доступные материалы – гербарная коллекция, описание растительности на флористических маршрутах, отчеты научной части заповедника, публикации по флоре ПГРЭЗ.

Результаты и их обсуждение. В Беларуси нуждается в охране в той или иной мере 182 вида сосудистых растений и 35 видов грибов [2]. Согласно положению о республиканской Красной книге и закону о растительном мире каждое выявленное местонахождение вида требует охраны.

Отредактированный список редких и находящихся под угрозой исчезновения растений, произрастающих и охраняемых на территории заповедника, насчитывает 42 вида сосудистых растений, что составляет 23 % от общего числа охраняемых видов этой группы, и 2 вида грибов – 5,7 %. В список охраняемых растений включены все виды, которые в разное время и разными авторами (публикаций и гербарных сборов) указывались для территории заповедника. Приводится также количество обнаруженных мест произрастаний каждого вида.

Сосудистые растения

1. *Lycopodiella inundata* (L.) Holub (Ликоподиелла заливаемая или плауночек заливаемый) – IV категория охраны. Реликтовый, по происхождению бореальный атлантическо-европейский вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных участках произрастания в пределах общего дизъюнктивного ареала.

На территории заповедника отмечены два местонахождения: в Хойникском р-не, кв. 115 Радинского л-ва, на заиленном закустаренном берегу бывшего водохранилища и в Наровлянском р-не кв. 101, 104 Припятского л-ва, по заболачиваемой выемке у высоковольтной линии.



Гроздовник многораздельный

2. *Botrychium virginianum* (L.) Sw. (Гроздовник виргинский) – II категория охраны. По происхождению лугово-лесной бореальный вид. В Беларуси встречается в отдельных локалитетах на южной и юго-западной границах ареала.

На территории заповедника был обнаружен в 2009 году в Воротецком л-ве Хойникского р-на (место произрастания требует уточнения).

3. *Botrychium multifidum* (S.G. Gmel.) Rupr. (Гроздовник многораздельный) – III категория охраны. По происхождению евразийский бореально-лесной вид. На территории Беларуси находится вблизи юго-восточной границы ареала.

Впервые на территории заповедника обнаружен в 2012 году в Хойникском р-не, кв. 141 Тульговичского л-ва, в разреженном смешанном лесу и в кв. 11 Новопокровского л-ва, на поляне смешанного леса.

4. *Polypodium vulgare* L. (Многоножка обыкновенная) – IV категория охраны. Реликтовый, по происхождению бореальный горно-лесной вид, на территории Беларуси находится на восточной границе европейского фрагмента ареала. Впервые на территории заповедника обнаружен в 2012 году в Хойникском р-не, кв. 66 Радинского л-ва, у поваленного ствола дерева в сосняке мшистом.

5. *Salvinia natans* (L.) All. (Сальвиния плавающая) – IV категория охраны. Реликтовый, тропогенно-бореальный евразийский вид, находящийся в Беларуси на северной границе ареала. В пределах заповедника встречается по высокоэвтрофным стоячим и малопроточным хорошо прогреваемым водоемам. В ходе проведения флористического обследования выявлено широкое распространение данного вида по затокам р. Припять, системе старичных озер (оз. Персток, оз. Семенница, оз. Гнездное, оз. Вьюры и др.) и зарастающим мелиоративным каналам. Известно 23 местонахождения данного вида на территории заповедника в Хойникском, Наровлянском и Брагинском р-нах.



6. *Nymphaea alba* L. (Кувшинка белая) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению пребореальный вид, находящийся на территории Беларуси в отдельных локалитетах и островных участках вблизи северо-восточной границы ареала. В пределах заповедника встречается в затоках, старицах и пойменных озерах р. Припять, произрастая в воде небольшими группами. Известно 11 местонахождений: в Оревичском, Радинском, Тульговичском л-вах Хойникском р-на и Припятском л-ве Наровлянского р-на.

7. *Anemone sylvestris* L. (Ветреница лесная) – IV категория охраны. Реликтовый лесостепной вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных местонахождениях на северной границе ареала. На территории заповедника зафиксировано одно местонахождение в Хойникском р-не, кв. 10/11 Воротецкого л-ва, у квартальной просеки, на поляне в дубраве орляковой.

8. *Trollius europaeus* L. (Купальница европейская) – IV категория охраны. Евросибирский вид. В Беларуси находится вблизи южной границы ареала. Встречается во всех областях республики. На территории заповедника обнаружено одно местонахождение в Хойникском р-не, кв. 41 Воротецкого л-ва, в окрестностях б.н.п. Бабчин, в березняке мшистом.

9. *Pulsatilla patens* (L.) Mill. (Прострел раскрытый) – IV категория охраны. Среднеевропейский боровой вид, находящийся в Беларуси на юго-восточной границе ареала. Произрастает в основном на открытых солнечных местах, часто по опушкам сосновых боров. На территории заповедника известно два

местонахождения в Хойникском р-не, кв. 44 Оревичского л-ва, и в Брагинском р-не, кв. 59 Богушевского л-ва.

10. *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. (Прострел луговой) – IV категория охраны. Среднеевропейский (балтийский) боровой вид. В Беларуси находится на восточной границе ареала. На территории заповедника отмечено четыре местонахождения в Хойникском р-не, кв. 71 Оревичского л-ва, кв. 40 Радинского л-ва, в Брагинском р-не, кв. 78 Верхнеслободского л-ва и в Наровлянском р-не, кв. 88 Вербовичского л-ва, в сосняке лишайниковом, мшистом, лишайниково-вересковом.

11. *Corydalis intermedia* (L.) Merat (Хохлатка промежуточная) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению среднеевропейский горный вид, находящийся в Беларуси в изолированных локалитетах за восточной границей ареала. На территории заповедника отмечено одно местонахождение в Хойникском р-не, кв. 17 Новопокровского лесничества, в окрестностях д. Новоселки, в дубраве лещиново-грабово-снытевой.

12. *Dianthus armeria* L. (Гвоздика армериевидная) – III категория охраны. Реликтовый вид, находящийся в Беларуси на северо-восточной границе ареала. Один из самых редких видов не только заповедника, но и республики в целом. Для заповедника отмечено одно местонахождение в Хойникском р-не, кв. 72 Бабчинского л-ва, в окрестностях б.н.п. Красноселье, в дубраве пойменной.

13. *Hypericum montanum* L. (Зверобой горный) – III категория охраны. В Беларуси встречается в отдельных локалитетах и островных участках произрастания на северной и северо-восточной границе ареала. В заповеднике найден в Хойникском р-не, кв. 69 Оревичского л-ва, в сосняке с самосевом лиственных пород деревьев и кустарников, рядом с мелиоративным каналом и затоплением.

14. *Viola uliginosa* Bess. (Фиалка топяная) – IV категория охраны. Среднеевропейский подтаежный реликтовый вид, в Беларуси находится в отдельных локалитетах и островных участках произрастания в пределах восточноевропейского фрагмента диффузного европейского ареала. На территории заповедника отмечено четыре местонахождения в Новопокровском и Воротецком л-вах Хойникского р-на, в сырых дубравах и черноольшаниках, где произрастает небольшими группами и отдельными экземплярами.

15. *Dentaria bulbifera* L. (Зубянка клубненосная) – IV категория охраны. Неморальный европейско-малоазиатский реликтовый вид, находящийся в Беларуси на северо-восточной границе ареала. В пределах заповедника вид встречается в дубравах грабовых и ясневых, произрастая небольшими группами. Отмечено 9 местонахождений вида в Бабчинском, Воротецком и Новопокровском л-вах Хойникского р-на.

16. *Salix myrtilloides* L. (Ива черничная) – III категория охраны. Реликтовый бореальный вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах вблизи южной границы ареала. В пределах заповедника отмечено одно местообитание в Хойникском р-не, кв. 62 Воротецкого л-ва, в окрестностях д. Новоселки, на сыроватых луговинах вблизи мелиоративного канала.

17. *Sempervivum ruthenicum* Schnittsp. et C.V. Lehm. (Молодило русское) – I категория охраны. Представитель степного флористического вида, находящийся в Беларуси на северной границе ареала.



На территории заповедника произрастает на опушках лишайниковых и мшистых сосняков на сухих хорошо прогреваемых местах. Известно 5 местонахождений в Хойникском р-не, кв. 40, 51 Воротецкого л-ва; кв. 110, 115 Радинского л-ва и в Брагинском р-не, кв. 47 Крюковского л-ва.

18. *Aldrovanda vesiculosa* L. (Альдрованда пузырчатая) – II категория охраны. Реликтовый, по происхождению палеотропический вид, находящийся в Беларуси на северо-восточной границе средневропейского фрагмента ареала. В границах заповедника впервые отмечен в 2011 году в Хойникском р-не, кв. 66 Бабчинского л-ва, в мелиоративном канале.

19. *Drosera intermedia* Haune (Росянка промежуточная) – III категория охраны. Реликтовый вид, встречающийся в Беларуси в изолированных локалитетах за восточной границей ареала. На территории заповедника произрастает на заиленном закустаренном берегу бывшего водохранилища в Хойникском р-не, кв. 115 Радинского л-ва.

20. *Potentilla alba* L. (Лапчатка белая) – III категория охраны. В Беларуси проходит северная граница распространения вида. На территории заповедника произрастает в разреженных мшистых сосняках с примесью березы, дуба, ольхи. Известно 3 местопроизрастания: в Хойникском р-не, кв. 40 Воротецкого л-ва, в Брагинском р-не, кв. 59 Богушевского л-ва и кв. 47 Крюковского л-ва.

21. *Genista germanica* L. (Дрок германский) – IV категория охраны. Реликтовый, по происхождению средневропейский неморальный вид, находящийся в Беларуси в изолированных локалитетах и островных местах произрастания на северной границе ареала. В пределах заповедника встречается по разреженным сосновым, сосново-широколиственным лесам в Радинском и Оревичском л-вах Хойникского р-на, в Богушевском л-ве Брагинского района и Вербовичском л-ве Наровлянского р-на.



22. *Trifolium rubens* L. (Клевер красноватый) – II категория охраны. Европейский вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах на восточной границе ареала. Впервые на территории заповедника обнаружен в 2012 году в Хойникском р-не, кв. 11 Воротецкого л-ва, на бывшем селитебном участке рядом с разрушающимися домами Мазуровского поселка.

23. *Trapa natans* L. (Водяной орех плавающий) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению

тропогенно-бореальный паневропейский вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах на северо-восточной границе ареала. В пределах заповедника встречается в долине р. Припять, где произрастает по затокам и пойменным озерам довольно значительными группами, иногда образуя заросли. Известно 16 местонахождений в Хойникском, Наровлянском и Брагинском р-нах.

24. *Peucedanum cervaria* (L.) Lapeyr. (Горичник олений) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению средневропейский лесостепной вид, встречающийся в Беларуси в отдельных локалитетах на северной границе ареала. Впервые обнаружен на территории заповедника в 2009 году в Хойникском р-не в окрестностях б.н.п. Оревичи Оревичского л-ва, среди зарослей ивняка и редких лиственных деревьев в понижении у р. Припять.

25. *Gentiana cruciata* L. (Горечавка крестообразная) – III категория охраны. Европейско-западноазиатский лесостепной реликтовый вид. В Беларуси находится в пределах ареала. На территории заповедника впервые обнаружен в 2009 году. В настоящее время известно 2 местообитания: в Хойникском р-не, кв. 80 Воротецкого л-ва и в Брагинском р-не, кв. 142, 143 Богушевского л-ва, на постмелиорированном полузаболоченном лугу.

26. *Lithospermum officinale* L. (Воробейник лекарственный) – III категория охраны. В Беларуси находится в изолированных локалитетах в пределах ареала. В границах заповедника произрастает на влажных лугах с зарослями ивы. Известно 3 местообитания: в Хойникском р-не, кв. 7 Новопокровского л-ва и в Брагинском р-не, кв. 122, 126 Богушевского л-ва.

27. *Salvia pratensis* L. (Шалфей луговой) – IV категория охраны. Паневропейский лесостепной реликтовый вид, находящийся в Беларуси на северной границе ареала. В пределах заповедника известно 5 местонахождений. Отмечен в Хойникском и Наровлянском р-нах, встречается в изреженных дубравах, широколиственно-хвойных лесах, вдоль дорог, где произрастает небольшими группами и отдельными экземплярами.

28. *Aster amellus* L. (Астра степная) – III категория охраны. Редкий вид, встречающийся в небольших количествах на ограниченных площадях. Европейское лесостепное реликтовое растение, находящееся в отдельных



Бодяк паннонский

локалитетах и островных участках произрастания за северной границей ареала. На территории заповедника отмечено одно местообитание в Брагинском р-не, кв. 113 Верхнеслободского л-ва, в окр. б.н.п. Савичи, на лесной просеке.

29. *Cirsium pannonicum* (L. fil.) Link (Бодяк паннонский) – II категория охраны. Северный край ареала захватывает крайние юго-восточные районы Беларуси, где вид находится в отдельных локалитетах на северной границе ареала. На территории заповедника встречается в Воротецком л-ве Хойникского р-на и в Богушевском л-ве Брагинского р-на, на постмелиорированных полузаболоченных лугах.

30. *Najas major* All. (Наяда большая) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению древне-средиземноморский вид, находящийся в отдельных локалитетах на северной границе ареала. На территории заповедника известно одно местонахождение в Хойникском р-не, кв. 50 Оревичского л-ва, в воде оз. Гнездное.

31. *Lilium martagon* L. (Лилия кудреватая) – IV категория охраны. Евросибирский подтаежный реликтовый вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных участках произрастания на северной границе ареала. Для заповедника отмечено три местонахождения: кв. 72 Тульговичского л-ва, кв. 18 Новоселковского л-ва Хойникского р-на и в Вербовичском л-ве Наровлянского р-на, в окрестностях б.н.п. Тешков.

32. *Iris sibirica* L. (Касатик сибирский) – IV категория охраны. Бореальный вид, находящийся в Беларуси в пределах ареала. На территории заповедника известно 25 мест произрастания данного вида на территории Хойникского, Брагинского и Наровлянского р-нов. Выявлено значительное распространение вида с устойчивой жизнеспособностью преимущественно в долине р. Припять, по внепойменным луговым экотопам, где произрастает обычно отдельными куртинами.

33. *Gladiolus imbricatus* L. (Шпажник черепитчатый) – IV категория охраны. Преимущественно восточноевропейский вид юга лесной полосы. В пределах заповедника встречается на переувлажненных лугах. Известно 5 местонахождений на территории Воротецкого л-ва и Новопокровского л-ва Хойникского р-на, а также Богушевского л-ва Брагинского р-на.

34. *Cypripedium calceolus* L. (Венерин башмачок настоящий) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению евросибирский подтаежный вид, находящийся на территории Беларуси в изолированных локалитетах европейского фрагмента ареала. На территории заповедника встречается в разреженных широколиственных лесах в полутеневых условиях на богатых гумусом почвах. Известно 5 местообитаний – в Новопокровском и Воротецком л-вах Хойникского р-на.

35. *Epipactis atrorubens* (Hoffm. ex Bernh.) Bess (Дремлик темно-красный) – III категория охраны. Среднеевропейский пребореальный вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных участках произрастания в центральной части ареала. На территории заповедника ранее отмечалось два местонахождения в Воротецком и Новопокровском л-вах Хойникского р-на.



36. *Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichb. (Любка зеленоцветковая) – III категория охраны. В Беларуси вид находится в отдельных локалитетах и островных местах произрастания на северной и северо-восточной границах ареала. В границах заповедника известно шесть местонахождений в Воротецком и Новопокровском л-вах Хойникского р-на.

37. *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch (Пыльцеголовник длиннолистный) – III категория

охраны. Реликтовый, по происхождению южно-европейский неморальный вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных участках на северо-восточной границе ареала. На территории заповедника произрастает в широколиственных и хвойно-широколиственных лесах среди кустарников. Отмечено 2 местопроизрастания в Воротецком л-ве Хойникского р-на.

38. *Cephalanthera rubra* (L.) Rich (Пыльцеголовник красный) – III категория охраны. Реликтовый, по происхождению южно-европейский неморальный вид, находящийся в Беларуси на северо-восточной границе ареала. На территории заповедника произрастает в широколиственных и хвойно-широколиственных лесах среди кустарников. Отмечено 7 местонахождений в Бабчинском, Воротецком, Новопокровском, Радинском л-вах Хойникского р-на и Крюковском л-ве Брагинского р-на.

39. *Listera ovata* (L.) R. Br. (Тайник яйцевидный) – IV категория охраны. Равнинно-субальпийский вид, встречающийся спорадически по всей территории Беларуси. Для заповедника отмечено 5 местонахождений: в Бабчинском, Воротецком, Новопокровском л-вах Хойникского р-на. Наибольшее распространение вида в заповеднике выявлено на территории Новопокровского лесничества под пологом ольхово-грабовых и смешанно-широколиственных лесов на богатых гумусом почвах, где он произрастает одиночными экземплярами или небольшими группами.

40. *Orchis coriophora* L. (Ятрышник клопоносный) – II категория охраны. В Беларуси находится на северо-восточной границе ареала. В границах заповедника зафиксировано ранее одно местонахождение в окрестностях б.н.п. Новопокровск Хойникского р-на.



Ятрышник шлемоносный

41. *Orchis militaris* L. (Ятрышник шлемоносный) – I категория охраны. Евросибирский реликтовый вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах в основной части ареала. В пределах заповедника встречается на постмелиорированном полузаболоченном лугу, где произрастает отдельными экземплярами. Отмечено 7 местонахождений вида: в Воротецком, Радинском л-вах Хойникского р-на, в Крюковском и Богушевском л-вах Брагинского р-на.

42. *Carex umbrosa* Host (Осока теневая) – IV категория охраны. Среднеевропейский горный реликтовый вид, находящийся в Беларуси в отдельных локалитетах и островных местах произрастания на восточной границе ареала. В заповеднике встречается по хвойно-широколиственным пойменным лесам. Отмечено 5 местонахождений: в Воротецком, Радинском л-вах Хойникского р-на. Ранее отмечался в Брагинском р-не в окрестностях д. Гдень.

Грибы

43. *Calvatia gigantea* (Batsch: Pers.) Lloyd (Кальвация гигантская) – III категория охраны. Голарктический вид. На территории заповедника известно 3

местонахождения: в Хойникском р-не, в окрестностях б.н.п. Мокиш на открытом участке с густым травостоем вдоль канала; в окрестностях б.н.п. Воротец на залежи, возле заросшего пруда; в Богушевском л-ве Брагинского р-на, в окрестностях б.н.п. Глуховичи.

44. *Fistulina hepatica* Fr. (Фистулина печеночная, или печеночница обыкновенная) – II категория охраны. На территории заповедника вид впервые найден в 2012 году в Хойникском р-не, кв. 91 Новопокровского л-ва, в смешенном дубово-грабовом лесу, на частично-оголенном от коры стволе дуба.

На момент образования ПГРЭЗ в его пределах было достоверно известно произрастание 7 видов охраняемых растений: *Cephalanthera rubra* (L.) Rich (Пыльцеголовник красный), *Dentaria bulbifera* L. (Зубянка клубненосная), *Genista germanica* L. (Дрок германский), *Gladiolus imbricatus* L. (Шпажник черепитчатый), *Carex umbrosa* Host (Осока тeneвая), *Festuca valesiaca* Gaudin (Овсяница валисская), *Epipactis atrorubens* (Hoffm. ex Bernh.) Bess (Дремлик темно-красный) [3]. В настоящее время известно 191 местонахождение 42 видов охраняемых растений и 2 видов грибов.

Во флоре заповедника на сегодняшний день насчитывается охраняемых видов I-ой категории (CR – находящиеся на грани исчезновения) – 2, II-ой категории (EN – исчезающие) – 6, III-ей категории (VU – уязвимые) – 20, IV-ой категории (NT – потенциально уязвимые) – 16.

Примечательно, что местонахождения 5 подлежащих охране и найденных на территории ПГРЭЗ видов: *Cephalanthera longifolia* (Пыльцеголовник длиннолистный), *Cirsium pannonicum* (Бодяк паннонский), *Lithospermum officinale* (Воробейник лекарственный), *Orchis militaris* (Ятрышник шлемоносный) и *Sempervivum ruthenicum* (Молодило русское) не были отмечены ни в Березинском биосферном заповеднике, ни в национальных парках. Причем местонахождение *Sempervivum ruthenicum* на территории Беларуси отмечено только в границах ПГРЭЗ [4].

Требуют проверки сведения о ранее указанных местах произрастания *Corydalis intermedia* (Хохлатки промежуточной), *Salix myrtilloides* (Ивы черничной) и *Orchis coriophora* (Ятрышника клопоносного).

Несомненно, на территории заповедника возможно также обнаружение и других охраняемых видов. Так в 2006 году сотрудниками ПГРЭЗ был составлен список охраняемых видов растений, выявление которых возможно в пределах заповедника, насчитывающий 26 видов. В настоящее время на территории ПГРЭЗ выявлены места произрастания трех видов растений из этого списка: *Gentiana cruciata* (Горечавки крестообразной), *Peucedanum cervaria* (Горичника оленьего) и *Trollius europaeus* (Купальницы европейской).

Заключение. Проведенные исследования показывают, что Полесский государственный радиационно-экологический заповедник является уникальным объектом по изучению биоразнообразия, трансформации и восстановлению природных комплексов в условиях снятия антропогенной нагрузки. На его территории известно 187 местонахождений 42 видов охраняемых сосудистых растений: 2 вида - I-ой категории (CR – находящиеся на грани исчезновения), 5 - II-ой категории (EN – исчезающие), 19 - III-ей категории (VU – уязвимые), 16 -

IV-ой категории (NT – потенциально уязвимые). И 4 местонахождения 2 видов грибов II-ой и III-ей категории охраны.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ключевые ботанические территории Беларуси / Под ред. О.М. Масловского, Г.А. Пронькиной. М.-Минск.: Бестиор, 2005. – 80 с.
2. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды дикорастущих растений / Гл. редколлегия: Л.И. Хоружик (предс.), Л.М. Сушня, В.И. Парфенов и др. Минск: БелЭн, 2005. – 456 с.
3. Отчет по теме (1996-2000 гг.) «Исследование годовых ритмов аккумуляции радионуклидов видами дикорастущей флоры. Разработка долгосрочных прогнозов и рекомендаций по использованию природно-растительных ресурсов». Этап 1998 г. «Провести картографирование по имеющимся данным природорастительных комплексов и создать эскизный вариант карты растительности, подготовить картосхему распределения комплексов животных, а также концептуальное предложение по территориальному функциональному зонированию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника»: (заключительный 1998 г.) / Руководитель темы: к.б.н. О.М. Масловский Утв. директор ИРБ НАНБ академик Е.Ф. Конопля, директор ИЭБ НАНБ В.И. Парфенов.
4. Парфенов В.И., Семеренко Л.В., Дубовик Д.В., Скуратович А.Н., Третьяков Д.И. Роль особо охраняемых природных территорий Республики Беларусь в сохранении видового разнообразия сосудистых растений // Сб. науч. трудов. Ботаника (исследования). Вып. 40. Ин-т эксперимент. бот. НАН Беларуси. Минск: Право и экономика, 2011. С. 97-126.
5. В.И. Парфенов, О.М. Масловский, В.В. Валетов и др. Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Мозырь: ООО ИД «Белый ветер», 2002.

ГЕРБАРИЙ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

А.В. Шамро

Введение. Изучение биоразнообразия растительного покрова является одной из важнейших задач в решении проблемы восстановления и охраны дикорастущей флоры. При этом территория ПГРЭЗ играет важную роль. Экологическая значимость определяется богатством флоры и фауны, высокой численностью и устойчивостью популяций редких видов. Природные условия Полесья в целом предопределили процесс формирования и региональные особенности флоры заповедника. Прекращение активной хозяйственной деятельности после катастрофы на ЧАЭС способствует сохранению и увеличению аборигенного, нативного биоразнообразия на данной территории.

Материалы и методы исследования. Изучение региональных флор одна из основных проблем современной ботаники, имеющее не только научное, но и большое практическое значение. Флора является природной моделью для исследования истории регионов, анализа современного состояния, динамики и дальнейшего развития в процессе антропогенного воздействия. В этом отношении флора ПГРЭЗ, как составная часть Припятского Полесья, является незаменимым объектом для изучения [1]. Материалом для работы послужила коллекция гербария ПГРЭЗ, хранящегося в б.н.п. Бабчин в научном отделе экологии растительных комплексов. С целью подготовки предварительного классификационного списка видов высших сосудистых растений и выяснения современного состояния, произрастающих в пределах заповедника растений флористические исследования проводили, используя маршрутный и детально-маршрутный метод, выявляя территории наиболее интересные во флористическом отношении (ключевые участки) [2]. Детально исследованы лесные, луговые, лугово-болотные, синантропные сообщества и агроценозы. Полевые флористические исследования проводились сотрудниками отдела экологии растительных комплексов заповедника. Обследованиями были охвачены территории трех районов – Хойникского, Наровлянского и Брагинского в Воротецком, Бабчинском, Оревичском, Новопокровском, Богушевском, Вербовичском, Дерновичском, Верхнеслободском, Крюковском, Тульговичском, Радинском, Колыбанском лесничествах.

Флора заповедника отличается большим разнообразием цветковых растений, а так же представлена разными деревянистыми и травянистыми жизненными формами. Древесных растений насчитывается 71 вид, среди которых: 28 деревья, 32 кустарники, 5 полукустарники, 6 кустарнички. Особое внимание занимают редкие и охраняемые растения, которых отмечено 42 вида, занесенных в третье издание Красной книги Республики Беларусь и 44 вида находящихся в профилактической охране [3].

В естественных фитоценозах региона на основании гербарных сборов и по литературным сведениям различных авторов отмечено 996 видов сосудистых растений, представляющих 464 рода, 121 семейство, 6 классов, 5 отделов. В их числе: Плаунообразных (*Lycopodiopsida*) – 4 вида, Хвощеобразных (*Equisetophyta*) – 6 видов, Папоротникообразных (*Polypodiophyta*) – 15 видов, Голосеменных (*Pinophyta*) – 9 видов, Цветковых-Покрытосеменных (*Magnoliophyta*) – 962 видов, в их числе 750 – представителей класса Двудольные (*Magnoliopsida*), 212 – представителей класса Однодольные (*Liliopsida*).

Результаты и их обсуждение. Гербарием называют коллекции засушенных (плоских) образцов растений. В научной работе ботаников гербарий имеет огромное значение. Это подлинный документ природы, он не может быть заменен ни самыми лучшими фотографиями, ни рисунками. Гербарные образцы можно неоднократно изучать, получая по мере необходимости новую информацию о растении. Его не сложно хранить, он может долго служить, использоваться в любое время года для получения разнообразной информации [4].

При изучении состава растительности и систематизации флористического списка, были использованы гербарные сборы ПГРЭЗ за период 1993-2012 гг. В результате проведения инвентаризации гербарного материала определено, что на территории заповедника собрано 767 видов сосудистых растений, смонтированных на 3648 гербарных листах.

Гербаризированные растения хранятся в специальных гербарных шкафах, укомплектованы в 23 гербарные коробки по семействам, родам, видам. Каждая коробка имеет аннотированный список растений с указанием количества листов каждого вида. Сведения по каждому гербарному листу представлены на этикетках с указанием видовой принадлежности (на русском и латинском языках), конкретного географического местонахождения и местообитания (многие с указанием координат по GPS-навигатору), датой сбора, частоте его встречаемости, со ссылками на автора сбора и определителя, вносятся в электронную базу данных. Материалы о состоянии гербарного материала отражены в виде бумажного и электронного инвентаризационного списка.

За вегетационный период 1993 года было собрано и смонтировано на гербарные листы 14 видов растений. Основная часть растений была гербаризована в 1994-1996 годах. С 1997 года флористические обследования сотрудниками заповедника проводились непланомерно и были возобновлены с 2003 года. В последующие годы при изучении флоры заповедника гербарная коллекция пополнилась 130 новыми видами.

На начало 2013 года на хранении в фондовой гербарии находится 834 вида растений (включая 22 вида мхов и 45 видов лишайников). Сборы гербария ПГРЭЗ насчитывают 767 видов растений, 653 из которых указаны в книге «Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника» (2002 год). В фондовой гербарии так же хранятся 315 растений, собранных в 2012 году, в высушенном виде (в газетах), требующие определения по видовому составу, не включенные в аннотированный список и электронную базу данных.

Согласно гербарным материалам и видам, отмеченным на данной территории по литературным сведениям, флора сосудистых растений ПГРЭЗ представлена 996 видами [1, 5-7].

Работы по организации флористических исследований в заповеднике, сбору, определению и систематике растений в разные годы принимали участие Пискунов В.С., Чудинов А.Н., Рубанова Р.В., Вынаев Г.В., Китиков В.И., Вороненко С.А., Юхно П.М., Маленок Л.В., Шамро А.В., Воронецкая А.Н., Турчин Л.М. Отмечены личные сборы сотрудников заповедника – Трибиса Ходас И.Н., Жиляк Л.В., Михеда М.А., Гакель Т.Г.

Помощь в определении и уточнении видовой принадлежности растений на протяжении всех лет изучения флоры оказывалась сотрудниками Института экспериментальной ботаники НАН Беларуси Скуратовичем А.А. Дубовиком Д.В., Масловским О.М., Яциной А.П., Рыковским Г.Ф.

Заключение. На хранении в фондовой гербарии ПГРЭЗ содержится 767 видов сосудистых растений, 22 вида мхов и 45 видов лишайников. Для территории ПГРЭЗ отмечено исключительное многообразие растений. На

данный момент, аннотированный список сосудистых растений заповедника представлен 996 видами, что составляет более двух третей современной флоры Беларуси. В пределах заповедника выявлен ряд редких для республики видов растений, а также виды, которые находятся здесь в пределах естественных границ распространения или вблизи их, причем некоторые виды в республике нигде не отмечены, кроме Южного Полесья.

ЛИТЕРАТУРА.

1. Парфенов В.И. Флора Белорусского Полесья: Современное состояние и тенденции развития. Минск: Наука и техника, 1983. – 295 с.
2. Федорук А.Т. Ботаническая география. Полевая практика. Минск: Издательство БГУ, 1976. – 224 с.
3. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды дикорастущих растений / Редколлегия: Л.И. Хоружик (председатель) и др. Минск: БелЭн, 2005. – 456 с.
4. Старостенкова М.М., Гуленкова М.А., Шафранова Л.М., Шорина Н.И. Учебно-полевая практика по ботанике / Учеб. пособ. для биол. спец. вузов: ил. М.: Высшая школа, 1990. – 1991 с.
5. Козловская Н.В., Парфенов В.И. Хорология флоры Белоруссии. Минск: Наука и техника, 1972. – 312 с.
6. Михайловская В.А. Флора Полесской низменности. Минск: Дикта, 2006. – 322 с.
7. Парфенов В.И., Масловский О.М., Валетов В.В. и др. Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Мозырь: ООО ИД «Белый ветер», 2002. – 112 с.

ЭЛЕКТРОННАЯ ВЕРСИЯ ГЕРБАРИЯ ПГРЭЗ

В.Е. Роцин

Введение. Современные информационные технологии позволяют организовать оперативный доступ к различным массивам информации – базам данных, базам знаний, справочникам, депозитариям, тем самым предоставляют новые возможности для расширения профессиональных знаний и приобщения к мировым достижениям в той или иной области научных исследований. Довольно перспективным в этом отношении является направление на использование в научных исследованиях электронных версий больших коллекций биологических объектов. Особый интерес представляет создание электронных гербариев.

Разработка подходов к представлению гербарного образца в электронной форме и создание электронных гербариев позволяет систематизировать, хранить и анализировать огромные объемы фактического материала по изучению растений, на котором базируется решение широкого круга проблем в

современной ботанике, систематике, флористике, таксономии, филогении, ресурсоведении, экологии [1]. Кроме того, благодаря возможности создавать и хранить цифровые изображения натуральных образцов растений достигается эталонная точность морфологического описания и таксономической принадлежности того или иного вида растений, появляется возможность практически бессрочного хранения неограниченного количества информации.

В последнее время, в литературе и Internet все чаще стали встречаться работы о создании электронных гербариев и переводе гербарных коллекций в электронную форму. Подобные ресурсы созданы в различных НИИ, ботанических садах и учебных заведениях стран ближнего и дальнего зарубежья. Ряд из них представлен в Internet – «Виртуальный гербарий Ростовской области» [2]; «Электронный гербарий Московского государственного университета» [3]; «Гербарий Всероссийского института растениеводства» [4]; «Электронный гербарий Центрального Сибирского ботанического сада СО РАН» [5]; «Гербарий Казанского государственного университета» [6] и др.

В нашей стране на сегодняшний день в научно-исследовательских учреждениях, высших учебных заведениях, Национальных парках, краеведческих музеях и школах существует и постоянно пополняется 35 официально зарегистрированных гербарных коллекций. Часть из них реализована в электронной форме. Особое место в этом ряду по таксономическому наполнению и доступности электронных каталогов занимают гербарные коллекции и гербарные базы Центрального ботанического сада [7] и Института экспериментальной ботаники НАН Беларуси. Этим коллекциям присвоен статус Национальных.

Все эти базы и информационные системы отличаются количеством хранимых видов растений, обзором территории, на которой эти растения распространены, и многими другими параметрами. Однако по структуре и организации принципиальных различий нет.

Объекты и методы исследования. При разработке электронной версии гербария ПГРЭЗ мы исходили из предпосылки необходимости его совместимости с ведущими в стране гербарными коллекциями, обеспечения достаточного уровня информативности и простоте в пользовании. Требование совместимости формата хранения данных и их структуры обусловлено тем фактом, что в перспективе электронный гербарий ПГРЭЗ станет частью общенационального информационного ресурса.

Для реализации проекта выбрана наиболее доступная и распространенная система управления базами данных (СУБД) «Access 2007». Данная система на протяжении ряда лет успешно используется при ведении гербарных коллекций и баз данных в Центральном ботаническом саду и Институте экспериментальной ботаники НАН Беларуси.

Результаты и их обсуждение. На первом этапе работ по проекту создания электронного гербария был определен перечень показателей и характеристик, обязательных (около 30) для включения в список показателей описания гербарного образца, учитывающих морфологию, таксономию,

систематику, флористику, экологию вида. Каждый гербарный образец в электронной базе сопровождается сведениями о географической привязке (географические и топографические координаты, фрагмент карты) и исторической справкой о его находке и источнике поступления, а также описанием сохранности образца.

На основании этого перечня показателей, структуры систематической принадлежности вида (отдел, класс, семейство, род, вид, краткое описание и др.), возможных вариантов запросов пользователей (перечня решаемых задач) разработана информационно-логическая структура информационной системы.

Учитывая большой объем создаваемой базы данных, для удобства пользователей разработана гибкая система навигации, которая включает в себя, с одной стороны, возможность формирования таблиц и списков гербарных образцов, сгруппированных по одному или нескольким общим признакам (например, по видовой классификации или территориальной мест сбора образцов), а с другой – создание простого механизма поиска через специальные экранные формы, позволяющий отыскивать гербарные образцы, удовлетворяющие любой комбинации вышеперечисленных параметров.

Структурно система состоит из связанных между собой логическими связями через ключевые поля 14 таблиц обеспечивающих хранение данных. Для примера одна из таблиц – «Список таксонов» приведена на рис. 1.

код_названия	Подстановка рода	species	видовой эпитет
1000	Abies	alba	Лиственница белая, или сарольская
1026	Acer	rubrum	Клен красный
1340	Acer	tataricum	Клен татарский, или Никлен, или Чернышлен
1052	Acer	pseudoplatanus	Клен пономинатановый, или Явор, или Белый клен
1318	Acer	saccharinum	Клен сахаристый, или серебристый
1050	Acer	negundo	Клен разнолиственный, или американский, или Негундо
1011	Acer	ginnala	Клен Гиннала, или приречный
1009	Acer	negundo	Клен разнолиственный
975	Acer	campestre	Клен полевой
1051	Acer	platanoides	Клен остролиственный, или платановидный
1017	Achillea	pannonica	Тысячелистник паннонский
906	Achillea	nobilis	Тысячелистник благородный
934	Achillea	collina	Тысячелистник холмовой
1150	Achillea	submillefolium	Тысячелистник почти обыкновенный
1163	Achillea	mandata	Тысячелистник полупенный
1659	Achillea	millefolium	Тысячелистник обыкновенный
1674	Achillea	micrantha	Тысячелистник мелкоцветковый
1660	Acroos	avenoso	Шебрушка полевая, или Душица полевая
1731	Aconitum	septentrionale	Борец северный
1672	Aconitum	lasiocostatum	Борец шерстистоустый
974	Aconogonon	weyrichii	Вейрица
221	Acorus	calamus	Аир обыкновенный, или Аирный корень
1485	Acroptilon	repens	Горчак степной ползучий
1484	Actaea	spicata	Воронец колючий
1495	Adenophora	lilifolia	Бубенчик лилиевый
401	Adonis	vernalis	Адонис весенний
603	Adoxa	moschatifolia	Адокса мускусная, или обыкновенная
193	Aegleas	truncata	Эпиплатис трехдольный

Рис. 1. Пример таблицы хранения данных гербарных образцов (Таблица «Список таксонов»)

В системе также предусмотрена возможность доопределения и переопределения гербарного образца. В классических гербариях существует возможность переопределения объекта: запись на специальном листе бумаги, наклеиваемом на гербарный лист ("детерминантка") и возможность

комментария к имеющемуся описанию или изображению. В связи с этим, для накопления различных мнений и замечаний по тому или иному гербарному образцу, в состав базы введены поля "переопределение" (электронный аналог "детерминантки") и "комментарии".

В состав системы включено около 30 экранных форм ввода-вывода информации и 14 вариантов стандартных (организованных на стадии проектирования) запросов. Пользователю предоставлена возможность самостоятельно формировать запросы к базе данных (рис. 2).

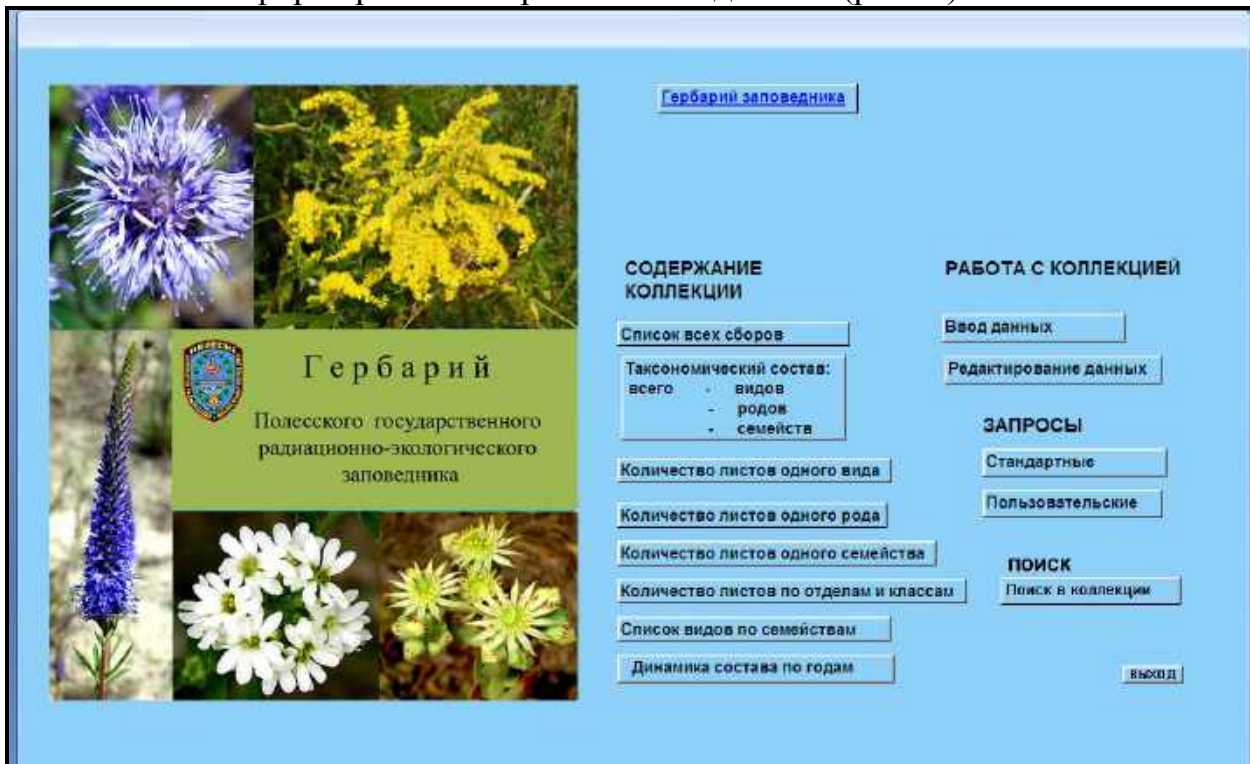


Рис. 2. Главная экранная форма электронного гербария ПГРЭЗ

Разработано 16 стандартных форм отчетов используя которые, пользователь может вывести на экран или распечатать в формате M.Word информацию о текущем наполнении гербария.

Для обеспечения оперативного доступа к информации, хранящейся в базе, в таблицы включены поисковые поля: семейство, родовое и видовое название. По каждому сбору предусмотрен вывод полной информации с гербарной этикетки: семейство, видовое название, местонахождение (география), местообитание / биотоп (фитоценология и экология), фамилия и инициалы коллектора, дата сбора и номер сбора.

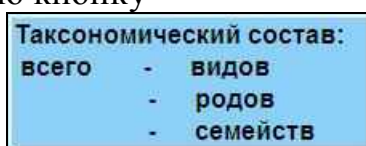
В системе имеется справочная база данных (текущая статистика) по семействам, родам, видам (с перекрестными таксономическими ссылками), местообитаниям, биотопам, коллекторам, а также поисковая система по ключевым словам с гербарных этикеток. Предусмотрена возможность создать и распечатать в любой момент полный список таксонов из базы данных (сводная таблица в M.Excel).

С главной страницы гербария с помощью исполняющих кнопочных форм пользователь имеет возможность получать справочную информацию по

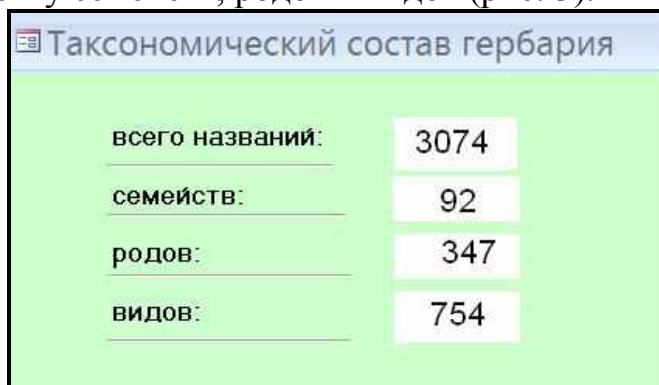
имеющимся гербарным сборам, группировать их по видам, родам, семействам, отделам и классам. Имеется возможность формировать запросы по датам и периодам сборов гербарной коллекции (рис. 2).

При вводе информации по новым сборам предусмотрена возможность использовать поля подстановки практически по всем пунктам описания гербарного образца, что облегчает и ускоряет работу по наполнению базы данных.

Работа с гербарной коллекцией осуществляется при помощи основного меню на главной странице гербария. С помощью управляющих кнопок пользователь имеет возможность получить информацию по полному списку гербарных листов, хранящихся в коллекции. Имеется возможность организовать запрос на группировку информации по таксономическому составу коллекции. Так, используя управляющую кнопку –



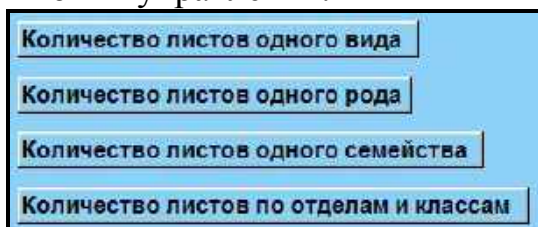
пользователь получает на экране таблицу с информацией по суммарному количеству листов сгруппированных по общему количеству листов в коллекции, количеству семейств, родов и видов (рис. 3).



Таксономический состав гербария	
всего названий:	3074
семейств:	92
родов:	347
видов:	754

Рис. 3. Экранная форма вывода информации на запрос «Таксономический состав: семейства, роды, виды»

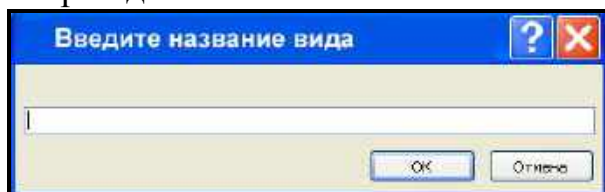
Кнопки управления:



– выполняют запросы для вывода информации о количестве гербарных листов по видам, родам, семействам, отделам и классам. Система автоматически формирует запрос к базе данных, производит необходимый расчет (в данном случае суммарное количество листов (одного вида, одного семейства или одного рода) и по желанию пользователя результаты выводит на экран либо в виде таблицы либо в виде экранной формы.

Поиск в коллекции реализован через организацию запроса по образцу.

При выполнении операции **Поиск в коллекции**. При нажатии кнопки система предложит сделать выбор вида –



Набрав имя вида и подтвердив правильность выбора «Ок» будет проведен поиск. Если в коллекции присутствуют сборы по данному виду на экран будет выведена форма в которой будет отражена полная информация о гербарных сборах по конкретному виду растений (рис. 4).

Рис. 4. Экранная форма вывода информации по конкретному гербарному образцу

Данная экранная форма включает дополнительные возможности просмотра фотографии растения в естественных условиях и участка карты заповедника с точками сбора гербарных образцов (кнопки «Фото», «Карта») выбранного вида (рис. 5).

Управляющая кнопка **Динамика состава** формирует запрос и выводит на экран графическую информацию о динамике формирования гербарной коллекции за период с 1999 по 2012 годы (рис. 6).

Для удобства и упрощения работы пользователя при работе по вводу новой информации в форму «Ввод нового листа», с целью избежания орфографических ошибок при вводе названия растения введено поле подстановки. При наборе названия вида (либо в русской либо латинской транскрипции) система предлагает выбрать подходящее название вида из списка. В случае ошибки оператора при наборе названия вида в ручную, система отвергнет и не сохранит ошибочную запись.

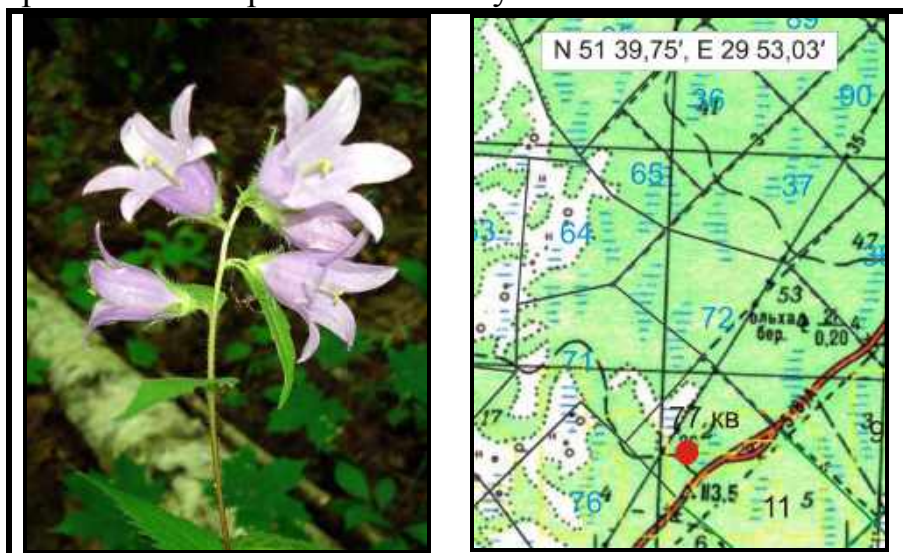


Рис. 5. Фотоизображение растения в природе и фрагмент карты заповедника с точкой взятия гербарного образца

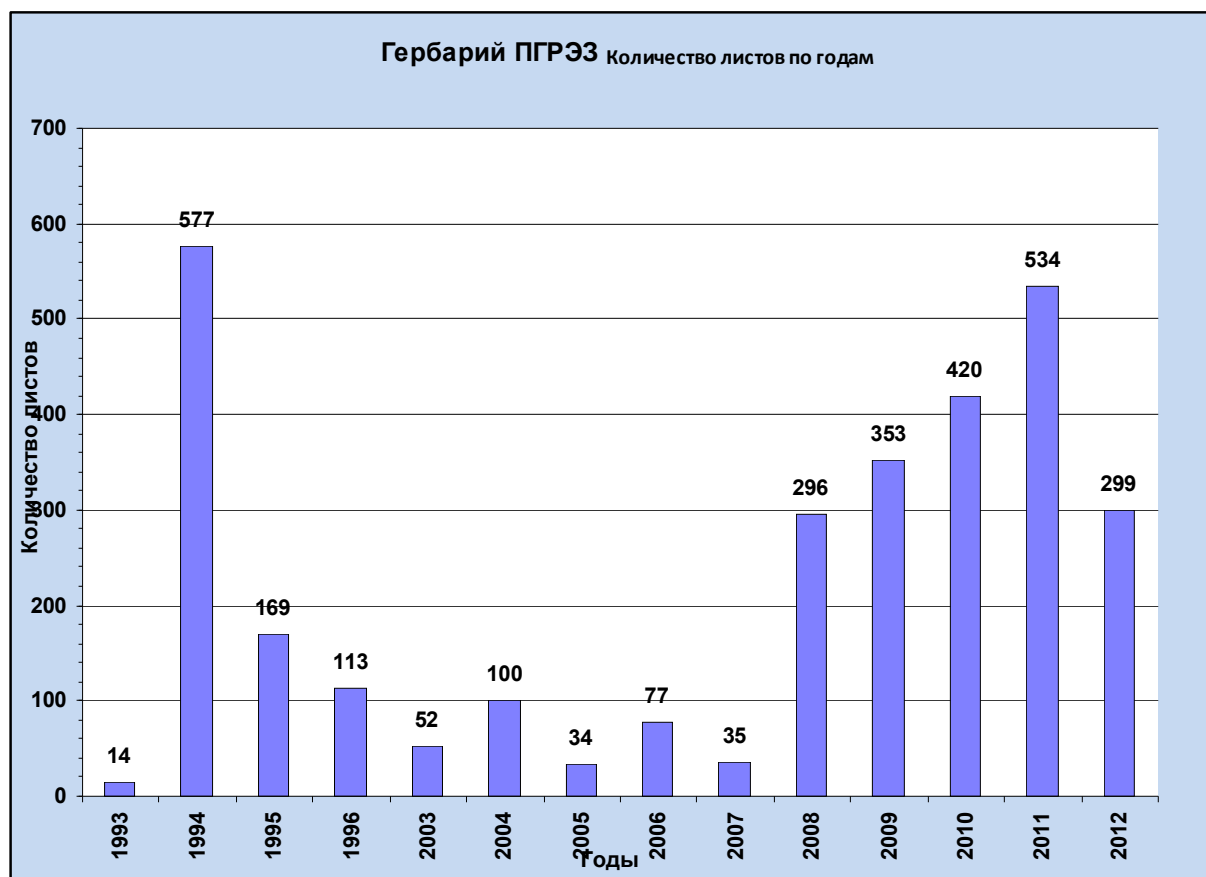


Рис. 6. Наполняемость коллекции «Гербарий ПГРЭЗ»

Начало гербарной коллекции Полесского государственного радиационно-экологического заповедника было положено сотрудниками заповедника Пискуновым В.С. и Чудиновым А.Н. в 1993 году, когда были изготовлены первые 14 гербарных листов. В настоящее время гербарная коллекция включает в себя 3648 гербарных листов 738 видов сосудистых растений, наибольшее количество информации приходится на семейства *Cyperaceae* и *Poaceae*. В 2011 году начаты работы по наполнению электронного гербария фактическим материалом. Планируется заполнение базы данных по всем сборам научного отдела экологии растительных комплексов, а также оформление базы данных цифровыми изображениями гербарных листов и растениями в природе.

Заключение. Таким образом, создан информационный ресурс, обеспечивающий доступ к постоянно обновляемой и пополняемой базе данных, включающей полную характеристику гербарного образца из коллекций и обеспечивающий удобство использования накопленной информации.

В перспективе, с целью повышения информационной насыщенности, планируется дополнение электронного гербария различными справочниками и электронными определителями растений, что в дальнейшем позволит использовать систему не только в чисто научных целях, но и создавать мультимедийные обучающие и справочные продукты в виде CD дисков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Баландин С.А., Майоров С.Р., Симонов С.С., Соколов Д.Д. Роли цифровых гербариев в современной систематике и номенклатуре растений // Журн. общ. биологии. М.: Биол. факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, 2001. Т. 62. № 3. С. 263-269.
2. Виртуальный гербарий Ростовской области. Copyright © Ростовский государственный педагогический университет. Кафедра ботаники и зоологии. <http://rspu.edu.ru/university/faculties/estest/zoologia/main.htm>.
3. Баландин С.А., Губанов И.А., Павлов В.Н. История Гербария Московского университета // Гербарий Московского университета (MW): история, современное состояние и перспективы развития / Под ред. С.А. Баландина. М., 2006. С. 10-37.
4. Гербарий Всероссийского института растениеводства им. Н.И. Вавилова. <http://www.herbarium.nw.ru/r/db.html>.
5. Байков К.С., Ковтонюк Н.К., Красников А.А., Федотов А.М. Электронный каталог сосудистых растений Сибири: структура, классификаторы, связи. // Сибирский экологический журнал, 2004. № 5. С. 775-779. <http://www-sbras.nsc.ru/win/elbib/atlas/flora>.
6. Зинькина Н.Л., Любарский С.Е. Электронный гербарий Казанского университета // Материалы десятой юбилейной конф. представителей региональных научно-образовательных сетей RELARN-2003. С25-29.
7. Электронный гербарий Центрального ботанического сада НАН Беларуси – <http://hbc.bas-net.by/>.

РЕДКИЙ ДЛЯ ФЛОРЫ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ ВИД ГРИБА – ФИСТУЛИНА ПЕЧЕНОЧНАЯ ИЛИ ПЕЧЕНОЧНИЦА ОБЫКНОВЕННАЯ (*FISTULINA HEPATICA* FR)

Л.М. Турчин, А.В. Шамро

Введение. Снятие антропогенной нагрузки в результате отселения и закрытия для посещения населением территории в ПГРЭЗ привело к активизации восстановления и формированию уникальных растительных сообществ и биогеоценозов. Благодаря заповедному режиму, специфическим природно-территориальным условиям он является одним из центров концентрации видового разнообразия в Республике Беларусь.

За время существования заповедника на его территории систематически проводятся флористические исследования и сбор флористического материала для пополнения гербария и уточнения видового состава растительности ПГРЭЗ.

В результате проводимых ежегодных флористических обследований территории сотрудниками научного отдела экологии растительных комплексов

в 2012 году было установлено три новых вида охраняемых растений, ранее не указанных для флоры ПГРЭЗ, и один вид грибов – фистулина печеночная или печеночница обыкновенная (*Fistulina hepatica* Fr), представитель класса Basidiomycetes (Базидиомицеты), порядок *Fistulinales* (Фистулиальные), семейство *Fistulinaceae* (Фистулиновые) [1].



Объекты и методы исследования. Исследования

осуществлялись традиционным маршрутным методом. Гербарный образец, приведенный в статье, определен в ИЭБ им. В.Ф. Купревича и хранится в гербарной коллекции ПГРЭЗ.

Результаты и их обсуждение. Гриб фистулина печеночная обычен в районах распространения широколиственных (дубовых и каштановых) лесов умеренной зоны северного полушария. Встречается в европейской части России, Латвии, Эстонии, Крыму, Северной Америке, на Кавказе [1]. Численность повсюду невелика. Число местонахождений в разных регионах постоянно сокращается, в некоторых из них гриб исчез.

Для флоры Беларуси это редкий вид. Указываются только 2 находки, подтвержденные гербарными сборами в Брестской (Беловежская пуца) и Гомельской (Мозырский район) областях [1].

В 2005 году включен в Красную книгу Беларуси как вид, находящийся на грани исчезновения (II категория) [2]. Охраняется в Польше.

Для *Fistulina hepatica* Fr. характерны следующие признаки: базидиомы однолетние, сидячие или с короткой боковой ножкой, желвакообразные, языковидные, лопатчатообразные, иногда почти округлые, выпуклые сверху в свежем состоянии мясистые, сочные, с возрастом более плотные, грубоволокнистые и упругие, при высыхании твердые, значительно уменьшающиеся в размерах. Шляпки одиночные или срастающиеся по 2-3. Поверхность шляпки более или менее радиально-полосатая, с сосочками, оранжево-красная, кроваво-красная или желтовато-пурпурная, в старости пурпурно-бурая. Край притуплённый. Ткань толстая, мясистая, у молодых базидиом пропитанная красноватым соком, желтовато-бордовая, мраморовидная, с бледными прожилками на разрезе. Вкус кисловатый [1].



Плодовые тела вырастают обычно возле корней или в нижней части ствола одиночно или небольшими группами. Они часто появляются после дождей, образуются в июне-сентябре. Декоративный, съедобный гриб.

Встречается в лиственных лесах. Растет на пнях, стволах живых и мертвых лиственных деревьев, преимущественно дуба и каштана. Паразит и разрушитель древесины. Вызывает бурую гниль сердцевины [2].

На территории ПГРЭЗ гриб обнаружен в Новопокровском лесничестве кв. 91 в смешанном лиственном лесу (граб, ольха, дуб). Растет на оголенной от коры нижней части ствола дуба. Дерево живое, поврежденное. На данном дереве обнаружено три плодовых тела. Шляпки двух плодовых тел сросшиеся по две, а шляпка третьего плодового тела – одиночная.

Точность определения подтверждена старшим научным сотрудником лаборатории микологии ИЭБ НАН Беларуси к.б.н. Шапоровой Я.А.

Заключение. В результате проведенных флористических исследований на территории Хойникского района в Новопокровском л-ве кв. 91 выявлен новый для флоры Полесского государственного экологического заповедника вид гриба фистулина печеночная – *Fistulina hepatica*.

Меры охраны должны быть направлены на предупреждение антропогенного воздействия в месте роста вида, поиск новых местонахождений, периодический контроль состояния ранее известного места произрастания.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бондарцева М.А. // Определитель грибов России. Порядок афиллофоровые. М.: Наука, 1998. Вып. 2. – 391 с.
2. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды дикорастущих растений. Мн.: БелЭн, 2005. – 445с.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ ПГРЭЗ

Г.Д. Матусов, А.Н. Воронцовская, В.И. Китиков

Введение. После чернобыльской аварии наиболее высокие уровни поглощения радиоактивных цезия и стронция были зарегистрированы в лесной растительности и обитающих в лесах животных, где содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr было обнаружено во всех компонентах лесных экосистем. Несмотря на то, что произошло общее снижение дозы облучения, уровни загрязнения в лесных фитоценозах до сих пор продолжают оставаться весьма высокими и представляют угрозу для здоровья всех их обитателей. Следовательно, со временем повышается относительная важность вклада лесной среды в величину радиоактивного загрязнения пострадавших от аварии территорий [1, 2].

Лесные экосистемы по производительности биомассы значительно превосходят все остальные фитоценозы [3] и играют важную роль в накоплении и миграции радионуклидов в системе «почва-растительность». Они являются критическими экосистемами, аккумулирующими радионуклиды и определяющими формирование радиоэкологической обстановки, на загрязнённых территориях [4], какой является Полесский государственный радиационно-экологический заповедник. По этим причинам исследование поведения радионуклидов в лесных экосистемах ПГРЭЗ не утратили своей актуальности до настоящего времени.

Радионуклиды, аккумулированные почвой и растительностью лесных экосистем, как и все химические элементы, включены в биогеохимические циклы (БГХЦ) этих систем. Чтобы понимать поведение радионуклидов в экосистемах необходимо изучать их как элемент БГХЦ [5]. Исследования биогеохимического круговорота радионуклидов предполагают изучение закономерностей миграции и распределения техногенных радионуклидов в различных компонентах лесных экосистем.

Количественное определение круговорота состоит в получении данных о запасах радионуклидов в блоках (компонентах) геоэкосистемы и интенсивностях их потоков, характеризующих состояние круговорота. Формой отражения состояния круговорота служит баланс содержания радионуклидов в компонентах системы, который определяет его режим функционирования [6, 7].

Исходя из важности понимания закономерностей биогеохимического круговорота радионуклидов в лесных экосистемах, целью наших исследований было установление запасов фитомассы и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных компонентах лесных экосистем сосновых и берёзовых насаждений мшистого и черничного типов.

Объекты и методы исследования. В качестве модельных объектов использовались семь опытных объектов с произрастающими на них сосновыми и берёзовыми насаждениями мшистого и черничного типов – четыре сосновых насаждения (СМ-В1, СМ-В2, СМ-Р, СЧ-Т) и три берёзовых (БМ-В, БМ-Б, и БЧ-Б).

Исследования сосновых и берёзовых лесных ассоциаций включали в себя: выделение лесных кварталов на плане лесонасаждений, составление рабочего списка выделов с их лесотипологической характеристикой, уточнение возраста, состава древостоя, типа леса [8]. В отобранных выделах выбирали участки с однородным по составу и равномерным по полноте древостоем и закладывали временные пробные площадки 50×50 м.

Производился отбор проб корней и лесной подстилки для определения в них содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr . В качестве проб отбирали также образцы древесной растительности, доминанты напочвенного растительного покрова с корневыми системами и пробы подроста и подлеска. У деревьев для анализа отбирали пробы древесины, хвои, листьев, коры, ветвей и корней. У напочвенного покрова – надземные органы и корни. У подроста и подлеска – листья, хвоя (при наличии), древесина, корни.

В местах отбора проб почвы измеряли величину эквивалентной дозы на высоте 1 м и на поверхности почвы, используя дозиметр радиометр МКС-АТ 6130 [9-12]. Для определения плотности загрязнения почвы радионуклидами, на пробной площади отбирали смешанную почвенную пробу пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см в четырех точках по углам площади.

Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs на экспериментальных объектах в обследованных лесных насаждениях колебалась от 394 до 3640 кБк/м², а ^{90}Sr – от 70 до 538 кБк/м².

В соответствие с принятой методикой [9] отбор проб древесины без коры осуществляли в пределах пробной площади с 20-30 растущих деревьев на высоте 1,3 м с помощью возрастного бурава.

Кору отбирали с 7-10 деревьев в пределах пробной площади с помощью специального пробоотборника диаметром 40 мм. [9].

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в образцах почвы, древесины и коры определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре ЕL-1309. Географические координаты пробной площади устанавливали с помощью спутникового навигатора – GPS.

Для определения запасов фитомассы в компонентах лесных фитоценозов использовалась информационно-моделирующая система (ИМС) «Биогеоценологическое разнообразие Беларуси», позволяющая дать количественную характеристику геоэкосистемы по её таксационным параметрам в статике и динамике [6, 7].

Основной функцией модели, используемой в наших исследованиях, является оценка запаса фитомассы древостоя (стволов в коре). В ИМС приводятся таблицы хода роста, в которых запасы стволов в коре и другие показатели пересчитаны от м³ в тонны абсолютно сухого вещества, и составлены таблицы «аллометрических зависимостей» между фракциями фито- и мортмассы для древесных пород (для 29 фракций) по градациям возраста. Далее запасы прочих фракций надземной и подземной частей древостоя определяются по таблицам «аллометрических» соотношений, представляющих собой эмпирически установленные зависимости между размерами (по биомассе) различных частей и органов растений.

Таблицы модельного хода роста растений подросто-подлесочного яруса (48 видов) содержат данные о фракционном составе фитомассы в процентах и о фракциях фитомассы – зелёной массе, скелете, коре, корнях.

Для растений напочвенного покрова составлены таблицы продукционных характеристик по ботаническим видам, химическому составу надземной и подземной фитомассы.

Это даёт возможность определить запасы и потоки растительного вещества во всех компонентах фитоценозов различных типов. После этого содержание радионуклидов в компонентах геоэкосистемы определяется умножением запаса фито- и мортмассы каждого из компонентов на величину удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в данном компоненте, определённую в результате проведённых экспериментальных исследований.

Результаты и их обсуждение. Лесные фитоценозы имеют сложную вертикальную структуру, образуя три интегральных яруса – древесный, подросто-подлесочный и живой напочвенный покров.

В проведённых исследованиях рассмотрены все три яруса лесных экосистем: 1 ярус – древостой, 2 ярус – подрост и подлесок и 3 ярус – живой напочвенный покров, а так же лесная подстилка. На основании полученных экспериментальных данных и таксационных параметров были определены фитомасса исследуемых лесных фитоценозов заповедника и содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в их различных компонентах, то есть, установлено распределение радионуклидов по ярусам экосистем и по отдельным органам древесного яруса.

При рассмотрении распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах сосновых фитоценозов установлено, что основная доля содержания радионуклидов приходится на верхний ярус лесных насаждений и лесную подстилку (рис. 1, 2). Причём распределение ^{137}Cs в блоках фитоценозов существенно отличается от распределения ^{90}Sr как в мшистых, так и в черничных насаждениях.

Доли аккумулированных ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных подстилках сосняков мшистых превосходят их величины в сосняках черничных вследствие большей мощности подстилочного слоя и наличия мха.

Относительное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в напочвенном покрове в сосняке черничного типа выше в силу большего проективного покрытия и как следствие большей величины фитомассы на полугидроморфных почвах сосняков черничных по сравнению с напочвенным покровом автоморфных почв сосняков мшистых. Минимальное относительное содержание радионуклидов установлено в подросто-подлесочном ярусе сосновых фитоценозов как мшистого, так и черничного типов.

При анализе данных по распределению ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах берёзовых фитоценозов установлено, что основная доля содержания радионуклидов приходится также на верхний ярус лесных насаждений и лесную подстилку (рис. 3, 4).

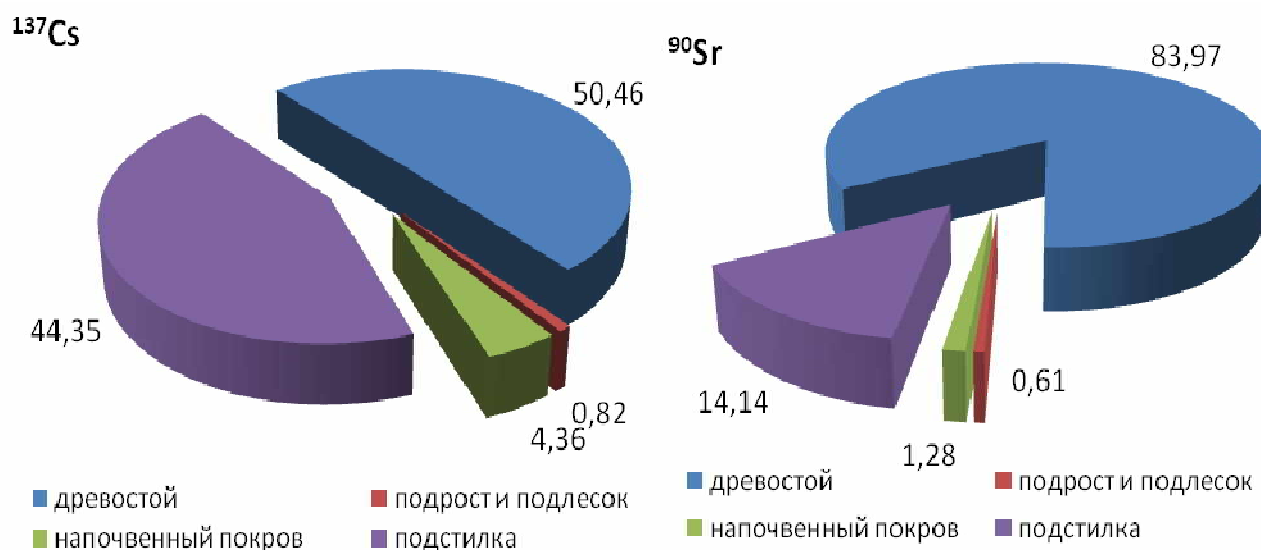


Рис. 1. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосняке мшистом СМ-В1, %

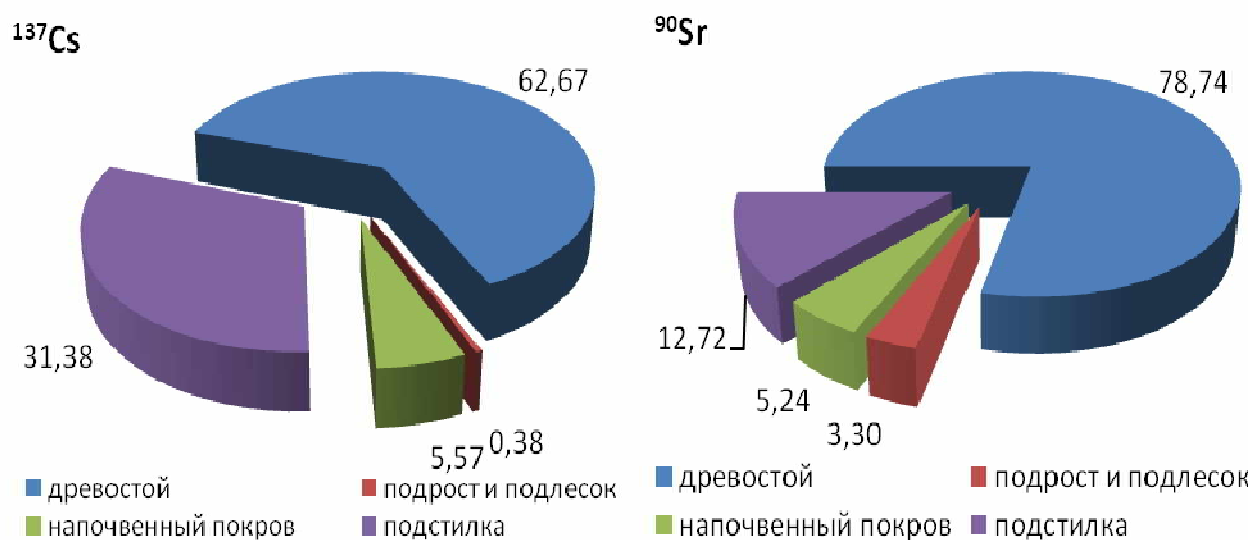


Рис.2. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в сосняке черничном СЧ-Т, %

Распределение ^{137}Cs существенно отличается от распределения ^{90}Sr в березняках мшистых, в то время как содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в березняках черничных различаются мало. Доля накопленного ^{137}Cs и ^{90}Sr в напочвенном покрове березняков черничного типа превосходит этот показатель для березняков мшистых, так как фитомасса травянистой растительности черничников больше чем у березняков мшистого типа, произрастающих на более бедных и менее увлажнённых автоморфных почвах. Минимальная доля радионуклидов аккумулированных данными экосистемами приходится на подросто-подлесочный ярус, также как и в сосновых фитоценозах мшистого и черничного типов.

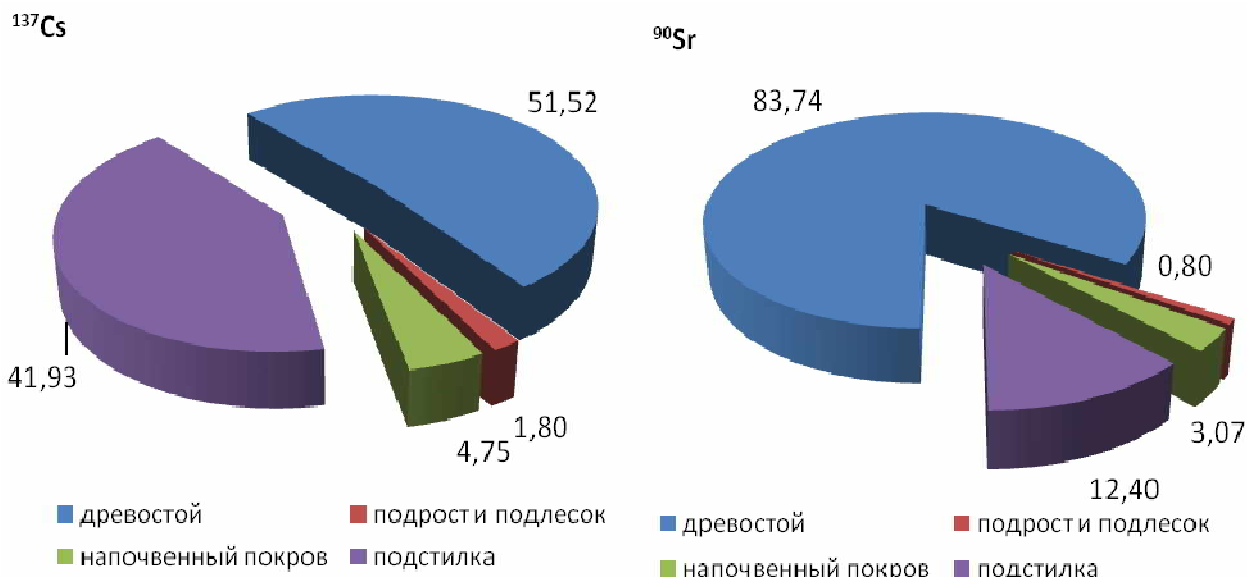


Рис. 3. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в березняке мшистом БМ-В, %

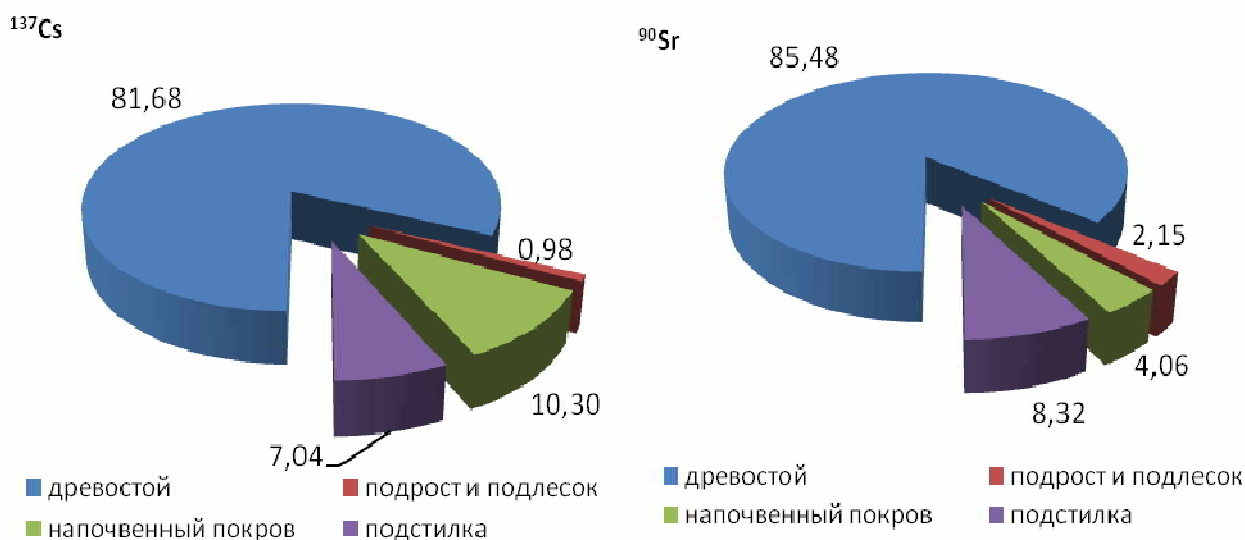


Рис. 4. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в березняке черничном БЧ-Б, %

Для исследованных лесных фитоценозов были определены удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных органах древесных растений верхнего яруса. Активности ^{137}Cs и ^{90}Sr определены в древесине, коре, ветвях тонких, ветвях толстых, хвое однолетней, хвое двухлетней, хвое трёхлетней, листьях и корнях, а также в лесной подстилке исследуемых лесных насаждений.

На основании полученных экспериментальных данных и таксационных параметров исследуемых насаждений были определены фитомасса отдельных органов древесного яруса семи исследуемых лесных фитоценозов заповедника и содержание в них ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл. 1, 2).

Таблица 1

Фитомасса и содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных органах сосны обыкновенной
сосняков мшистых и черничных

Органы растений	Масса органа, т/га	Содержание ^{137}Cs , МБк/га	Содержание ^{90}Sr , МБк/га
СМ-В1			
Древесина	163,3±13,1	388,7±23,3	65,6±3,9
Кора	12,3±1,0	63,2±3,8	12,8±0,8
Ветви тонкие	5,1±0,4	34,4±2,1	34,4±2,1
Ветви толстые	11,9±0,9	52,7±3,2	27,0±1,6
Хвоя однолетняя	1,8±0,1	17,2±1,0	1,5±0,1
Хвоя двухлетняя	3,8±0,3	18,0±1,1	3,6±0,2
Хвоя трёхлетняя	1,4±0,1	7,4±0,4	1,5±0,1
Корни	21,0±1,7	347,7±20,9	57,9±3,5
Итого		863,8	204,3
Подстилка	21,0±1,7	759,1±45,5	34,9±2,1
СМ-В2			
Древесина	167,5±13,4	246,3±22,2	69,3±4,2
Кора	11,6±0,9	73,1±6,6	16,6±1,0
Ветви тонкие	5±0,4	39,3±3,5	14,8±0,9
Ветви толстые	12,3±1,0	53,8±4,8	22,0±1,3
Хвоя однолетняя	13,4±1,1	200,5±18,0	7,8±0,5
Хвоя двухлетняя	29,6±2,4	112,5±10,1	29,9±1,8
Хвоя трёхлетняя	10,8±0,9	31,4±2,8	14,3±0,9
Корни	41,6±3,3	524,3±47,2	60,5±3,6
Итого		1281,2	235,3
Подстилка	24,4±1,9	651,1±58,6	54,5±3,3
СМ-Р			
Древесина	172,3±12,1	2066,5±1447	387,0±23,2
Кора	13,0±0,9	703,0±49,2	160,2±9,6
Ветви тонкие	5,4±0,4	541,7±37,9	146,7±8,8
Ветви толстые	12,5±0,9	902,7±63,2	105,5±6,3
Хвоя однолетняя	1,8±0,1	596,6±41,8	1,4±0,1
Хвоя двухлетняя	4,1±0,3	314,4±18,9	35,6±2,1
Хвоя трёхлетняя	1,5±0,1	95,3±5,7	15,6±0,9
Корни	22,1±1,8	1720,8±103,2	407,9±24,5
Итого		6941,1	1259,9
Подстилка	22,1±1,8	4893,9±293,6	96,0±5,8
СЧ-Т			
Древесина	156,1±10,9	200,1±16,0	24,3±1,5
Кора	11,4±0,8	39,4±3,2	6,9±0,4
Ветви тонкие	4,7±0,3	16,4±1,3	2,6±0,2
Ветви толстые	11,5±0,8	31,9±2,5	5,3±0,3
Хвоя однолетняя	6,7±0,5	19,8±1,6	0,1±0,01
Хвоя двухлетняя	10,7±0,1	11,1±0,9	0,3±0,02
Хвоя трёхлетняя	3,7±0,3	-	-
Корни	21,3±0,1	314,5±25,2	22,0±1,3
Итого		633,2	61,5
Подстилка	21,9±1,5	317,0±25,4	9,9±0,6

Таблица 2

Фитомасса и содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных органах берёзы бородавчатой
березняков мшистых и черничных

Органы растений	Масса органа, т/га	Содержание ^{137}Cs , МБк/га	Содержание ^{90}Sr , МБк/га
БЧ-Б			
Древесина	117,3±8,2	891,8±62,4	63,9±4,5
Кора	15,2±1,1	197,0±13,8	55,7±3,9
Ветви тонкие	5,9±0,4	49,5±3,5	79,7±5,6
Ветви толстые	6,9±0,5	30,0±2,1	66,5±4,7
Листья	4,8±0,3	86,3±6,0	25,6±1,8
Корни	31,6±2,2	4202,0±294,1	253,3±17,7
Итого		5456,4	544,7
Подстилка	7,5±0,5	470,3±2,6	53,0±3,7
БМ-Б			
Древесина	88,1±4,4	11,7±1,1	52,1±3,6
Кора	12,0±0,6	3,2±0,3	26,8±1,9
Ветви тонкие	5,4±0,3	0,7±0,1	13,6±1,0
Ветви толстые	5,0±0,3	0,3±0,03	5,1±0,4
Листья	4,6±0,2	1,4±0,1	7,4±0,5
Корни	24,2±1,2	35,5±3,2	64,4±4,5
Итого		52,7	169,3
Подстилка	8,1±0,4	107,1±9,6	21,7±1,5
БМ-В			
Древесина	86,3±5,2	42,8±3,9	64,6±5,2
Кора	13,8±0,8	18,0±1,6	47,6±3,8
Ветви тонкие	5,4±0,3	1,4±0,1	15,8±1,3
Ветви толстые	5,0±0,3	1,3±0,1	7,6±0,6
Листья	4,6±0,3	6,0±0,5	13,4±1,1
Корни	24,2±1,5	59,6±5,4	101,7±8,1
Итого		129,0	250,6
Подстилка	8,1±0,5	260,6±23,5	30,4±2,4

Из полученных результатов следует, что максимальное количество ^{137}Cs содержится в древесине и корнях сосны – в среднем 30,6 и 38,2 % от общего количества. Далее содержание ^{137}Cs в органах сосны распределяется следующим образом: в хвое – 13,5 %, в коре – 7,3 %, ветвях крупных – 7,1 %, и в ветвях мелких – 4,3 %. Иначе распределяется между компонентами древостоя ^{90}Sr . Здесь максимальное количество радионуклида находится в корнях и древесине – 30,7 и 30,9 %, далее по количеству содержащегося в ней стронция идут ветви тонкие – 9,9 %, кора – 9,4 %, ветви крупные – 9,3 % и мене всего в

хвое – 7,8 %. В целом ^{90}Sr распределяется по компонентам древостоя более равномерно, чем ^{137}Cs . Большой запас ^{137}Cs и ^{90}Sr также находится в лесной подстилке. Причём суммарное содержание ^{137}Cs в фитомассе органов сосны в 1,6 раза превосходит содержание ^{137}Cs в лесной подстилке. В тоже время, соотношение содержания ^{90}Sr в органах сосны и в лесной подстилке по всем исследованным сосновым насаждениям, составляет – 7,4.

В исследуемых берёзовых насаждениях максимальное количество ^{137}Cs содержится в корнях берёзы – 59,3% от общего количества. Далее содержание ^{137}Cs в органах берёзы распределяется следующим образом: в древесине – 24,7 %, – в коре – 9,0 %, в листьях – 4,3 %, ветвях тонких – 1,7 % и в ветвях крупных – 1,3 %.

Распределение ^{90}Sr по различным органам берёзы отличается от распределения ^{137}Cs . Здесь максимальное количество радионуклида находится в корнях – 41,7 %, далее по количеству содержащегося в ней ^{90}Sr идёт древесина – 23,0 %, кора – 15,0 %, ветви тонкие – 9,7 %, ветви крупные – 6,1 % и мене всего в листьях – 4,8 %. В целом ^{90}Sr распределяется по компонентам древостоя более равномерно, чем ^{137}Cs .

Значительное количество ^{137}Cs и ^{90}Sr также находится в лесной подстилке. Следует отметить, что в березняке черничном содержание ^{137}Cs в компонентах берёзы превосходит его содержание в лесной подстилке, в то время как в березняках мшистых лесная подстилка содержит ^{137}Cs в среднем в 2 раза больше, чем в фитомассе берёзы. Видимо, это происходит вследствие большей увлажнённости лесной подстилки на полугидроморфной почве черничного насаждения, что способствует более быстрому переходу ^{137}Cs в минеральные слои почвы. Этого не наблюдается в сосновых насаждениях, так как подстилка, сформированная в основном из опавшей хвои, медленнее разлагается и в результате сильнее удерживает ^{137}Cs в отличие от лесной подстилки образованной листовым опадом в берёзовых насаждениях.

Содержание ^{90}Sr в компонентах берёзы превосходит его содержание в лесной подстилке, как в черничном типе леса (в 10,3 раза), так и в мшистом (в 8,1 раза. Получено, что отношение содержания ^{90}Sr в фитомассе к его содержанию в подстилке сосновых и берёзовых насаждений значительно выше, чем это отношение для ^{137}Cs . Это свидетельствует о большей подвижности стронция в лесной подстилке, который быстрее переходит в почву, благодаря чему его содержание в подстилке становится меньше.

Заключение. Установлено распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесном ярусе, подросте и подлеске, живом напочвенном покрове и лесной подстилке четырёх основных лесных фитоценозов ПГРЭЗ.

Аккумуляция ^{137}Cs и ^{90}Sr различными блоками (ярусами) исследуемых лесных насаждений имеет свои особенности и существенно различается по величине. Очевидно, что особенности накопления радионуклидов отдельными компонентами лесных экосистем обусловлены видовым составом насаждений и эдафическими свойствами их мест произрастания.

Определены величины фитомассы различных органов древесной растительности в сосновых и берёзовых насаждениях мшистого и черничного

типов и содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в них. При анализе данных, полученных в результате проведённых исследований, следует отметить, что максимум фитомассы приходится на стволую древесину и корни исследуемых древесных растений. Вследствие этого основное количество радионуклидов верхнего яруса лесных насаждений сосредоточено в древесине и корнях деревьев. Минимальное количество ^{137}Cs располагается в ветвях мелких и крупных, в то время как ^{90}Sr меньше всего содержится в хвое и листьях.

Общее содержание радионуклидов в отдельных органах древесных растений обусловлено массой этих органов, морфофизиологическими качествами растений и условиями их местопроизрастания.

При этом следует отметить, что аккумулярованные радионуклиды, также как и все вещества в растениях, участвуют в биологическом круговороте, интенсивность которого зависит от большого количества природных факторов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт // Докл. экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. МАГАТЭ. Вена, 2008. – 180 с.
2. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси / Под ред. Е.Ф. Конопки. Минск: МЧС, Ин-т радиобиол. нац. акад. наук Беларуси, 1996. – 280 с.
3. Парфёнов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Навука і тэхніка, 1995. – 578 с.
4. Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В. и др. Радиоэкологический феномен лесных экосистем. Гомель, 2004. 310 с.
5. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. Москва: Дрофа, 2005. – 367 с.
6. Сачок Г.И., Камышенко Г.А. Биогенный круговорот в геоэкосистемах Беларуси (модельный аспект). Минск, 2004.
7. Сачок Г.И., Татьянок Д.В., Коляда В.В. и др. Биогеоценотическое разнообразие Беларуси (информационно-моделирующая система). Минск, 1996.
8. Юркевич И.Д. Выделение типов леса при лесоустроительных работах. (Вспомогательные таблицы) – Минск: Наука и техника, 1972. – 72 с.
9. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах «Беллесрад». 2006. – 56 с.
10. Инструкция по проведению радиационного обследования земель государственного лесного фонда. Минск, 2003. – 10 с.
11. Инструкция по проведению радиационного обследования лесосек главного пользования в различных типах лесорастительных условий. Минск, 2005. – 23 с.
12. Методические рекомендации по организации и ведению радиационного мониторинга в лесах Республики Беларусь и Российской Федерации. Минск-Москва, 2004. – 48 с.

ОСОБЕННОСТИ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОЗОБНОВЛЕНИЯ ПОД ПОЛОГОМ ЧЕРНОЛЬХОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

М.В. Кудин

Введение. Определяющим показателем состояния стабильности в течение длительного времени любого фитоценоза является наличие и характер естественного возобновления под его пологом. Его оценка по качественным и количественным характеристикам роста и развития позволяет проследить протекание и направленность сукцессионных процессов в насаждении.

Смена древесных пород в естественных лесных биоценозах – явление экологически целесообразное, так как несет в себе элемент естественной восстановительной системы коренного биоценоза. На первом этапе происходят фитоценотические изменения, вызванные мощным стрессовым воздействием на коренной фитоценоз. При этом формируется новая микросреда, которая, в свою очередь, предопределяет состав и динамику новых представителей флоры и фауны, образующих временный вторичный биоценоз [1].

При естественном возобновлении в противовес искусственному сохраняются более благоприятные водно-физические свойства почв, что имеет большое значение для формирования будущих высокопродуктивных древостоев.

На потенциальные возможности естественного возобновления может указывать тип леса [2, 3]. Важный положительный момент естественного лесовосстановления – в этом случае формируются более устойчивые к неблагоприятным факторам среды естественные леса, сохраняющие генетический потенциал видовой разнообразия. В европейских странах все больше практикуется выбор естественного лесовосстановления, а не создание лесных культур [4]. Преимущества естественного возобновления над искусственным, с точки зрения биологии и экономики, подчеркивали ряд исследователей [1, 5-10].

В условиях ПГРЭС, расположенного на территории белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС, лесовосстановление необходимо рассматривать только как естественный процесс, так как более 25 лет лесные насаждения формировались здесь при минимальной антропогенной нагрузке. До настоящего времени на территории ПГРЭС не проводились анализ и оценка процессов естественного возобновления в лесных насаждениях как в научном плане, так для целей разработки практических аспектов ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения.

Объекты и методы исследования. Изучение хода естественного возобновления под пологом черноольшаников проводилось в средневозрастных и среднеполнотных насаждениях, поскольку данный класс возраста и диапазон полнот наиболее распространены на территории. Подбор выделов черноольховых насаждений основных типов леса для закладки пробных площадок (табл. 1, 2) производился на основании материалов лесоустройства [11-14].

Таблица 1

Количество временных пробных площадок для исследования предварительного естественного возобновления под пологом насаждений ольхи черной

Преобладающая порода	Площадь выделов, га	Площадь пробных площадок по ТКП 047-2009 (02080), м ²	Фактическая площадь пробных площадок, м ²	Количество пробных площадок, шт.
Ольха	63,0	2800	3375	45

Таблица 2

Таксационная характеристика черноольховых насаждений, под пологом которых была произведена закладка пробных площадок

Тип леса эдафотоп	Лесничество	Квартал	Выдел	Средние показатели древостоя		
				состав	возраст, лет	полнота
<u>Ольс крапивный</u> Д ₄	Новопокровское	25	39	6Олч3Б1Г+Д	52	0,7
	Партизанское	105	8	10Олч+Б	77	0,7
<u>Ольс осоковый</u> С ₅	Чиколовичское	56	35	8Олч1Б1Ос	82	0,6
	Новопокровское	13	29	8Олч2Б	77	0,7
	Новопокровское	5	43	7Олч3Б	47	0,7
	Партизанское	29	36	6Олч3Б1Ос+С	57	0,7
	Крюковское	65	19	9Олч1б+С	52	0,7
	Припятское	30	24	9Олч1Б+Ивд	32	0,7
<u>Ольс папоротниковый</u> С ₄	Новопокровское	11	25	6Олч2С1Б1Ос	77	0,6
	Новопокровское	30	31	9Олч1Б	47	0,7
	Крюковское	92	7	8Олч1Б1Ивд	57	0,7
<u>Ольс снытевый</u> Д ₃	Колыбаньское	25	4	5Олч1Д4Б+Ос	32	0,6
	Партизанское	29	11	7Олч2Б1С	47	0,7
<u>Ольс таволговый</u> С ₄	Новопокровское	17	40	7Олч2Б1Д	57	0,6
	Чиколовичское	60	19	8Олч1Б1Ивд	77	0,7

Густота и качественная характеристика подроста и молодняка устанавливались на основании их сплошного учета. При учете подроста определялись происхождение, возраст, высота и состояние каждого растения. Пересчет молодняка и подроста производился по категориям крупности: мелкий (высота до 0,5 м), средний (высота 0,5-1,5 м), крупный (высота более 1,5 м). За основу оценки подроста принимали его густоту в преобладающей группе. В том случае, когда густота меньше указанных придержек, производили пересчет подроста других групп в эту группу. При переводе среднего и крупного подроста в мелкий, его количество умножали, соответственно на 1,6 и 2,0, мелкого и крупного в средний – 0,6 и 1,25, при переводе мелкого и среднего в крупный соответственно на 0,5 и 0,8. Полученное количество прибавляли к преобладающей группе. Учитывались молодняк и подрост хвойных и твердолиственных пород старше 2 лет, мягколиственных старше 1 года и дополнительно, у лиственных – пневая поросль. Данные показатели в значительной степени влияют на формирование

будущих древостоев [15] и оценены по шкале [16]. Возраст подроста и подростка определялся по числу годичных побегов и путем подсчета годичных слоев у отдельных срубленных экземпляров.

Результаты и их обсуждение. Высокая регенеративная способность мягколиственных пород возобновляться семенным и вегетативным путем обуславливает постепенное увеличение их долевого участия в формационной структуре насаждений ПГРЭЗ, за счет изменения состава сосняков и дубрав и распространенности на землях, не покрытых лесом. Мягколиственные древесные породы (ольха черная, береза, осина) являются спутниками пород-лесобразователей (сосна, дуб) [17].

Формация черноольховых лесов ПГРЭЗ представлена 8 из 9 выделенных в Беларуси типов леса. Доминирующими среди черноольшаников на протяжении более 25 лет является ольс папоротниковый (32,5 %). Осоковый, снытевый, крапивный и таволговый типы в долевого участия занимают практически равное положение (рис. 1).

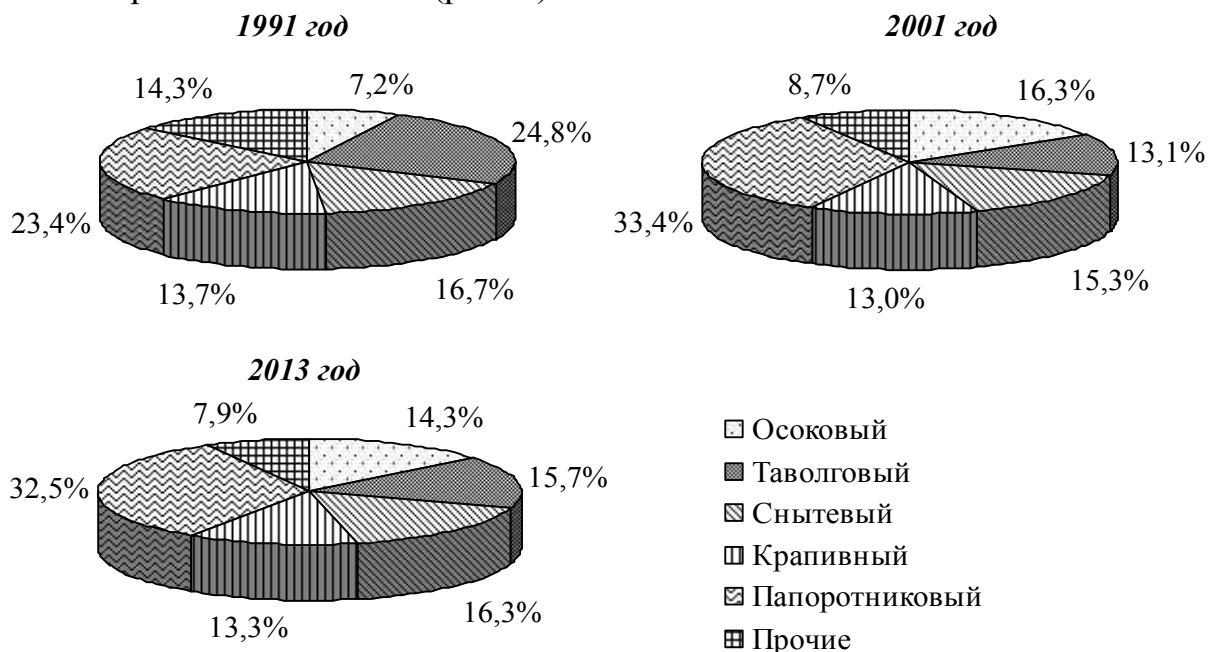


Рис. 1. Динамика долевого участия типов леса черноольховой формации за три ревизионных периода (1991-2013 годы)

Доля высокопродуктивных насаждений ольхи черной (Iб – I классы бонитета) в заповеднике составляет 63,8 % или 9495 га. К ним относятся древостои кисличного, снытевого, крапивного, папоротникового типов леса, что объясняется распространенностью их условий произрастания, для которых характерны почвы с наиболее богатыми разностями: торфянисто-глеевые, глубокогумусированные супеси и суглинки, средне- и сильнообводненные [18]. Среднепродуктивные древостои ольхи на территории ПГРЭЗ составляют 36,2 % от их общей площади. Низкопродуктивные насаждения ольхи на территории заповедника отсутствуют. Особенности условий произрастания, для которых характерен сильнообводненный застойный водный режим почв, объясняет наименьшее долевого участие ольсы кисличного (5,1 %), болотнопапоротникового (0,7 %) и ивнякового (2,2 %).

Установлено [19, 20], что снижение доли ольхи в площади лесного фонда республики по причине проведения мелиорации и рубок главного пользования приводит к увеличению порослевых ольсов, а неудовлетворительное семенное возобновление после рубки может их трансформировать в березняки и осинники, особенно на широко распространенных в Полесье нарушенных гидролесомелиорацией землях.

Изменения гидрологического режима территории заповедника путем проведения противопожарных мероприятий, включающих подтопление торфяных массивов путем отсыпки перемычек на мелиоративных каналах различного порядка, закрытие затворных заграждений, устройство шандорных заграждений, обвалование действующих водотоков и т.д. в первый ревизионный период (1991-2001 годы) привело к образованию условий для формирования новых участков черноольшаников различных типов леса и распространения в целом данной породы, что подтверждает изменение со временем долевого участия типов леса рассматриваемой формации (рис. 2).

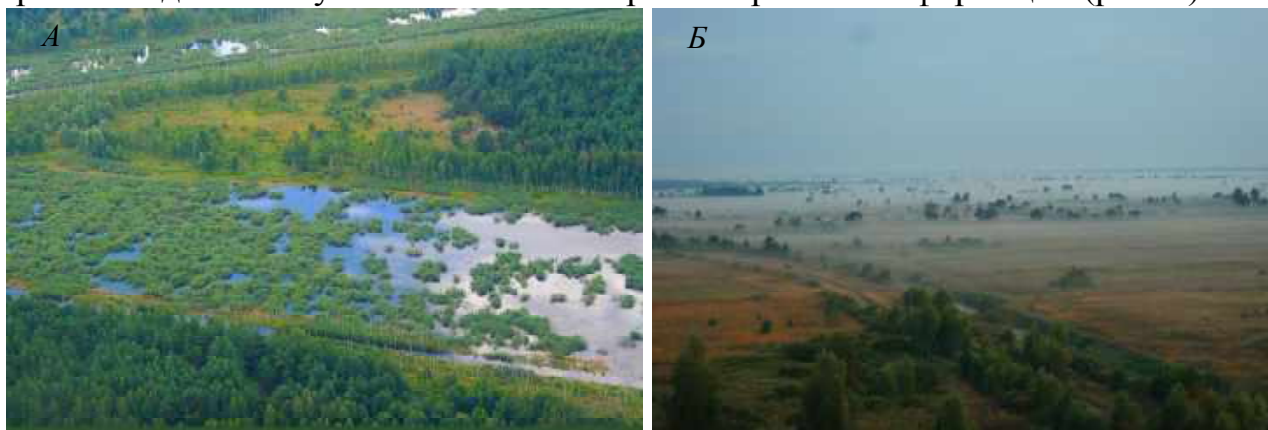


Рис. 2. Естественное возобновление мягколиственных пород в условиях изменения гидрологического режима земель бывшего сельхозпользования (А – Пирковское затопление, Б – бывшие сельхозугодья «Бабчинский луг»)

На протяжении предыдущего и начала текущего ревизионных периода на территории заповедника отмечается стабилизация долевого участия типов леса черноольховой формации.

Ольха черная лучше других пород переносит высокую обводненность почв. Чем выше проточность грунтовых вод, тем условия для роста ольхи благоприятнее. Она успешно растет на почвах со значительным колебанием грунтовых вод, в том числе заливаемых весенними паводками. Эдафический ареал ольхи черной определяется шириной проявления низинного болотообразовательного процесса и распространяется на дерново-подзолисто-глеевые и перегнойно-подзолисто-глеевые влажные почвы, которые являются коренными местопроизрастаниями дубрав и ельников. В этих пределах она способна создавать высокопродуктивные насаждения. Ольха черная выступает в основном в качестве коренной породы, но способна создавать и производные фитоценозы [21]. Отсюда вытекает возможность расширения за счет ольхи площадей других ценных лесообразователей (дуб, ясень и т.д). Коренные типы леса ольсов занимают 76,7 % лесопокрытой площади заповедника, на которой произрастает

данная порода. На долю производных типов леса приходится 23,6 %. Важным свойством ольхи является способность интенсивно возобновляться семенным и порослевым путем. Черноольховые древостои, в основном, имеют смешанное происхождение, причем, количество порослевых деревьев увеличивается в более обводненных типах условий произрастания [21].

Полученные в результате исследований данные естественного возобновления в преобладающих типах леса средневозрастных черноольшаников ПГРЭЗ показали, что породный состав, густота подроста зависит от типа ольсов. (рис. 3, 4).

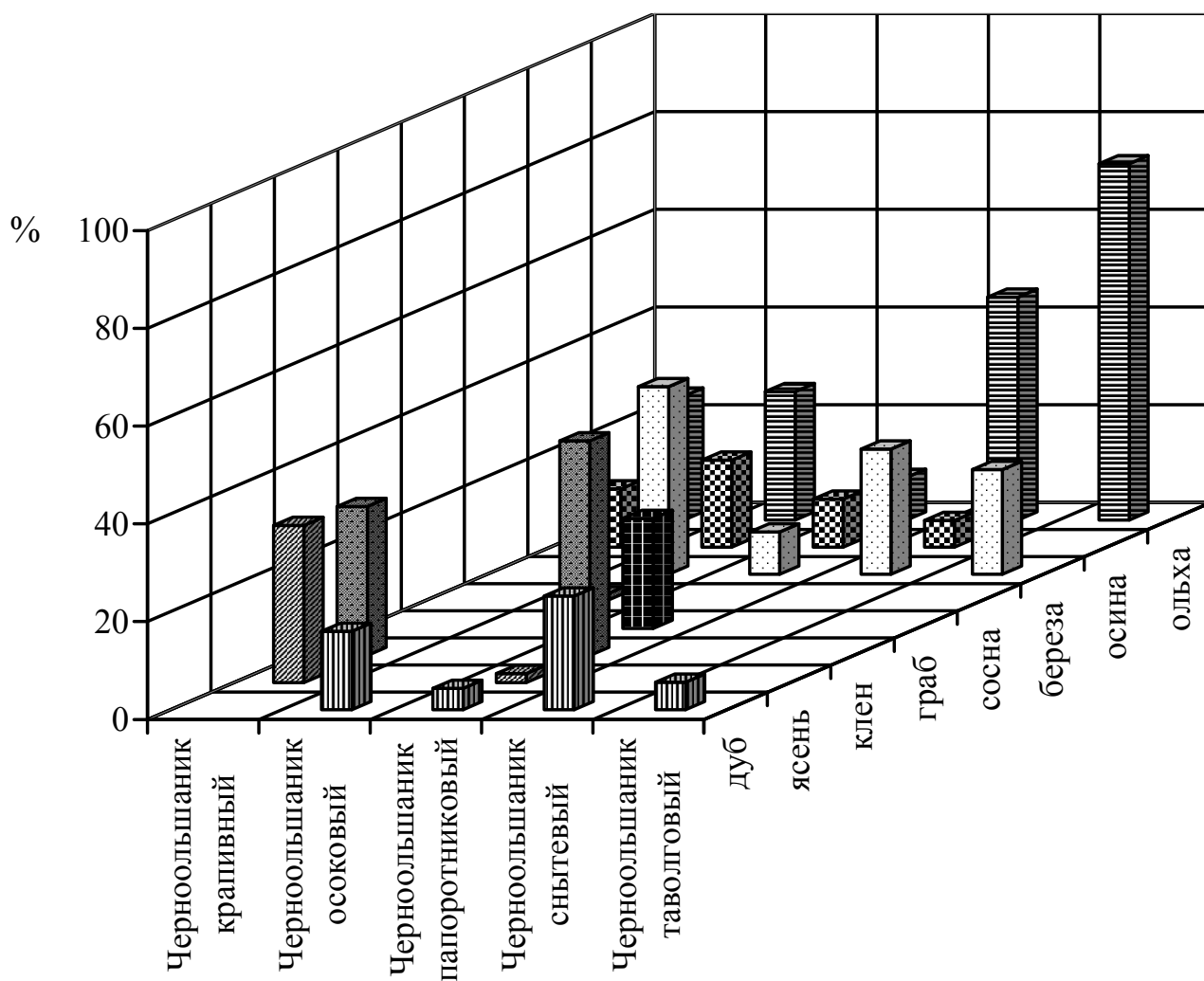


Рис. 3. Долевое участие пород в составе подроста под пологом черноольшаников

Состав подроста черноольшаника папоротникового образуют семь пород: дуб и осина (по 1 единице), ольха и береза (по 1-2 единицы), граб (3-4 единицы), клен (2 единицы) и ясень (до 5 % от состава). В ольсе папоротниковом отмечается господство клена над остальными породами подроста, что подтверждает средняя густота (2400 шт./га), высокое долевое участие в составе (44,0 %) и встречаемость под пологом (77,8 %). Средний возраст деревьев клена составляет 7 лет, а высота – 1,5 м (табл. 3).



Рис. 4. Распространенные типы черноольшаников на территории ПГРЭЗ (А, Г – ольс таволговый, Б – ольс папоротниковый, В – ольс снытевый, Д – ольс осоковый)

Таблица 3

Естественное возобновление под пологом ольса папоротникового

Порода	Встречаемость породы, %	Средние			Долевое участие качественных категорий возобновления, %			Превалирующая категория крупности подроста
		густота, шт./га	возраст, лет	высота, м	хорошее	удовлетворительное	не удовлетворительное	
<i>Ольха черная</i> <i>Alnus glutinosa</i> L.	55,6	474	6	2,4	-	22,2	33,3	крупный
<i>Дуб черешчатый</i> <i>Quercus robur</i> L.	33,3	237	12	2,2	-	-	33,3	крупный
<i>Клен остролистный</i> <i>Acer platanoides</i> L.	77,8	2400	7	1,5	33,3	11,1	33,3	средний
<i>Ясень обыкновенный</i> <i>Fraxinus xcelsiior</i> L.	11,1	104	3	0,4	-	-	11,1	мелкий
<i>Граб обыкновенный</i> <i>Carpinus betulus</i> L.	66,7	1229	4	0,9	-	22,2	44,4	средний
<i>Береза пушистая</i> <i>Betula pubescens</i> Ehrh.	44,4	474	5	1,3	-	11,1	33,3	средний
<i>Тополь дрожащий</i> <i>Populus tremula</i> L.	22,2	533	4	0,5	-	11,1	11,1	средний

В возобновлении преобладает в основном средний по крупности подрост. На хорошее протекание возобновительного процесса у клена в папоротниковом типе указывает обеспеченность его благонадежным подростом, которого больше, чем приводится в литературе (100 шт./га) [21]. Благодаря этому восстанавливается 27,4 % площади этого типа леса, что позволяет утверждать об увеличении в перспективе его долевого участия (2-3 единицы) в составе ольса. По долевному участию (22,5 %) и густоте подрост граба (1229 шт./га) уступает только клену. Равномерно произрастающие под пологом (встречаемость – 66,7 %) его деревца имеют высоту 0,9 м и возраст – 4 года. Редкий подрост дуба (237 шт./га) и ясеня (104 шт./га) произрастает группами, преимущественно в окнах. Долевое участие данных пород в составе незначительное (дуб – 4,4 %, ясень – 1,9 %). Подрост дуба заметно отличается от граба по возрасту (12 лет против 3) и высоте (2,2 м против 0,4 м).

Среди мягколиственных пород возобновление ольхи черной (55,6 %) встречается чаще, чем березы (44,4 %) и осины (22,2 %), несмотря на практически равное их доленое участие в составе яруса подростка. Ольховый подрост старше (6 лет) и выше (2,4 м), чем березовый (5 лет, 1,3 м) и осиновый (4 года, 0,5 м). Осиновое возобновление сосредоточено в куртинах (533 шт./га), в отличие от неравномерного березового (474 шт./га) и ольхового (474 шт./га).

Возобновление ольхи черной под пологом папоротникового типа ольсов протекает неудовлетворительно, тем не менее, площадь занимаемая древостоями этого типа сохранится, поскольку обводненность почв исключает возможность увеличения доли других формаций за счет смены основного яруса [19, 21]. Анализ литературы свидетельствует, что для этого типа леса свойственно удовлетворительное возобновление, чего не наблюдается в ольсах ПГРЭЗ. Полученные результаты оценки возобновления ольхи показывают, что в данном типе возобновительный процесс протекает медленно. Смены ольхи в составе подростка и основном ярусе здесь не произойдет, только повысится в составе доля клена, произрастающего в крайних для него почвенно-грунтовых условиях.

В черноольшанике снытевом исчезает из состава подростка ясень, клен и граб. Ярус образуют дуб (2-3 единицы), ольха (4-7 единиц), береза (1-3 единицы) и осина (1-2 единицы). Возобновление ольхи в данном типе леса (встречаемость – 100 %, густота – 911 шт./га, доленое участие – 45,6 %) протекает лучше, чем всех остальных пород подростка. По возрасту (5 лет) и высоте (1,5 м) подрост ольхи схож с подростом березы (табл. 4). На временное произрастание в окнах древесного полога снытевых черноольшаников подростка осины указывает ее доля в составе подростка (5,5 %) и встречаемость (16,7 %). Средняя густота (111 шт./га), высота (1,0 м) и возраст (3 года) говорит о том, что имеется угнетение возобновления осины со стороны других пород, что приведет к его отпаду.

Возобновление березы превалирует по высоте (1,6 м) над остальными породами при среднем возрасте 5 лет. Несмотря на старший возраст (7 лет), подрост дуба ниже (1,5 м) и испытывает влияние березы и ольхи из-за господства их возобновления по высоте и густоте. Исследованиями ученых [19-21] отмечено, что определяющим фактором фитоценотической устойчивости

ольхи в снытевом типе является влажность почв, которая тормозит естественное восстановление коренных пород, в том числе и березы. Оценка возобновительной способности дуба и березы показала, что свойственные для роста ольхи условия произрастания определяют ее господство, как в основном древесном ярусе, так и в подросте.

Таблица 4

Естественное возобновление под пологом ольса снытевого

Пород	Встречаемость породы, %	Средние			Долевое участие качественных категорий возобновления, %			Превалирующая категория крупности подроста
		густота, шт./га	возраст, лет	высота, м	хорошее	удовлетворительное	не удовлетворительное	
<i>Ольха черная</i> Alnus glutinosa L.	100,0	911	5	1,5	-	50,0	50,0	средний
<i>Дуб черешчатый</i> Quercus robur L.	66,7	467	7	1,5	-	-	66,7	средний
<i>Береза пушистая</i> Betula pubescens Ehrh.	66,7	511	5	1,6	-	33,3	33,3	крупный
<i>Тополь дрожащий</i> Populus tremula L.	16,7	111	3	1,0	-	-	16,7	средний

Ярус подроста в черноольшанике осоковом образуют береза (до 7 единиц), ольха (3-6 единиц), дуб (до 6 единиц), осина (до 7 единиц) и сосна (до 5 % от состава). В данном типе отмечается превалирование возобновления березы (637 шт./га) и ольхи (437 шт./га) над остальными породами (табл. 5), что обусловлено условиями мест произрастания.

Таблица 5

Естественное возобновление под пологом ольса осокового

Порода	Встречаемость породы, %	Средние			Долевое участие качественных категорий возобновления, %			Превалирующая категория крупности подроста
		густота, шт./га	возраст, лет	высота, м	хорошее	удовлетворительное	не удовлетворительное	
<i>Ольха черная</i> Alnus glutinosa L.	66,7	437	8	2,8	22,2	11,1	50,0	крупный
<i>Дуб черешчатый</i> Quercus robur L.	22,2	267	3	0,5	-	-	22,2	мелкий
<i>Сосна обыкновенная</i> Pinus sylvestris	5,6	22	7	3,0	-	-	5,6	средний
<i>Береза пушистая</i> Betula pubescens Ehrh.	55,6	637	6	1,4	11,1	-	44,4	средний
<i>Тополь дрожащий</i> Populus tremula L.	33,3	296	2	0,7	-	11,1	22,2	средний

Известно, что по мере распространения болотистых участков идет формирование насаждений с доминированием в составе березы пушистой. Чем

меньше застойность вод места произрастания, тем меньше ее примесь в составе ольса [21]. Равномерное произрастание возобновления ольхи встречается под пологом чаще (66,7 %), чем березы (55,6 %), у которой подрост растет неравномерно. На подрост ольхи приходится 26,3 % состава, березы – 38,4 %. Полученные результаты показывают, что в условиях ольса осокового лучше развивается ольховый подрост, чем березовый. На это указывают их различия по средней высоте (ольха – 2,8 м, береза – 1,4 м) и возрасту (ольха – 8 лет, береза – 6 лет). В осоковом типе естественное возобновление ольхи протекает успешнее, чем в ранее рассмотренных черноольшаниках. Древесный ярус данного типа будет восстанавливаться преимущественно ольхой, о чем свидетельствует произрастание на 22 % площади этого типа леса ее хорошего и 11,1 % – удовлетворительного возобновления.

Оценка березового возобновления показывает на ее постоянное присутствие в составе подроста и в основном ярусе древостоев в примеси, что согласуется с литературными данными [21]. В рассматриваемом типе леса черноольшаников ПГРЭЗ отмечено сходство в протекании возобновления дуба, осины и сосны. Подрост этих пород произрастает куртинами, преимущественно в повышенных местах, среди окон древесного полога. Малая густота (22 шт./га) подроста сосны и плохое возобновление объясняется ее фитоценотической неустойчивостью к условиям произрастания [21]. Долевое участие в составе подроста дуба (16,1 %) и осины (17,8 %) различается мало, также наблюдается небольшое отличие по возрасту (3 года против 2 лет) и высоте (0,5 м и 0,7 м).

В ольсе таволговом подрост представлен тремя породами – дубом (до 5 % состава), березой (до 2 единиц) и ольхой (7-8 единиц). Такой породный состав типичен для этого типа леса [19, 21]. Под пологом насаждений таволгового типа, как и осокового, отмечается господство подроста ольхи (табл. 6). Его преобладание обусловлено тем, что с увеличением обводненности торфяных почв снижается их проточность [21].

Таблица 6

Естественное возобновление под пологом ольса таволгового

Порода	Встречаемость породы, %	Средние			Долевое участие качественных категорий возобновления, %			Преобладающая категория крупности подроста
		густота, шт./га	возраст, лет	высота, м	хорошее	удовлетворительное	не удовлетворительное	
<i>Ольха черная</i> <i>Alnus glutinosa</i> L.	100,0	1133	6	2,1	33,3	16,7	50,0	крупный
<i>Дуб черешчатый</i> <i>Quercus robur</i> L.	33,3	89	8	1,4	-	-	33,3	крупный
<i>Береза пушистая</i> <i>Betula pubescens</i> Ehrh.	66,7	333	7	2,0	-	-	66,7	крупный

Долевое участие ольхи в составе подроста составляет 72,9 %, произрастает он под пологом равномерно. В ПГРЭЗ средняя густота возобновления ольхи (1133 шт./га) соответствует отмеченной в литературе (от 800 до 5200 шт./га) [21,

22]. Господство по высоте (2,1 м) шестилетнего подроста над остальными породами говорит о благоприятных условиях для его роста и развития.

Полученные результаты показывают, что ольс таволговый обеспечен благонадежным подростом лучше остальных. Недостаточная густота подроста ольхи под пологом только замедлит в данном типе леса протекание возобновительного процесса. Произрастание подроста отмечается на 33,3 % площадей этого типа. Удовлетворительное и плохое возобновление отмечается на 11,1 % и 50,0 % площадей типа. Подходящие для его роста условия обеспечат восстановление древесного яруса, что согласуется с исследованиями отечественных типологов [21]. В ольсе таволговом из-за увеличения обводненности почвы и снижения проточности вод, непосредственного примыкания торфяных почв к дренирующим почвам, которые обеспечивают быстрый спад вод, создаются условия для образования преимущественно фитоценозов ольхи с небольшой примесью березы [21]. На территории ПГРЭЗ в ольсе таволговом дуб возобновляется плохо, его редкий подрост (89 шт./га) выступает здесь в роли подлеска. На его угнетенное состояние указывает малая высота (1,4 м) в возрасте 8 лет. Береза, как и дуб, несмотря на равномерное (66,7 %) произрастание под пологом ее редкого подроста (333 шт./га), возобновляется в данных условиях плохо, преимущественно на кочковатых участках. Оценка ее среднего возраста (7 лет), высоты (2,0 м) и густоты дают нам основание полагать, что примесь березы в возобновлении при формировании насаждения будет в данном типе минимальна (до 2 единиц).

Черноольшаник крапивный произрастает на плодородных почвах. Состав подроста образуют ольха (до 7 единиц), клен (до 5 единиц) и осина (до 3 единиц), ясень (до 5 единиц). Участие ясеня в ярусе подроста для этого типа ольсов типично [21]. Ольха в данных условиях произрастания является коренной породой. В подросте преобладают твердолиственные породы – ясень (422 шт./га) и клен (400 шт./га). Их доленое участие составляет соответственно 32,2 % и 30,5 %. Сомкнутость полога основного яруса сказывается на возобновлении клена, который произрастает преимущественно в окнах (табл. 7).

Таблица 7

Естественное возобновление под пологом ольса крапивного

Порода	Встречаемость породы, %	Средние			Доленое участие качественных категорий возобновления, %			Превалирующая категория крупности подроста
		густота, шт./га	возраст, лет	высота, м	хорошее	удовлетворительное	не удовлетворительное	
<i>Ольха черная</i> <i>Alnus glutinosa</i> L.	50,0	333	4	1,4	-	-	50,0	средний
<i>Клен остролистный</i> <i>Acer platanoides</i> L.	33,3	400	3	1,3	-	-	33,3	средний
<i>Ясень обыкновенный</i> <i>Fraxinus excelsior</i> L.	50,0	422	7	4,3	-	-	50,0	крупный
<i>Тополь дрожащий</i> <i>Populus tremula</i> L.	16,7	156	3	1,0	-	-	16,7	средний

Его подрост небольшой высоты (1,3 м) и молодого возраста (3 года). У ясеня наоборот – возобновление растет неравномерно (встречаемость – 50,0 %) и превосходит остальные породы подроста по высоте (4,3 м) и возрасту (7 лет).

Осиновый подрост (156 шт./га) растет в окнах древесного яруса куртинами (встречаемость – 16,7 %). Деревца этой породы имеют небольшую высоту (1,0 м) и возраст (3 года). Подрост ольхи, как и ясеня, распространен по площади неравномерно. Его произрастание определяется увлажнением и оторфованностью почв [21]. Малое доленое участие (25,4 %) и густота подроста ольхи (333 шт./га) не обеспечивает нормального протекания возобновительного процесса материнской породы в крапивном типе черноольшаников ПГРЭЗ. По высоте (1,4 м) и возрасту (4 года) ольховый подрост уступает только ясеню, который в пределах эколого-фитоценотического ряда типа *Urticosa*, образует постоянную примесь в составе, что согласуется с исследованиями [21]. Сохранение основного яруса рассматриваемого типа объясняется интенсивным ростом ольхи в молодом возрасте, что приводит к соподчиненности твердолиственных пород – ясеня и дуба.

Заключение. Установлено, что под пологом черноольшаников доминирующих типов произрастают восемь пород подроста: сосна, береза, дуб, осина, клен, ясень, ольха, граб. В зависимости от типа леса состав подроста черноольшаников изменяется от трех до семи пород. Возобновление ольхи встречается во всех типах насаждений. Хорошего качества подрост отмечен на 22,2 % площади осокового и 33,3 % – таволгового типов черноольшаников. Фитоценотическая устойчивость ольхи в местах ее произрастания определит сохранность основного яруса. На 27,4 % площади папоротникового типа леса в его составе в перспективе увеличится доленое участие (2-3 единицы) клена. Сомкнутый полог древесного яруса ольса крапивного и ее интенсивный рост в молодом возрасте, являются главными причинами, лимитирующими смену ольхи твердолиственными породами в данном типе леса.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мелехов И.С. Рубки главного пользования – 2-е изд., испр. и доп. М.: Лесная промышленность, 1966. – 375 с.
2. Мотовилов Г.П. Лесоводственные основы организации лесного хозяйства СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 216 с.
3. Cajander A.K. Metsatyypiteoria. The Theory of Forest Types. Acta Forestalia Fennica. 1925. Vol. 29. P. 1-108.
4. Государственная программа «Лесовосстановление и лесоразведение в лесах Республики Беларусь на период до 2015 года». Минск: Минлесхоз, 1998. – 86 с.
5. Морозов Г.Ф. Учение о лесе / Под ред. В.Г. Нестерова. – 7-е изд. М.-Л.: Гослесбумиздат, 1949. – 456 с.
6. Морозов Г.Ф. Учение о типах насаждений. М.: Сельхозгиз, 1930. – 411 с.
7. Яшнов Л.И. Краткий курс лесоведения и общего лесоводства. М.: Сельхозиздат, 1931. – 211 с.
8. Тимофеев В.П. Роль елового подроста в восстановлении вырубок // Лесное хозяйство. 1968. № 12. С. 9-15.

9. Purcelean S. Rinnovazione naturale e ricostituzione ecologica foreste / Purcelean Stefan // Ital. forest. e Montana. 1981. № 6. P. 271-281.
10. Усеня В.В., Гордей Н.В., Чурило Е.В. Естественное возобновление на гарях насаждений основных лесообразующих пород Беларуси // Сб. науч. трудов Института леса НАН Беларуси. Проблемы лесоведения и лесоводства. Гомель, 2010. Вып. 70. С. 322-329.
11. Сводный почвенно-лесотипологический очерк по Наровлянскому району (Дерновичское, Партизанское, Припятское лесничества), по Брагинскому району (Верхнеслободское, Колыбаньское, Крюковское лесничества), по Хойникскому району (Бабчинское, Радинское, Новопокровское, Тульговичское лесничества) Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Минск, 1991. – 217 с.
12. Проект организации и ведения лесного хозяйства Полесского государственного радиационно-экологического заповедника на 2001-2010 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель, 2003. – 194 с.
13. Проект организации и ведения лесного хозяйства У «Полесский государственного радиационно-экологического заповедник» Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь на 2013-2022 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель, 2012. – 258 с.
14. Государственный учет лесов по состоянию на 1 января 2012 г. (Форма № 1, 2) по Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику. Гомель, 2012. – 18 с.
15. Дерябин Д.И., Букштынов А.Д. Лесоводственное значение хвойного подроста. М.: Лесная промышленность, 1970. – 94 с.
16. Наставление по лесовосстановлению и лесоразведению в Республике Беларусь. ТКП 047-2009 (02080). Введ. 20.05.2009 г. Минск: ОАО «Промпечать», 2009. – 105 с.
17. Леса БССР и пути повышения их производительности / Под общ. ред. А. Савченко. Минск: Гос. издательство БССР. Редакция научно-технической литературы, 1955. – 263 с.
18. Давидов М.В. Ольха. – М.: Лесная промышленность, 1979. – 78 с.
19. Гарбарук Д.К. Динамика площадей черноольховых насаждений Белорусского Полесья // Сб. науч. трудов Института леса НАН Беларуси. Проблемы лесоведения и лесоводства. Гомель, 2007. Вып. 67. С. 32-37.
20. Зеленский В.В. Организация лесохозяйственного производства при переходе к рыночным отношениям. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005. – 155 с.
21. Юркевич И.Д., Гельтман В.С., Ловчий Н.Ф. Типы и ассоциации черноольховых лесов. Минск: Наука и техника, 1968. – 375 с.
22. Меркуль Г.В., Рихтер И.Э. Сохранение и формирование подроста при проведении постепенных рубок в елово-сосновых насаждениях // Сб. науч. трудов. БТИ. Серия лесное хозяйство. Минск, 1993. Вып. 1. С. 39-43.

ЛЕСНЫЕ ПОЖАРЫ И ИХ ОСОБЕННОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛОРУССКОГО И УКРАИНСКОГО СЕКТОРОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

М.В. Кудин

Ведение. Одной из наиболее актуальных проблем природного комплекса территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, и в целом страны, является охрана лесов от пожаров и минимизация их последствий. Современный уровень охраны от пожаров территории лесного фонда общей площадью более 456 тыс. га белорусского (ПГРЭЗ) и украинского (Государственное специализированное производственное комплексное лесное предприятие «Чернобыль пуца») секторов зоны отчуждения не позволяет в полной мере обеспечить экологическую целостность лесных насаждений с их природоохранными и средообразующими функциями, которые сыграли ключевую роль в задержании, а сейчас – в перераспределении радионуклидов чернобыльского происхождения.

В первые годы после катастрофы на атомной станции на территории зоны отчуждения мероприятия по снижению пожарной опасности в лесных насаждениях проводились не достаточно, что оказало существенное влияние на пожароопасную обстановку и привело к необходимости их проектирования и внедрения в практику.

Начиная с 1992 года, на территории лесного фонда украинского сектора была организована лесная пожарная служба и в ближайшие несколько лет практически полностью реализована система плановых противопожарных мероприятий [1].

В белорусском секторе разработка и введение в эксплуатацию архитектурного проекта «Первоочередные противопожарные мероприятия в зоне отчуждения и отселения» начались с 1993 года. Комплекс запроектированных мероприятий включал: устройство противопожарных разрывов в наиболее подверженных к возгоранию насаждениях, водоемов, подтопление торфяных массивов путем отсыпки перемычек на мелиоративных каналах различного порядка, закрытие затворных заграждений, устройство шандорных заграждений, обвалование действующих водотоков, установку противопожарных вышек. В результате выполнения требований проекта в 1998-2001 годах целенаправленно были искусственно подтоплены территории бывших торфоразработок, что привело на обширных площадях к «выпадению» мягколиственных пород.

Анализу причин возгораний посвящено много научных работ [2, 3], базирующихся на достоверных данных, которые свидетельствуют о том, что главной из них является деятельность человека. Долевое участие возгораний, возникших по вине человека от общего их количества, находится в диапазоне от 80,3 до 99,5 % [4].

На территории зоны эвакуации обоих секторов эта зависимость сохраняется. Предпринимаемые меры лесной охраны по минимизации

несанкционированного проникновения граждан на загрязненные радионуклидами земли данных территорий все же не исключают нахождение на них правонарушителей. Сезонность погодных условий и противоправные действия нарушителей контрольно-пропускного режима, включающих несанкционированное проникновение, браконьерство, незаконную ловлю рыбы, вывоз металлоконструкций, заготовку продукции побочного пользования леса и т.д., определяют в пожароопасный сезон количество и площадь распространения лесных пожаров.

Количество возгораний на территории заповедника меньше, чем в гослесфонде лесохозяйственных учреждений. Исследованиями причин горимости лесов [4] установлена тесная связь снижения числа в них возгораний по мере удаления от населенного пункта, что ведет к увеличению затруднений и затрат на их обнаружение и ликвидацию. В полной мере эту зависимость можно применить к территории зоны эвакуации, поскольку здесь не проживает население и полностью отсутствует рекреационная нагрузка.

Несмотря на весь выше перечисленный комплекс противопожарных мероприятий, который тесно сопряжен с экстенсивным ведением лесного хозяйства, горимость насаждений прямо пропорциональна составляющей антропогенного фактора, которая на территории украинского сектора, в силу ряда причин, развита больше, чем в белорусском, о чем свидетельствует число возгораний.

Снижение антропогенного воздействия на лесные насаждения территории зоны эвакуации путем минимизации лесоводственных и лесокультурных уходов и мероприятий содержания территории, привело к увеличению запаса в них лесных горючих материалов с одной стороны. С другой стороны – накоплению лесных горючих материалов благоприятствовало протекание естественных процессов формирования лесных насаждений, в особенности чистых по составу хвойных древостоев искусственного происхождения. Совокупность вышеприведенных причин привела к увеличению в лесных формациях мощности лесной подстилки и запаса естественного опада, являющихся главными факторами, способствующими распространению лесного пожара по площади.

Объекты и методы исследования. С целью оценки тенденций изменения лесных формаций за постчернобыльский период был проведен анализ формационной и возрастной структуры насаждений ПГРЭЗ согласно материалам лесоустройства трех ревизионных периодов 1991-2013 гг. Актуализация количественных характеристик лесных пожаров, произошедших на территории белорусского и украинского секторов зоны отчуждения в период с 1992 по 2012 годы проводилась в соответствии с первичными материалами их учета. Для оценки современного состояния лесного фонда ПГРЭЗ по материалам лесоустройства и исключения влияния изменения его площади в 1993 году на его структуру, таксационные показатели приведены в рамках современных границ заповедника.

Результаты и их обсуждение. В соответствии с материалам лесоустройства [5-8] лесистость ПГРЭЗ (отношение лесопокрытой площади к

общей) составляет 50,3 %. Их анализ за три ревизионных периода (1991 по 2013 годы) показал, что среди насаждений лесообразующих пород основную долю составляют сосновые, занимающие 44,3 % покрытых лесом земель (рис. 1).

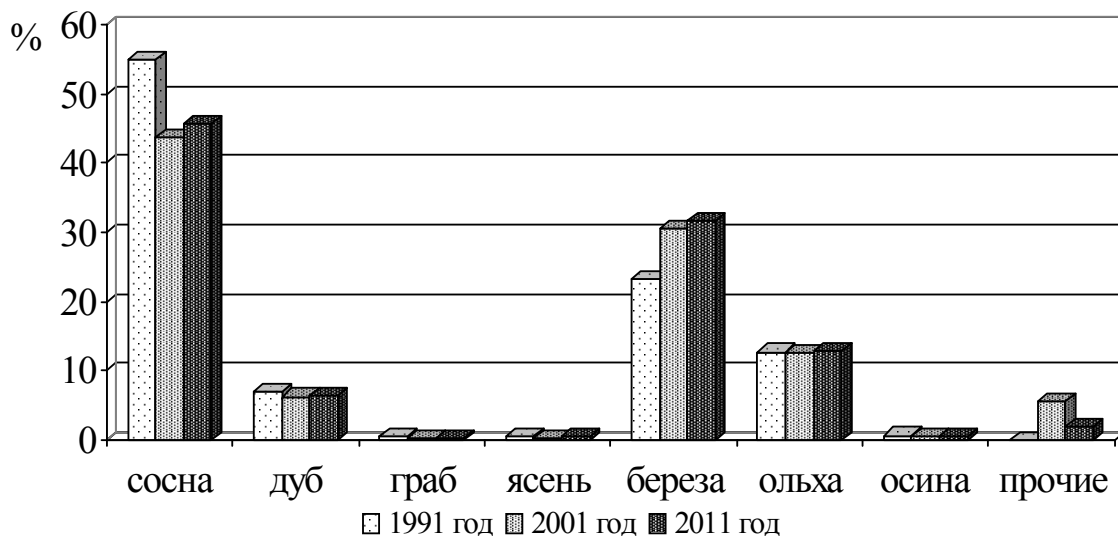


Рис. 1. Динамика породного состава лесов ПГРЭЗ, %

Древостои широколиственных пород занимают всего 7,5 % площади заповедника, причем основная доля приходится на дубовые насаждения. Мелколиственными насаждениями занято 46,9 % лесопокрытых земель ПГРЭЗ, в основном под березовыми и черноольховыми древостоями.

Одним из важнейших показателей, характеризующих состояние древостоев заповедника, является их возрастная структура (рис. 2).

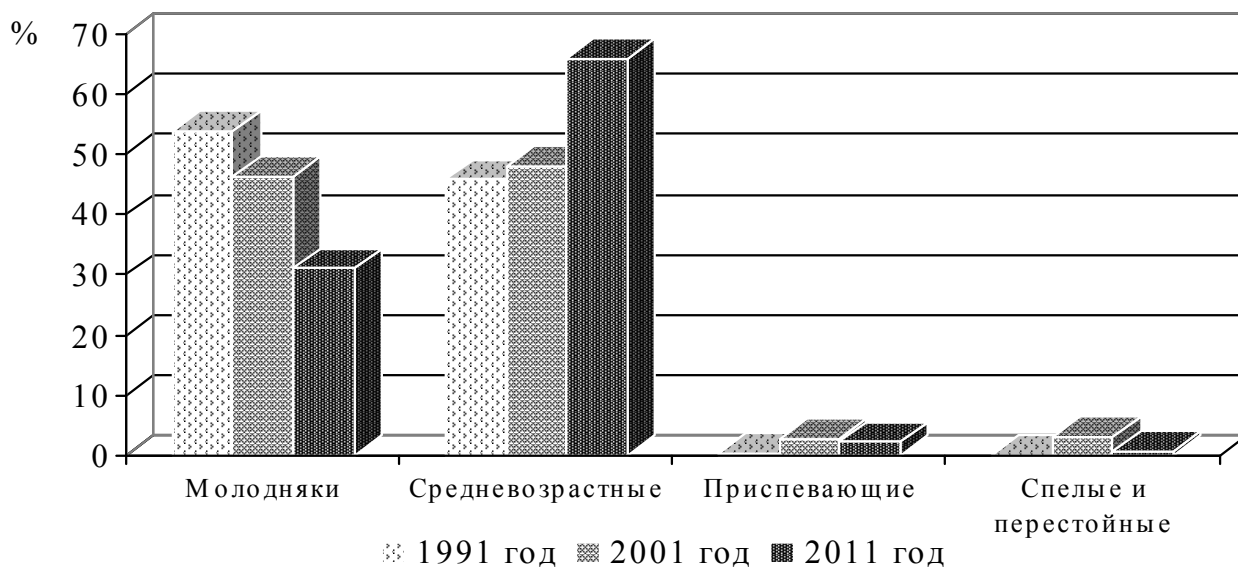


Рис. 2. Динамика возрастной структуры лесов ПГРЭЗ, %

На протяжении трех ревизионных периодов доминирующими группами возраста остаются молодняки и средневозрастные насаждения, занимающие в настоящее время соответственно 35,5 и 75,5 тыс. га. Молодняки и

средневозрастные древостои искусственного происхождения сосновой формации преимущественно чистые по составу занимают 43,1 % всей лесопокрытой площади. Их простая форма и чистый состав ведут к формированию мощной лесной подстилки и увеличению запаса опада над естественным.

Анализ изменения в распределении покрытых лесом земель по классам возраста (рис. 3) показал на снижение за рассмотренный период доли площадей занятых под хвойными (на 56,7 %) и твердолиственными (52,3 %) и их увеличение под мягколиственными молодняками (56,3 %), которые в пожароопасном отношении являются менее горимы в отличие от хвойных. Произошедшие изменения в распределении покрытых лесом земель по группам возраста обусловлены естественным формированием насаждений. Для формаций главных пород это обосновывается в первую очередь снижением интенсивности ведения лесного хозяйства путем ликвидации рубок главного пользования и снижение объемов лесовосстановления. На слабую лесовосстановительную способность лесообразователей влияет недостаток условий для всхода семян на землях бывшего сельхозпользования [9]. За поставарийный период, из-за естественного роста леса и посадки лесных культур, произошел переход древостоев по классам и группам возраста, что привело к увеличению долевого участия высокополнотных насаждений на 11,8 %, в которых отмечается повышенное скопление лесных горючих материалов. Естественным переходом из одного класса возраста в другой на территории ПГРЭЗ объясняется увеличение доли площадей средневозрастных насаждений хвойных и твердолиственных пород, а также приспевающих, спелых и перестойных древостоев.

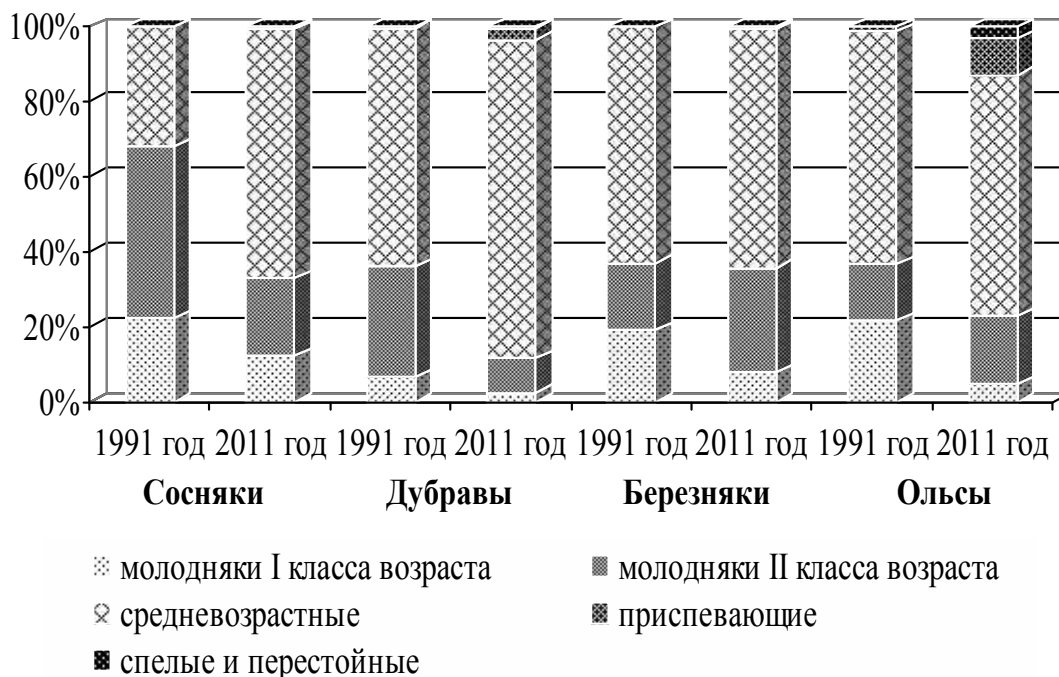


Рис. 3. Распределение насаждений основных лесообразующих пород по группам возраста в разрезе лесных формаций

На основании изложенного выше, лесные насаждения белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС с учетом их структуры, распределения по классам возраста и породного состава характеризуются высоким классом природной пожарной опасности, поскольку наиболее широкое распространение на территории ПГРЭЗ получили сосновые леса, произрастающие на песчаных и супесчаных почвах. В формацию сосновых лесов входит 13 коренных типов леса [10], из которых на территории ПГРЭЗ встречается 11. Превалируют сосняки мшистые и вересковые, относящиеся к потенциально наиболее пожароопасным типам леса.

Немаловажно отметить, что класс пожарной опасности лесного фонда заповедника, в связи с его радиоактивным загрязнением и особенностями природы выпадений радионуклидов, доведен до максимально высокого – первого, а, следовательно, значимость проведения на ней противопожарных мероприятий неоспорима и она затрагивает не только республиканский уровень, но и международный.

Общая площадь, пройденной пожарами территории зоны отчуждения за период с 1991 по 2012 годы составила 25496,1 га, из нее покрытой лесом – 17686,7 га или 69,4 %. Анализ данных показал, что в украинском секторе зоны отчуждения число пожаров в 2,4 раза превосходит белорусский (рис. 4).

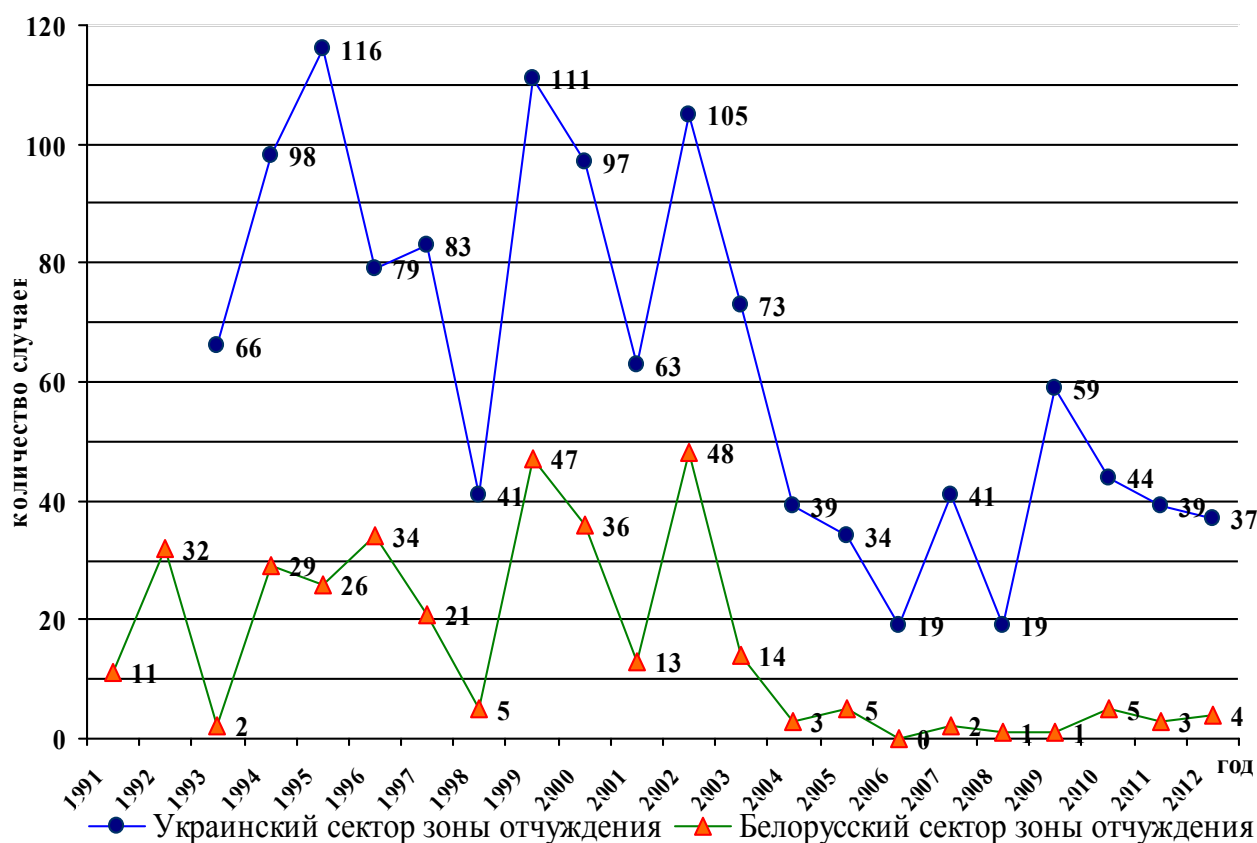


Рис. 4. Количество возгораний на территории зоны отчуждения

Площадь пожаров зоны отчуждения сильно изменяется в зависимости от года (рис. 5). На территории украинской части отмечается один пик лесных пожаров в 1992 году. В результате стихии было уничтожено 12 тыс. га леса, в остальные годы площадь возгораний варьировала от 21,0 до 756,7 га.

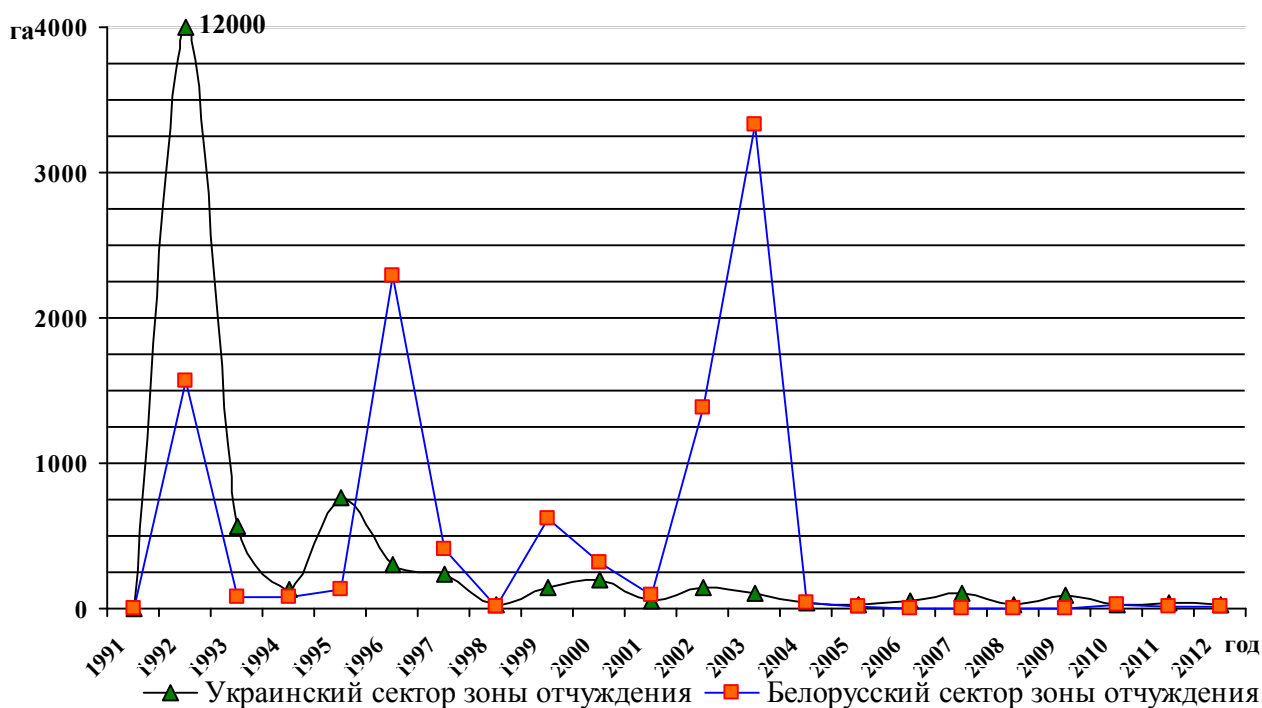


Рис. 5. Площадь лесных и нелесных земель зоны эвакуации, пройденная пожарами различной интенсивности

Одним из важнейших показателей, характеризующих оперативность реагирования лесной охраны и подразделений пожарно-химических станций при определении и ликвидации пожаров, является средняя площадь пожара.

На территории белорусского сектора выделено три пика лесных пожаров, приходящиеся на 1992, 1996 и 2003 годы. Вследствие стихии было уничтожено только за эти три года 4,9 тыс. га леса, в остальные годы площадь лесных возгораний доходила до 161,7 га. Диапазон средней площади пожара белорусской стороны достигает 237,4 га, при условии, что в 2006 году возгорания зарегистрированы не были. Организация службы охраны лесов от пожаров не на должном уровне в первое десятилетие после образования заповедника привела к необходимому разрешению трудностей, включающих вопросы разработки алгоритмов взаимодействия подразделений заповедника с районными, областными подразделениями по чрезвычайным ситуациям и улучшения материально-технического обеспечения. Начиная с 2003 года, когда комплекс противопожарных мероприятий в основной его части был введен и начал работать количество возгораний и их средняя площадь снизились.

Средняя площадь пожаров на территории украинского сектора зоны эвакуации изменяется от 0,5 до 8,6 га, что имеет существенное различие по отношению к подобным данным белорусской части (табл. 1). Если исключить пожароопасный сезон 1992 года, то видно, что число возгораний на территории ГСПКЛП «Чернобыль пуца» выше по отношению к территории ПГРЭЗ, а средняя площадь возгорания меньше. На основании приведенных данных можно судить о том, что решение вопросов охраны лесов от пожаров на раннем этапе (начиная с 1993 года) привело к снижению их горимости.

Таблица 1

Характеристика пожаров на территории зоны отчуждения белорусского и украинского секторов ЧАЭС в период с 1992 по 2012 гг.

Год	Белорусский сектор зоны отчуждения				Украинский сектор зоны отчуждения			
	Число пожаров, шт	Площадь, пройденная пожарами, га	Средняя площадь возгорания, га	Доля лесопокрытой площади, пройденная пожаром, %	Число пожаров, шт	Площадь, пройденная пожарами, га	Средняя площадь возгорания, га	Доля лесопокрытой площади, пройденная пожаром, %
1991	11	5,2	0,47	11,5	-*	-*	-*	-*
1992	32	1569,6	49,04	78,2	-*	12000	-*	100
1993	2	80	40,00	0	66	564,5	8,55	0,3
1994	29	79,98	2,76	13,6	98	127,7	1,30	4,8
1995	26	137,56	5,30	66,8	116	756,7	6,52	0,2
1996	34	2287,2	67,27	69,8	79	296,3	3,75	15,6
1997	21	411	19,57	0	83	231,29	2,79	3
1998	5	9,2	1,84	0	41	22,33	0,54	16,2
1999	47	622,7	13,25	6,9	111	147,28	1,33	13,4
2000	36	311,7	8,66	51,8	97	194,57	2,01	7,6
2001	13	92,1	7,08	0,3	63	49,93	0,79	10,5
2002	48	1377	28,69	7,3	105	149,63	1,43	27,9
2003	14	3324,7	237,48	63,5	73	111,28	1,52	20,17
2004	3	34,4	11,47	36,1	39	39,91	1,02	7,5
2005	5	19,4	3,88	6,6	34	20,97	0,62	20,1
2006	0	0	0	0	19	49,55	2,61	18,8
2007	2	1,75	0,88	34,2	41	107,46	2,62	65,8
2008	1	0,1	0,10	100	19	23,84	1,25	33,6
2009	1	0,6	0,60	100	59	95,74	1,62	20,4
2010	5	23,4	4,68	0	44	24,72	0,56	26,8
2011	3	10,91	3,63	100	39	38,92	1,00	29,5
2012	4	12,9	3,23	0	37	32,15	0,87	42,4
Всего	342	10411,4	30,4	51,7	1264	15084,77	11,9	81,6
Минимум	0	0	0	-	19	20,97		-
Максимум	48	3324,7	237,4	-	116	12000		-
Общее количество лесных пожаров на территории зоны отчуждения								1606
Площадь лесных пожаров территории зоны отчуждения								25496,17

-* данные отсутствуют

Анализ распределения пожаров по видам земель зоны отчуждения белорусского и украинского секторов ЧАЭС в период с 1992 по 2012 гг. показал, что доля числа верховых пожаров незначительна (табл. 2). На территории украинской части зоны отчуждения за рассмотренный период верховые пожары отмечены в 1992 и 1995 годах (2 случая), на территории белорусского сектора – в 1992, 1996 и 2003 годах (5 случаев).

Таблица 2

Распределение лесных пожаров на территории зоны эвакуации по видам земель

Год	Наименование предприятия	Всего		Доля лесов от площади, пройденной пожарами, %	Покрытые лесом земли				Не покрытые лесом земли			
		случаев возгорания, шт.	площадь пройденная пожарами, га		число случаев, шт.	площадь низовых пожаров, га	число случаев, шт.	площадь верховых пожаров, га	число случаев, шт.	площадь земель бывшего сельхозпользования, пройденная пожарами, га	число случаев, шт.	площадь отселенных населенных пунктов, пройденная пожарами, га
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1991	У «ПГРЭЗ»	11	5,20	11,54	3	0,60	-	-	8	4,60	-	-
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Всего по зоне отчуждения		11	5,20	11,54	3	0,60	-	-	8	4,60	-	-
1992	У «ПГРЭЗ»	32	1569,60	78,14	11	868,30	2	358,20	17	343,0	2	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		-	12000,00	100,0	-	-	-	12000,0	-	-	-	-
Всего по зоне отчуждения		33	13569,60	97,47	11	868,30	3	12358,20	17	343,00	2	0,10
1993	У «ПГРЭЗ»	2	80,0	-	-	-	-	-	2	80,0	-	-
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		66	564,50	0,34	2	1,90	-	-	59	539,80	5	22,80
Всего по зоне отчуждения		68	644,50	0,29	2	1,90	-	-	61	619,80	5	22,80
1994	У «ПГРЭЗ»	29	79,98	13,63	7	10,90	-	-	15	68,88	7	0,20
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		98	127,70	4,78	3	6,10	-	-	87	118,40	8	3,20
Всего по зоне отчуждения		127	207,68	8,19	10	17,00	-	-	102	187,28	15	3,40
1995	У «ПГРЭЗ»	26	137,56	66,85	4	91,96	-	-	15	45,60	-	-
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		116	756,70	0,21	-	-	1	1,60	103	734,40	12	20,70
Всего по зоне отчуждения		142	894,26	10,46	4	91,96	1	1,60	118	780,00	12	20,70
1996	У «ПГРЭЗ»	34	2287,20	69,82	6	1011,00	2	585,90	23	690,20	3	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		79	296,30	15,56	6	46,10	-	-	37	214,90	36	35,30
Всего по зоне отчуждения		113	2583,50	63,60	12	1057,10	2	585,90	60	905,10	39	35,40

Продолжение таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1997	У «ПГРЭЗ»	21	411,0	-	-	-	-	-	19	410,30	2	0,70
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		83	231,29	3,93	7	9,10	-	-	53	158,96	23	63,23
Всего по зоне отчуждения		104	642,29	1,42	7	9,10	-	-	72	569,26	25	63,93
1998	У «ПГРЭЗ»	5	9,20	-	-	-	-	-	3	9,10	2	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		41	22,33	17,20	7	3,84	-	-	27	15,79	7	2,70
Всего по зоне отчуждения		46	31,53	12,18	7	3,84	-	-	30	24,89	9	2,80
1999	У «ПГРЭЗ»	47	622,70	8,27	5	43,50	1	8,0	32	570,90	9	0,30
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		111	147,28	14,70	21	21,65	-	-	81	117,99	9	7,64
Всего по зоне отчуждения		158	769,98	9,50	26	65,15	1	8,0	113	688,89	18	7,94
2000	У «ПГРЭЗ»	36	311,70	51,88	6	161,70	-	-	26	149,90	4	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		97	194,57	7,63	23	14,84	-	-	50	151,04	24	28,69
Всего по зоне отчуждения		133	506,27	34,87	29	176,54	-	-	76	300,94	28	28,79
2001	У «ПГРЭЗ»	13	92,10	0,33	1	0,30	-	-	8	91,70	4	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		63	49,93	10,45	15	5,22	-	-	40	37,80	8	6,91
Всего по зоне отчуждения		76	142,03	3,89	16	5,52	-	-	48	129,50	12	7,01
2002	У «ПГРЭЗ»	48	1377,0	7,38	8	101,60	-	-	25	1274,90	15	0,50
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		105	149,63	18,12	24	27,11	-	-	72	70,02	9	52,50
Всего по зоне отчуждения		153	1526,63	8,43	32	128,71	-	-	97	1344,92	24	53,00
2003	У «ПГРЭЗ»	14	3324,70	63,51	3	2,20	1	2109,30	6	1213,00	4	0,20
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		73	111,28	19,99	11	21,25	1	1,0	41	89,03	20	-
Всего по зоне отчуждения		87	3435,98	62,10	14	23,45	2	2110,30	47	1302,03	24	0,20
2004	У «ПГРЭЗ»	3	34,40	36,05	1	12,40	-	-	1	21,90	1	0,10
ГКЛСП «Чернобыльпуца»		39	39,91	7,52	6	3,00	-	-	24	36,91	9	-
Всего по зоне отчуждения		42	74,31	20,72	7	15,40	-	-	25	58,81	10	0,10

Продолжение таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
2005	У «ПГРЭЗ»	5	19,40	6,19	1	1,20	-	-	3	18,10	1	0,10
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	34	20,97	20,08	18	4,21	-	-	10	16,76	6	-
	Всего по зоне отчуждения	39	40,37	13,40	19	5,41	-	-	13	34,86	7	0,10
2006	У «ПГРЭЗ»	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	19	49,55	18,77	6	9,30	-	-	10	40,25	3	-
	Всего по зоне отчуждения	19	49,55	18,77	6	9,30	-	-	10	40,25	3	-
2007	У «ПГРЭЗ»	2	1,75	34,29	1	0,60	-	-	1	1,15	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	41	107,46	65,83	10	70,74	-	-	27	36,72	4	-
	Всего по зоне отчуждения	43	109,21	65,32	11	71,34	-	-	28	37,87	4	-
2008	У «ПГРЭЗ»	1	0,10	100,0	1	0,10	-	-	-	-	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	19	23,84	33,56	6	8,00	-	-	13	15,84	-	-
	Всего по зоне отчуждения	20	23,94	33,83	7	8,10	-	-	13	15,84	-	-
2009	У «ПГРЭЗ»	1	0,60	100,0	1	0,60	-	-	-	-	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	59	95,74	20,44	17	19,57	-	-	41	76,17	1	-
	Всего по зоне отчуждения	60	96,34	20,94	18	20,17	-	-	41	76,17	1	-
2010	У «ПГРЭЗ»	5	23,40	-	-	-	-	-	5	23,40	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	44	24,72	26,78	18	6,62	-	-	18	18,10	8	-
	Всего по зоне отчуждения	49	48,12	13,76	18	6,62	-	-	23	41,50	8	-
2011	У «ПГРЭЗ»	3	10,91	99,91	2	10,90	-	-	-	-	1	0,01
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	39	38,92	29,57	9	11,51	-	-	27	27,41	3	-
	Всего по зоне отчуждения	42	49,83	44,97	11	22,41	-	-	27	27,41	4	-
2012	У «ПГРЭЗ»	4	12,90	-	-	-	-	-	4	12,90	-	-
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	37	32,15	42,40	16	13,63	-	-	21	18,52	-	-
	Всего по зоне отчуждения	41	45,05	30,26	16	13,63	-	-	25	31,42	-	-
Всего	У «ПГРЭЗ»	342	10411,40	51,67	61	2318	6	3061	213	5030	55	3
	ГКЛСП «Чернобыльпуца»	1264	15084,77	81,58	225	304	3	12003	841	2535	195	244
	Всего по зоне отчуждения	1606	25496,17	69,37	286	2622	9	15064	1054	7564	250	246

Верховые пожары являются производными низовых и их возникновению предшествуют условия, к которым относят лесоводственно-таксационную характеристику насаждений, показатели пирологической характеристики лесных горючих материалов, климатические факторы, экспозицию склона, отсутствие естественных преград и др. [11], что в совокупности приводит к фатальному уничтожению лесных древостоев на больших площадях (рис. 6).



Рис. 6. Горельник на территории Верхнеслободского лесничества ПГРЭЗ, образовавшийся вследствие верхового пожара

Формированию сосновых насаждений предшествует и формирование массы лесной подстилки, мощность которой с возрастом древостоя постепенно нарастает. При сгорании лесной подстилки выделяется большое количество тепловой энергии (к примеру, при сгорании лесной подстилки на площади 0,1 дм² в сосняке вересковом выделяется тепловой энергии от 13647 до 17883 кДж/кг), которая «подготавливает» к воспламенению другие горючие материалы. Из вышеизложенного следует, что условия в чистых по составу сосновых насаждениях зоны эвакуации являются оптимальными для развития низового лесного пожара в верховой. Именно в пожароопасный сезон на участках сосняков должен постоянно проводиться мониторинг лесной охраной и подразделениями других ведомств участвующих в обеспечении контрольно пропускного режима.

Анализируя распространение пожаров по категориям земель видно, что 48,3 % пройденной площади белорусского и 18,4 % территории украинского секторов зоны отчуждения приходится на земли бывшего сельхозпользования и территорию отселенных населенных пунктов. Так, к примеру, на территории заповедника за рассмотренный период огнем было уничтожено около 920 строений.

Вывод. Лесные насаждения белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС, с учетом их формационной структуры, распределения по группам возраста и породного состава, характеризуются высоким классом природной пожарной опасности и горимостью. Анализируя выше представленные данные можно утверждать, что верховые пожары являются одним из основных факторов направленности сукцессионных процессов данной территории. Масштаб ущерба всего лишь пяти случаев верховых пожаров на территории зоны эвакуации белорусского сектора привел к уничтожению 3053 га лесных насаждений или

29,3 % от всей площади, пройденной огнем на двадцать два года наблюдений. Аналогичная ситуация прослеживается и на территории украинского сектора, где ущерб от верховых пожаров 1992 года превзошел по площади остальные возгорания.

ЛИТЕРАТУРА

1. Калетник Н.Н. Профилактика и обнаружение пожаров в зоне отчуждения // Сб. науч. трудов / Ин-т леса НАН Беларуси. Гомель. 2002. Вып. 54: Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях. С. 19-21.
2. Диченков Н.А. Изучение пожаров в лесах Белоруссии // Труды МЛТИ. 1976. Вып. 83. С. 40-46.
3. Романов В.С. Дело всех и каждого // Сельское хозяйство Беларуси. 1969. №5. С. 42-43.
4. Усеня В.В., Мыслейко И.Г. Анализ причин возникновения лесных пожаров в Республике Беларусь // Сб. науч. трудов / Ин-т леса НАН Беларуси. Гомель 2002. Вып. 54: Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях. С. 35-40.
5. Сводный почвенно-лесотипологический очерк по Наровлянскому району (Дерновичское, Партизанское, Припятское лесничества), по Брагинскому району (Верхнеслободское, Колыбаньское, Крюковское лесничества), по Хойникскому району (Бабчинское, Радинское, Новопокровское, Тульговичское лесничества) Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Минск. 1991. – 217 с.
6. Проект организации и ведения лесного хозяйства Полесского государственного радиационно-экологического заповедника на 2001-2010 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель. 2003. – 194 с.
7. Проект организации и ведения лесного хозяйства У «Полесский государственного радиационно-экологического заповедник» Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь на 2013-2022 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель. 2012. – 258 с.
8. Государственный учет лесов по состоянию на 1 января 2012 г. (Форма № 1, 2) по Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику. Гомель. 2012. – 18 с.
9. Разработать предложения по изменениям и дополнениям в Концепцию содержания земель зон отселения и отчуждения: отчет о НИР / Полесский государственный радиационно-экологический заповедник / Рук. темы Ю.И. Бондарь. Хойники. 2004. № ГР 20043790 – 77 с.
10. Рихтер И.Э., Климчик Г.Я., Акунович Е.Г., Пирологическая характеристика наземных горючих материалов в сосняках вересковых и мшистых // Сб. науч. трудов / Ин-т леса НАН Беларуси. Гомель. 2002. Вып. 54: Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях. С. 64-67.

11. Юркевич И.Д. Растительность Белоруссии, ее картографирование, охрана и использование / И.Д. Юркевич, Д.С. Голод, В.С. Адериho. Минск: Наука и техника, 1979. – 248 с.

СОСТОЯНИЕ И ДИНАМИКА ЛЕСНОГО ФОНДА НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО- ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

С.В. Коновалов

В соответствии с существующим лесорастительным районированием территории Республики Беларусь [1], леса заповедника относятся к южной подзоне широколиственно-сосновых лесов (грабовых дубрав) Полесско-Приднепровского лесорастительного района, Припятско-Мозырского и Южно-Полесского комплексов лесных массивов.

В настоящее время площадь заповедника составляет 216,1 тыс. га, в том числе покрытой лесом – 120,9 тысячи гектар (56 %) и в соответствии с указом [2] и постановлением [3], вся территория заповедника настоящим лесоустройством отнесена к первой группе лесов, категории защитности "леса заповедников".

Общая площадь основных лесообразующих пород составляет 114,7 тыс. га. Хвойные породы занимают 52,3 тыс. га, твердолиственные – 8,7 тыс. га, мягколиственные – 53,7 тыс. га.

Впервые в лесоводственной практике, по причине загрязнения территории радиоактивными веществами, появилась необходимость организации на значительных территориях особой системы ведения лесного хозяйства, обеспечивающей в течение длительного времени безопасные условия труда и получение нормативно чистой лесной продукции.

В состав отдела лесного хозяйства входят 16 лесничеств, сектор охраны, 3 пожарно-химических станции, егерская служба, общая численность отдела составляет 411 человек. Для охраны территории от несанкционированного проникновения установлено 11 контрольно-пропускных пунктов, на которых осуществляется круглосуточное дежурство.

Работниками отдела лесного хозяйства ежегодно выполняются следующие виды работ:

- посадка лесных культур – 330 га;
- уходы за противопожарными разрывами различной ширины – 409,9 км;
- уходы по квартальным просекам – 363,8 км;
- уходы за противопожарными разрывами вдоль дорог – 281 км;
- уходы за минерализованными полосами вокруг бывших населенных пунктов, кладбищ – 225,5 га;
- уход за водоемами – 96 шт.;

- установка и ремонт противопожарных и радиационно-информационных аншлагов – 300 шт.;
- установка и ремонт шлагбаумов–180 шт.;
- разрубка, расчистка квартальных просек и дорог– 140-150 га общей массой около–2000 м³;
- установка квартальных столбов –110-120 шт.;
- замена и обновление изгороди кладбищ–89 шт.;
- благоустройство памятников, стел, братских могил–53 ед.;
- заготовка посевного материала и закладка лесного питомника–1,0 га;
- изготовление и развешивание искусственных гнездовий–64 шт. на 16 га.

Основной задачей является наблюдение за территорией с использованием системы пожарных наблюдательных вышек и контроль подтопления торфяных массивов с целью недопущения из возгорания.

В среднем в год рубки ухода проводятся на площади около 100 га, рубки обновления и переформирования – на площади около–10-15 га при средней выборке с 1 га – 48 м³, в том числе – 40 м³ деловой и 8 м³ дровяной древесины.

Анализ обследованных выделов, отведенных Проектом лесоустройства под рубки, за последние 5 лет показал, что 27 % древесины соответствует РДУ/ЛХ-2001, частично соответствует – 47 %, не соответствует – 26 % от общего объема. Таким образом, данные величины указывают на ограниченные возможности использования ликвидной древесины, поскольку 64 % деловой древесины не соответствует допустимому уровню содержания ¹³⁷Cs.

Функциональное зонирование территории заповедника согласно [4, 5] определяет наличие двух зон: экспериментально-хозяйственную и заповедную. В основу распределения территории на зоны были взяты такие критерии как наличие редких и исчезающих видов флоры и фауны, уровни радиоактивного загрязнения территории ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{238,239,240}Pu, ²⁴¹Am.

Экспериментально-хозяйственная зона предназначена для сохранения и восстановления природных комплексов и объектов, где допускаются экспериментально-хозяйственные и лесоводственные мероприятия. Здесь также проводятся научные исследования, размещаются здания и сооружения различных служб заповедника.

Заповедная зона – это территория с максимально высокими уровнями радиоактивного загрязнения, на которой не ведется хозяйственная и ограниченная лесоводственная деятельность, за исключением деятельности направленной на:

- поддержание условий, обеспечивающих пожарную безопасность и санитарное состояние природных комплексов и объектов;
- сохранение в естественном состоянии природных комплексов и объектов, предотвращение изменения их состояния в результате антропогенного воздействия;
- выполнение научно-исследовательских работ;
- осуществление мониторинга окружающей среды;
- предупреждение и ликвидацию последствий пожаров и стихийных бедствий;

- проведение мероприятий по борьбе с агрессивными чужеродными видами диких животных и дикорастущих растений;
- выполнение работ по обслуживанию сети дорог;
- уход за кладбищами, памятниками и историко-культурными объектами;
- выполнение органами пограничной службы возложенных на них задач по содержанию и охране Государственной границы Республики Беларусь;
- осуществление охраны и защиты лесов и объектов, в том числе животного и растительного мира;
- выполнение иных задач, установленных законодательством.

С целью смягчения вредных воздействий на природные комплексы и объекты, расположенные в заповеднике, на основании [4] вдоль внешней границы заповедника шириной 1 км. дополнительно установлена охранная зона, на которой ограничена хозяйственная деятельность.

Общий запас насаждений составляет порядка 414,3 тыс. м³. Лесные земли составляют 75,7 % от общей площади заповедника, из которых 73,9 % представлено покрытыми лесом землями (табл. 1).

Таблица 1

Динамика площадей по видам земель за 10-летний ревизионный период

Вид земель	10-тилетний ревизионный период					
	2011 г.		2000 г.		изменения (+, -)	
	площадь, га	%	площадь, га	%	площадь, га	%
1. Общая площадь земель лесного фонда	216093	100,0	216182	100,0	-89	-
2. Лесные земли, всего:	163663	75,7	196079	90,7	-32416	-16,5
2.1. Покрытые лесом земли	120916	56,0	110403	51,1	+10513	+9,5
в том числе лесные культуры	28364	13,1	27016	12,5	+1348	+5,0
2.2. Несомкнувшиеся лесные культуры	2401	1,1	3455	1,6	-1054	-30,5
2.3. Лесные питомники и плантации	-	-	10	-	-10	-100,0
2.4. Не покрытые лесом земли, всего:	40346	18,6	82211	38,0	-41865	-50,9
в том числе:						
– гари, погибшие насаждения	26	-	703	0,3	-677	-96,3
– вырубки	35	-	-	-	+35	+100,0
– прогалины, пустыри	40285	18,6	81508	37,7	-41223	-50,6
3 Нелесные земли, всего:	52430	24,3	20103	9,3	+32327	+160,8
в том числе:						
– пахотные земли	-	-	982	0,5	-982	-100,0
– земли под постоянными культурами	-	-	7	-	-7	-100,0

За десятилетний период наблюдается изменение площади лесных земель на 32416 га в сторону уменьшения, за счет несомкнувшихся лесных культур и непокрытых лесом земель на 42919 га, и увеличения покрытых лесом земель на 10513 га.

Произошедшие за ревизионный период изменения в распределении покрытых лесом земель по группам возраста обусловлены, прежде всего, естественным ростом и развитием насаждений, действием стихийных природных факторов и хозяйственной деятельностью. В целом, в структуре покрытых лесом земель заповедника отмечается увеличение площадей по средневозрастным и спелым и перестойным насаждениям на 44,3 % и 39,7 % соответственно. При этом площадь молодняков уменьшилась на 29,9 %, а площадь приспевающих насаждений уменьшилась на 9,8 %.

Структура покрытых лесом земель по группам пород за ревизионный период не претерпела существенных изменений (рис. 1, 2).

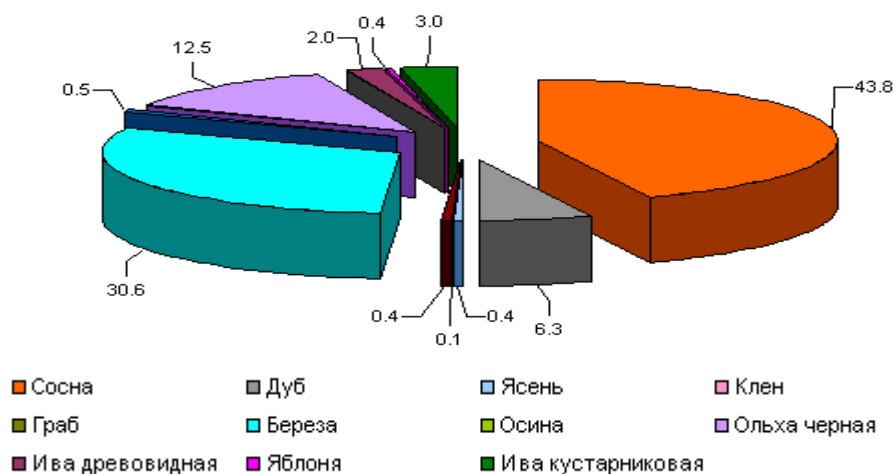


Рис. 1. Распределение насаждений по преобладающим породам по состоянию на 2000 год, %

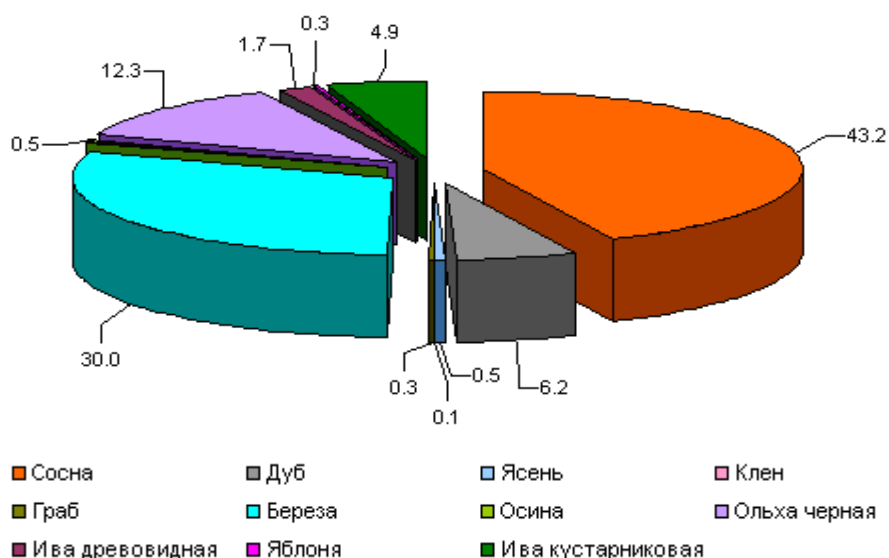


Рис. 2. Распределение насаждений по преобладающим породам по состоянию на 2012 год, %

Общий запас закономерно возрос на 37,2 %, в абсолютной величине на 4939,2 тыс.м³. Средний запас на 1 га покрытых лесом земель увеличился на 28,2 % и составил 159 м³ на га. Увеличение среднего запаса на 1 га покрытых лесом землях наблюдается по всем группам возраста и группам пород. Возрастная структура лесов заповедника показана на рис. 3.

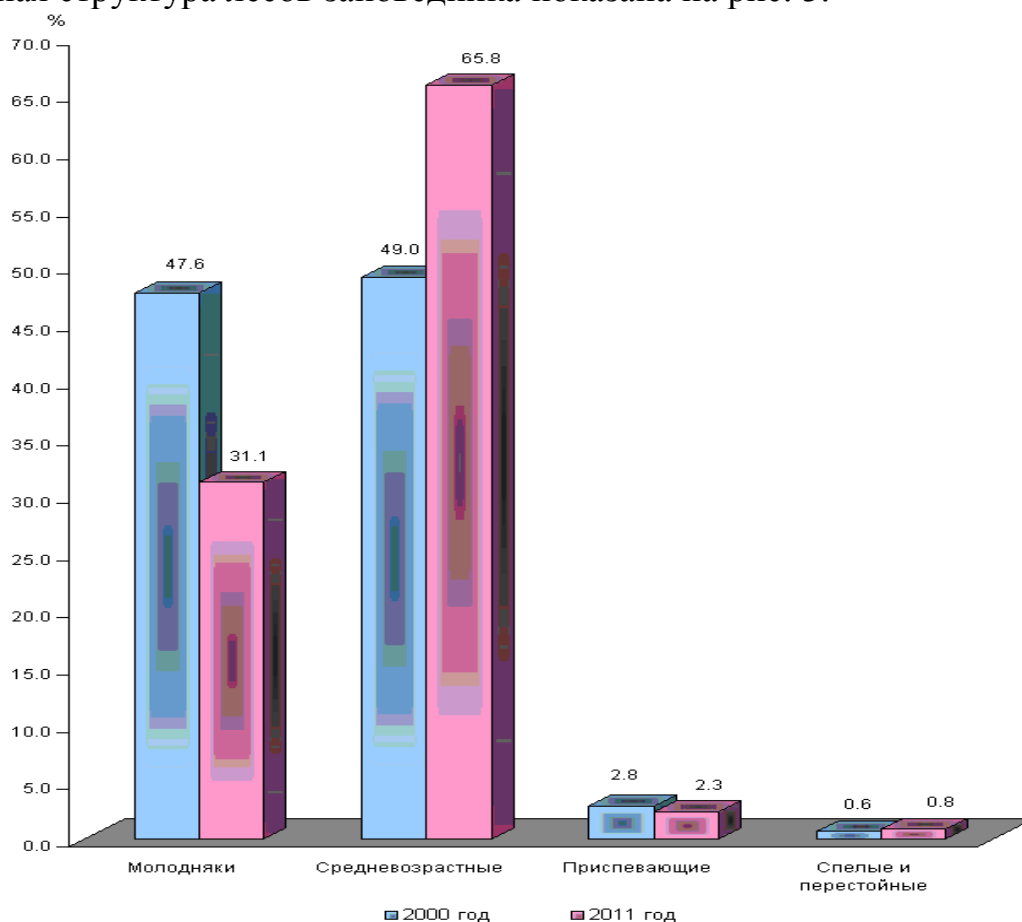


Рис. 3. Динамика изменения возрастной структуры лесного фонда, %

В общей площади лесонасаждений по состоянию на 2012 год преобладают хвойные породы – 48,1 %, мягколиственные составляют – 32,7 %, твердолиственные – 14,4 %, прочие – 4,8 % от площади покрытых лесом земель (рис. 2).

ЛИТЕРАТУРА

1. Юркевич Л.Д., Гельтман В.С. География, типология и районирование лесной растительности. Минск. 1965.
2. Указ Президента Республики Беларусь от 7 июля 2008 г. № 364 «Об утверждении Положения о порядке распределения лесов на группы и категории защитности, перевода лесов из одной группы или категории защитности в другую, а также выделения особо защитных участков леса».
3. Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 23 сентября 2008 года № 1395 «О мерах по реализации Указа Президента Республики Беларусь от 7 июля 2008 года № 364».

4. Указ Президента Республики Беларусь от 21 января 2013 г. № 41 «О Полесском государственном радиационно-экологический заповеднике».

5. Проект организации и ведения лесного хозяйства У «Полесский государственного радиационно-экологического заповедник» Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь на 2013-2022 гг. Т. 1. Пояснительная записка. Гомель. 2012. – 258 с.

СОВРЕМЕННАЯ СТРУКТУРА И ПРОГНОЗ ДИНАМИКИ ЛАНДШАФТОВ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАЗНОВРЕМЕННЫХ АЭРОКОСМИЧЕСКИХ СНИМКОВ И ВЫБОРОЧНЫХ НАЗЕМНЫХ ДАННЫХ

*И.М. Булавик¹, А.Н. Переволоцкий¹, Ю.И. Бондарь, Г.Д. Матусов,
А.Р. Понтус², И.А. Тяшкевич²*

¹РНИУП «Институт радиологии», ²НПРУП «Космоаэрогеология»

Ведение. Ландшафтная структура территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника за прошедшие годы после аварии на ЧАЭС претерпела значительные изменения. Сельхозугодия превратились в залежи, многие мелиоративные системы разрушены и в нескольких местах перекрыты. В результате обширные территории оказались затоплены. Точные контуры затоплений не определены и не оцифрованы. Русло реки Припять мендрирует, берега обваливаются и реальная ситуация в пойме не совпадает с данными топокарт. Из-за пожаров и засух изменился растительный покров и почвенная структура территории ПГРЭЗ. Эти изменения не исследовались в полном объеме, нет новых тематических и топографических карт.

Изучение современного геоэкологического состояния природных ландшафтов заповедника и построение прогноза их динамики наземными методами в полном объеме невозможно из-за значительных площадей и объемов работ, а также из-за риска для здоровья ввиду высоких уровней радиоактивного загрязнения территории заповедника. Для этого наиболее целесообразно широкое использование космических снимков (КС) высокого разрешения и выборочных наземных данных, используемых для тематической классификации (дешифрирования) снимков. В этом случае важнейшей информационной составляющей являются ретроспективные аэрокосмические снимки за максимально длительный период времени. Каждый снимок несет важную информацию о состоянии и динамики природных ландшафтов на дату съемки.

В 2007-2008 гг. на территории ПГРЭЗ такие исследования были проведены в рамках Программы совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы.

Цель исследований – изучить современную пространственную структуру и дать прогноз динамики ландшафтов Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в виде комплекта тематических карт с использованием разновременных аэрокосмических снимков и выборочных наземных данных.

В исследованиях принимали участие РНИУП «Институт радиологии», НПРУП «Космоаэрогеология» и Полесский государственный радиационно-экологический заповедник.

Программа и методика исследований. Для достижения целевой установки решались следующие программные задачи:

1. Подбор и подготовка имеющихся картографических, тематических материалов и разновременных аэрокосмических снимков на территорию заповедника;

2. Подбор и закладка эталонно-калибровочных участков (ЭКУ) на территории заповедника и создание эталонной базы данных (БД) и природных геосистем ПГРЭЗ;

3. Разработка методических основ и технологии тематического дешифрирования природных геосистем заповедника с использованием разновременных аэрокосмических снимков;

4. Компьютерное тематическое дешифрирование пространственной структуры природных ландшафтов заповедника на основе расширенной базы разновременных аэрокосмических снимков;

5. Анализ динамики пространственной структуры природных ландшафтов заповедника на основе тематической классификации разновременных аэрокосмических изображений;

6. Разработка рабочего варианта программного модуля к пакету ArcGIS, предназначенного для анализа динамики природных ландшафтов ПГРЭЗ;

7. Апробация и практическая отработка системы аэрокосмического мониторинга природных ландшафтов и ключевых геосистем заповедника на базе разработанного программного модуля ArcGIS. Также планировалось получить на его основе набор электронных тематических карт на территорию заповедника для их включения в «Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на территориях России и Беларуси».

Одной из задач исследований было создание специальной базы данных космических изображений на территорию заповедника с учетом наличия материалов разновременных космических снимков различных съемочных систем. На некоторых эталонно-калибровочных участках заповедника было проведено тематическое дешифрирование разновременных аэрофотоснимков за периоды 1951, 1966 и 1971 гг. с последующим составлением ортофотопланов территории заповедника. Были использованы космические снимки Landsat 3 MSS-75г., Landsat 5 TM-85г., Landsat 7ETM⁺-1999, 2001, 2003 и 2007 гг., Terra-ASTER-2008г., Метеор 3, ЗМ-1981, 2003г. На некоторые ЭКУ заповедника были дополнительно использованы КС высокого разрешения с индийского аппарата IRS 1C/1D-2007 г.

По результатам тематической компьютерной обработки и предварительного тематического дешифрирования КС ИСЗ Landsat 7 ETM+, Terra (Aster), IRS и др. для уточнения дешифровочных признаков основных компонентов экосистем заповедника, произошедших изменений и их идентификации на КС, было проведено полевое эталонирование результатов дешифрирования на сети ЭКУ и составлена БД эталонных аэрокосмических изображений. После этого была проведена тематическая классификация изображений с обучением.

Дальнейший анализ предварительных тематических карт и расчет статистических показателей производился с использованием разработанного модуля определения изменений на основе программного оборудования (ПО) ArcView GIS.

Для анализа динамики трансформации угодий и оценки современного состояния были использованы материалы аэрофотосъемки 1951, 1969, 1971, 1977 гг., а также космические снимки 1973, 1975, 1985, 2000, 2001, 2003, 2008 годов.

С помощью модуля определения изменений были получены количественные данные произошедших изменений и направления взаимных переходов. Был разработан прогноз динамики изменений на основе ГИС-анализа и тематической обработки разновременной аэрокосмической информации.

Результаты и их обсуждение. Прогноз трансформации природно-растительных комплексов ПГРЭЗ. Данные по динамике основных видов угодий приведены в таблицах 1 - 3. Окончательный вариант классифицированного космического снимка по данным 2008 года приведен на рисунке 1.

Из полученных данных следует, что наиболее радикальные изменения происходят и прогнозируются в дальнейшем по выведенным из сельскохозяйственного пользования землям, прежде всего, бывшим полям. Их площадь сократилась в несколько раз (в наибольшей степени по Наровлянскому району, несколько меньше – Хойникскому и Брагинскому) за счет закустаривания, естественного и искусственного облесения или подтопления и затопления. В абсолютных цифрах в целом по заповеднику снижение составило с 85788 в 1988 г. до 22614 га в 2008 по осушенной залежи, и с 34092 до 23678 га по минеральной залежи за тот же период времени.

Больше всего трансформация коснулась мелиорированных земель, что выражается в уменьшении их доли по сравнению с 1988 г. Эта территория постепенно переходит под закустаренные угодья и под воду.

Значительно увеличение лесистости территории ПГРЭЗ – на 13,6 % по сравнению с 1988 г. По каждому из трех участков ПГРЭЗ (Брагинский, Наровлянский и Хойникский) за 20 лет площадь лесов увеличилась на 14000-16000 га. Причем прирост обеспечивается за счет лиственных пород, в основном, березы. На минеральных почвах и на песках существенно увеличение площади сосновых насаждений. Прогнозируется повышение лесистости в заповеднике и в дальнейшем.

Таблица 1

Динамика и прогноз динамики основных видов угодий ПГРЭЗ за период 1988-2015 гг. по районам, га

Виды угодий, дешифрируемых по РАКС	Наровлянский район				Хойникский район				Брагинский район				Всего по заповеднику			
	1988	2003	2008	2015	1988	2003	2008	2015	1988	2003	2008	2015	1988	2003	2008	2015
Залежь осушенная	18661	8917	3670	1916	36912	25491	9996	6459	30216	14258	8949	7384	85789	48666	22615	15759
Залежь минеральная	8670	7675	5670	911	14841	10723	10309	4296	10581	8713	7698	2391	34092	27111	23678	7598
Лугопастбищные	2774	389	388	121	3966	491	481	92	2204	611	593	190	8944	1491	1462	402
Болото пойменное (низинное), участки затопления	2987	4577	5918	6311	3722	7417	8730	9861	1681	4697	5837	7215	8390	16690	20485	23386
Кустарник	176	3961	5212	6190	1013	9817	11691	13119	403	4028	4501	5610	1592	17807	21403	24919
Лес, в т. ч. сосновый мягколиственный (берёза, ольха)	12915	17416	20126	22719	8331	13411	19721	22971	10871	16589	16904	18790	32116	47416	56751	64480
	10961	13602	19253	22517	11607	15060	19650	24114	6329	12600	14669	18212	28896	41263	53572	64843
Под водой, участки подтопления	1416	1619	1664	1728	2253	3209	5687	6111	917	2537	3967	4261	4586	7365	11318	12099
Под дорогами и постройками	1067	1036	1065	1053	1113	1113	1112	1090	710	690	684	670	2890	2839	2861	2813
Прочие, в т.ч. пески	3818	4272	499	-	4012	1380	737	-	-	-	921	-	7831	5652	2157	-
Торфоразработки	20	-	-	-	343	-	-	-	811	-	-	-	1174	-	-	-
Итого	63465	63465	63465	63465	88113	88113	88113	88113	64722	64722	64722	64722	216300	216300	216300	216300

Таблица 2

Изменения и прогноз изменений основных видов угодий в границах ПГРЭС (составлена по результатам автоматической классификации и компьютерного моделирования данных анализа разновременных космических снимков систем Landsat 7 ETM⁺ 1988г. и Terra-ASTER 2008 гг.)

Виды угодий	1988 г. %	2008 г. %	Изменения за 1988-2008 гг.		2015 г. %	Прогноз изменений за 2008-2015 гг.	
			%	га		%	га
Залежь осушенная	39,7	10,5	-29,2	-63174	7,3	-3,2	-6855,9
Залежь минеральная	15,8	10,9	-4,8	-10414	3,5	-7,4	-16080,3
Лугопастбищные	4,1	0,7	-3,5	-7482,7	0,2	-0,5	-1059,3
Болото пойменное (низинное) и участки подтопления	3,9	9,5	+5,6	+12094,8	10,8	+ 1,3	+2901,2
Кустарник	0,7	9,9	+9,2	+19811,6	11,5	+ 1,6	+3516,1
Лес, в т.ч.: сосновый лиственный (береза, ольха)	14,8	26,2	+11,4	+24634,7	29,8	+ 3,6	+7729,4
	13,4	24,8	+11,4	+24645,5	30,0	+ 5,2	+11271,2
Под водой и участки затопления	2,1	5,2	+3,1	+6731,7	5,6	+ 0,4	+781,6
Под дорогами и постройками	1,3	1,3	0,0	-29,2	1,3	0,0	-47,5
Прочие, в т.ч. пески	3,6	1,0	-2,6	-5674,2	-	- 1,0	-2156,5
Торфоразработки	0,5	-	-0,5	-1173,9	-	-	-
Итого	100	100	-	-	100	-	-

Искусственное облесение в наибольшей степени проведено на бывших сельхозугодиях в Наровлянском районе. Это следует признать наиболее целесообразным, поскольку в условиях радиоактивного загрязнения оптимизируется землепользование и устойчивость естественных ландшафтов.

Почти на 1000 га уменьшилась площадь лугопастбищных угодий в пониженных участках рельефа за счет формирования водно-воздушного режима почвы, близкого к существовавшему до аварии. Соответственно, здесь происходит формирование подтопленных и постепенно заболачиваемых территорий.

Наиболее радикальные изменения в сторону увеличения коснулись затопленных территорий и низинных пойменных болот. Так, площадь первых возросла с 4586 га в 1988 г. до 11318 га в 2008. Площадь пойменных болот увеличилась с 8390 до 20485 га за тот же промежуток времени.

Следует констатировать дальнейшее развитие этих процессов, что связано с продолжающейся деградацией мелиоративной сети.

Однако их интенсивность будет ниже по сравнению с концом 80-х, когда проводились водоохранные мероприятия и уровни грунтовых вод повышались очень быстро. К настоящему времени все пониженные места в основном уже подтоплены и затоплены, поэтому следует ожидать постепенное заболачивание на уже переувлажненных участках.

Таблица 3

Прогноз трансформации основных видов угодий ПГРЭЗ на период с 2008 г. по 2015 г. га, (составлена по результатам компьютерного моделирования и анализа КС систем ASTER и Landsat 7 ETM⁺ 1988, 2003 и 2008 гг.)

Виды угодий дешифрируемых по РАКС	Пашня осушенная (залежь)	Пашня минеральная (залежь)	Лугопастбищные угодья (естеств.)	Болото пойменное (покрытие кустарником до 10%)	Кустарник (покрытие более 60%)	Лес		Под водой	Под дорогами и постройками	Пески (прочие)	Торфозаботки	Площадь на 2008 г.
						сосновый	лиственный					
Залежь осушенная	15759	-	-	2011	2496	-	1672	677	-	-	-	22615
Залежь минеральная	-	7598	-	-	909	5573	9599	-	-	-	-	23678
Лугопастбищные естественные	-	-	402	890	112	-	-	57	-	-	-	1462
Болото пойменное (низинное), участки затопления	-	-	-	20485	-	-	-	-	-	-	-	20485
Кустарник	-	-	-	-	21403	-	-	-	-	-	-	21403
Лес, в т.ч.сосновый, мягколиственный (береза, ольха)	-	-	-	-	-	56751	-	-	-	-	-	56751
	-	-	-	-	-	-	53572	-	-	-	-	53572
Под водой и участки подтопления	-	-	-	-	-	-	-	11318	-	-	-	11318
Под дорогами и постройками	-	-	-	-	-	-	-	48	2813	-	-	2861
Прочие и пески	-	-	-	-	-	2157	-	-	-	-	-	2157
Торфозаботки	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Площадь угодий на 2015 г.	15759	7598	402	23386	24919	64480	64843	12099	2813	-	-	216300

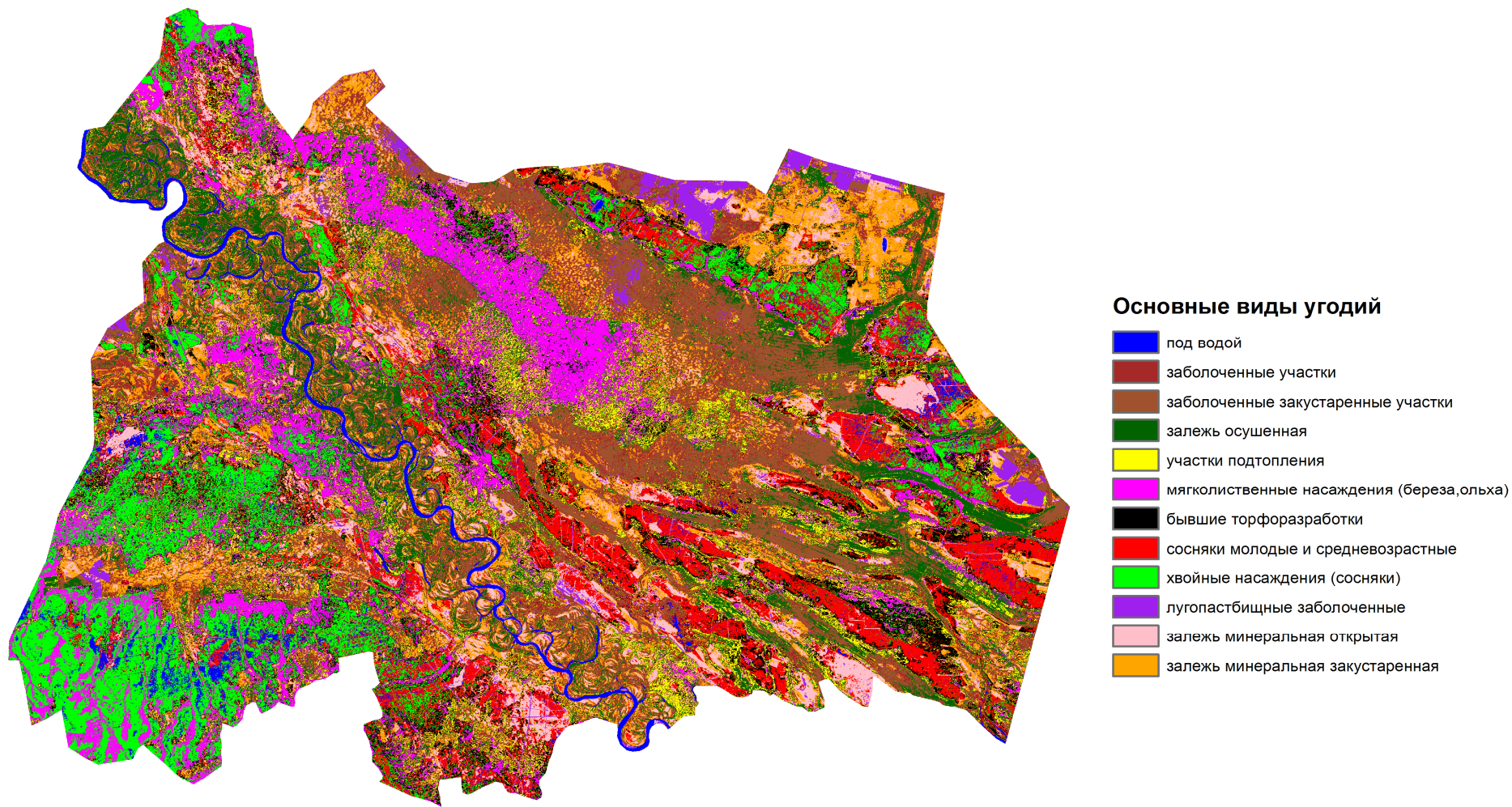


Рис. 1. Фрагмент классифицированного космического снимка Terra/Aster 19.08.2008 г. на территорию ПГРЭЗ

Прогнозная карта расчётных значений вероятности локального подтопления территории ПГРЭЗ. На основе физико-географических данных и компьютерного моделирования был выполнен расчет вероятности возможного подтопления участков территории вследствие заиления и зарастания мелиоративных канав и каналов и определены места первоочередного локального подтопления вследствие выхода из строя водопропускных и водорегулирующих гидротехнических сооружений. По результатам расчета построена прогнозная карта, на которой вероятность локального подтопления отображена в баллах (рис. 2), а также нанесены места первоочередного подтопления при перекрытии водопропускных сооружений.

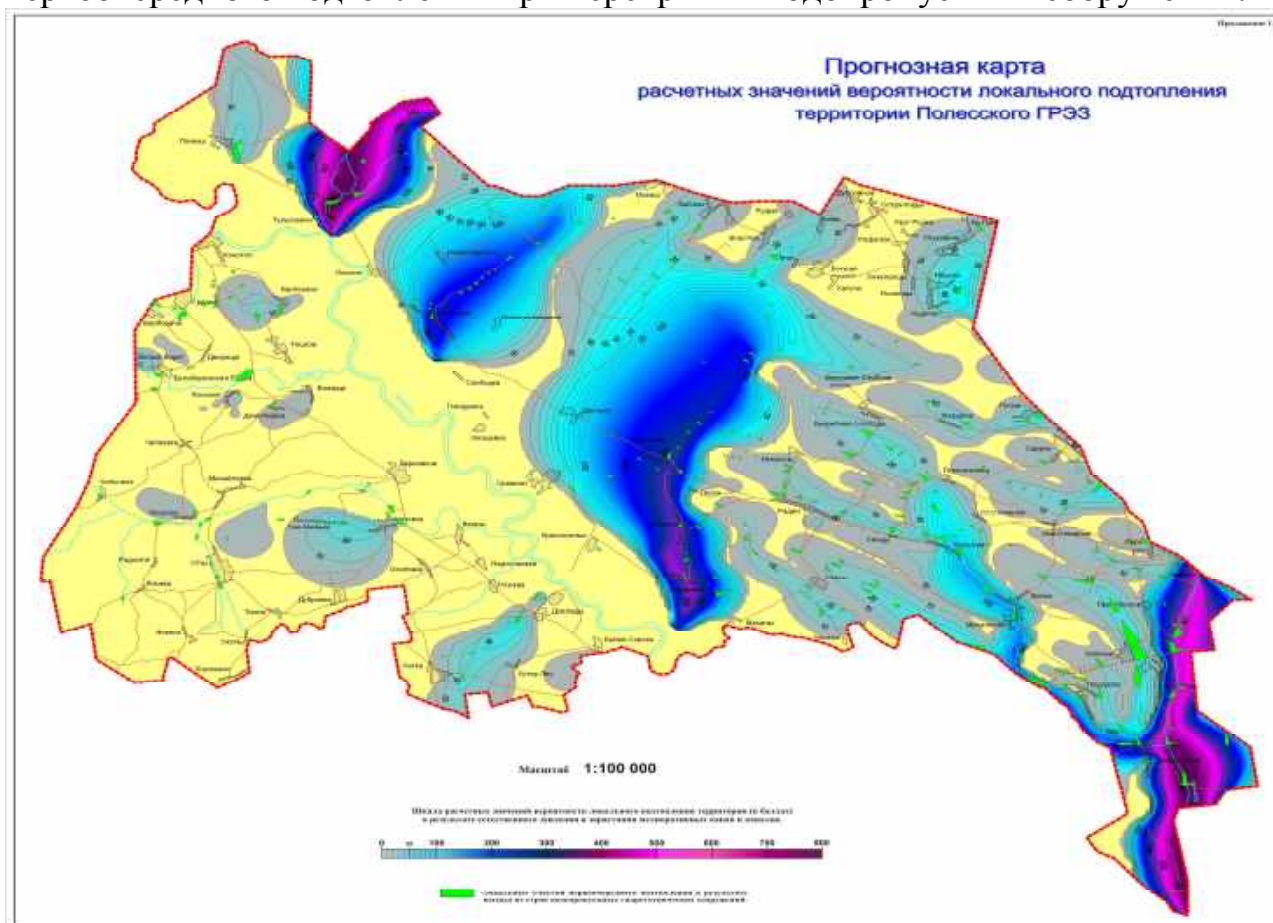


Рис. 2. Прогнозная карта расчетных значений вероятности локального подтопления территории ПГРЭЗ

Анализ полученных данных показал, что фактически постоянному или периодическому (сезонному) подтоплению подвергается около 1 % площади заповедника. Из них около 0,3 % приходится на заброшенные торфяные выработки, а остальные – на характерные понижения рельефа, приуроченные в большом числе случаев к относительным максимумам расчетной вероятности подтопления. Характерно, что значительную роль в формировании подтопления играет работоспособность водопропускных сооружений различных мостов, к которым приурочена значительная часть всех случаев постоянно или длительно наблюдающегося подтопления. В этих случаях фактическое затопление имеет площади в 1,5-3,0 раза больше, чем

схематически указано на карте, вследствие сложного дополнительного влияния микрорельефа, характера почв и почвоподстилающих пород. По результатам работ по проблеме подтопления в целом можно сделать следующие выводы:

1. Локальное подтопление территории ПГРЭЗ в целом зависит от величины концентрированного поверхностного стока и в общей закономерности своего территориального распределения тяготеет к относительным максимумам расчетной вероятности подтопления;

2. Конкретные площади подтопления значительно зависят от условий микрорельефа и характера почв;

3. Основной причиной возникновения локальных подтоплений на сегодняшний день служит ухудшение водопропускной способности мостовых переходов;

4. Может наблюдаться временное (сезонное) или постоянное подтопление локальных участков;

5. Современное состояние мелиоративных систем (их дренирующая и водопропускная способность, с одной стороны, и относительная равномерность зарастания и заиления, с другой стороны) обеспечивает незначительные площади подтопления – около 0,7-1,0 % территории заповедника (приблизительно подсчитанный природно-технический ресурс подтопления за счет состояния мелиоративных систем составляет около 4-7 % от общей площади заповедника при условии отсутствия катастрофических аварий и стихийных бедствий).

6. Необходим регулярный учет технического состояния и работоспособности водопропускных сооружений автодорожного моста через канаву Турья у д. Черновщина и моста через канаву у д. Малейки.

Заключение. В последние десятилетия на территории ПГРЭЗ произошли существенные изменения. Это связано с прекращением сельскохозяйственной деятельности в пределах территории заповедника. Наиболее радикальные изменения произошли в сторону снижения площадей мелиорированных и минеральных залежей за счёт закустаривания, естественного и искусственного облесения, подтопления и затопления. В целом по заповеднику по осушенной залежи снижение составило 29,2 % (с 85788 га в 1988 г. до 22614 га в 2008 г.), и по минеральной залежи на 4,8 % (с 34092 га до 23678 га) за тот же период времени.

Проведенные гидротехнические мероприятия на мелиоративных системах заповедника с целью аккумуляции стока, негативно повлияли на гидрологический режим региона. Вследствие этого оказались затопленными и заболоченными значительные участки территории ПГРЭЗ. На многих участках произошло образование водоемов болотных типов. Под водой оказались многие участки лугопастбищных угодий, мелиорированных земель. Начался постепенный процесс деградации отдельных лесных участков заповедника, расположенных в пониженных элементах рельефа. Хотя этот процесс не настолько динамичен, как появление кустарника на ранее открытых площадях, однако эта негативная тенденция четко прослеживается.

ДИНАМИКА ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ И НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs и ^{90}Sr В СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЯХ СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Г.Д. Матусов, Н.И. Булко¹, И.А. Машков¹, М.А. Шабалева²

¹ГНУ «Институт леса НАН Беларуси»

²УО «Гомельский государственный медицинский университет»

Введение. Поведение радионуклидов в лесных биогеоценозах отличается рядом весьма сложных закономерностей, зависит, с одной стороны, от физико-химических свойств радионуклидов, с другой – от природно-климатических факторов, характера и особенностей биогеоценоза. В различных топографических условиях произрастания лесных биоценозов, отличающихся как по трофности, так и по увлажнённости почв, поведение радионуклидов существенно меняется. На момент начала исследований предполагалось, что в сопряженных ландшафтах оно довольно специфично и характеризуется с одной стороны отсутствием явной направленности процессов перераспределения радионуклидов по элементам ландшафта в лесных биоценозах (закрытая катена) [1, 2], с другой – аккумуляцией ^{137}Cs в повышенных элементах рельефа в агроценозах (открытая катена) [3].

Цель настоящей работы – изучение особенностей изменения мощности дозы (МД), поверхностного загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr , вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr , накопления ^{137}Cs в компонентах фитомассы сосны по элементам сопряжённых лесных ландшафтов в зоне отчуждения ЧАЭС.

Объекты и методика исследований. В основу подбора объектов исследований был положен экологический боровой ряд типологического профиля, состоящий из основных, встречающихся в зоне отчуждения типов сосновых лесов, базирующихся на катене, сформировавшейся на одной материнской породе в виде последовательности почвенных разновидностей, развивающихся на разных формах рельефа, имеющих разные характеристики стока, водного и трофического режима.

На основании изложенного подхода был подобран объект для исследований в квартале 54, Крюковского лесничества ПГРЭЗ на участке мезорельефа с перепадом высот 6,92 м. В направлении от вершины холма до его подножья в 1997 году была заложена трансекта стационара «Крюки» в виде серии последовательно расположенных пробных площадей (ПП) в сосновом насаждении естественного происхождения в типах леса лишайниковом, мшистом, черничном, осоковом (табл. 1).

Почва в первых трех типах леса – дерново-подзолистая песчаная с разной степенью увлажнения – от ксероморфной до полугидроморфной. На последней ПП – торфяная, гидроморфная.

Пробные площади заложены по методикам исследований в лесных биогеоценозах [4].

Таблица 1

Краткая характеристика сосновых насаждений сопряженного ландшафта
на стационаре «Крюки», 1997 год

Показатели	Пробные площади				
	Тип леса	лишайниковый	мшистый	черничный	осоковый
Состав		10С	10С	10С+Б	10С+Б
Возраст, лет		40	40	40	40
Средняя высота, м		9,1	11,9	15,1	12,1
Средний диаметр, см		14,3	14,9	15,9	11,7
Бонитет		IV	III	I	III
Полнота		0,2	0,5	0,9	0,3
Запас, м ³ /га		27	104	208	145
Тип условий произрастания		A ₁	A ₂	A ₃ – B ₃	B ₄
Среднее превышение относительно «0», м		5,15	2,61	1,07	0,08
Уклон, %		12,5	3,9	6,7	0,4
Средняя толщина подстилки, см		1,2±0,2	4,8±0,4	7,6±0,6	5,4±0,2
В продукционном слое почвы (20 см):					
пыль крупная, %		2,2	3,2	3,8	5,7*
физическая глина, %		3,0	5,8	7,8	5,0*
pH _{KCl}		4,0	4,4	3,2	3,0
гумус, %		0,6	0,7	4,12	52,3**
Hг, мг-экв/100 г		2,91	3,39	16,9	285,3
Ca ²⁺ + Mg ²⁺ мг-экв/100 г		1,0	0,21	0,35	14,28
K ₂ O мг/100 г		1,01	0,67	2,27	8,58
P ₂ O ₅ мг/100 г		1,91	3,03	0,42	3,73
N лег. мг/100 г		2,02	2,13	6,38	16,53

*среднее в слое под торфом
**углерод органический

Исследования на трансекте «Крюки» рассчитаны на длительный срок, с периодичностью 7-8 лет. В годы исследований (1997, 2005, 2012) отбор почвы для определения параметров вертикальной миграции ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr проводился на каждой ПП в пределах проекций крон трех модельных деревьев, с которых отбирались компоненты фитомассы. Отбор производился послойно по 5-см слоям на глубину 50-55 см специальным пробоотборником d=140 мм (патент РБ №014277). Кроме того, в ксероморфных и свежих условиях, в пределах проекции крон модельных деревьев в двух точках проводился отбор почвы по 1-см слоям до глубины 20 см.

Отбор подстилки осуществлялся предварительно в каждой точке отбора почвы шаблоном 20×20 см с одновременным замером толщины подстилки. До отбора подстилки в этих точках в 6-кратной повторности определялась AMBIENTная доза излучения (МД) в воздухе и на поверхности почвы. Компоненты фитомассы (кора, древесина, хвоя, побеги) отбирались с каждого модельного дерева по стандартным методикам (отбор коры стругом, напильвание опилок бензопилой, отбор побегов 1-2-летних, 1-2-летней хвои секатором). Дополнительно, отбирались образцы другой растительности по ярусам фитоценозов, а так же грибы.

Параллельно с отбором указанных образцов производился отбор подстилки и почвы (0-20 см) на агрохимические и гранулометрические исследования. Кроме того, в 1997 г. на каждой ПП выполнены почвенные

разрезы, определено строение почвы, отобраны из каждого генетического горизонта почвы образцы на агрохимические и гранулометрические исследования. Кроме них проводились спектрометрические измерения отобранных образцов подстилки, почвы, растительности для определения содержания в них ^{137}Cs и ^{90}Sr , плотности загрязнения радионуклидами и их коэффициентов перехода в растительность. Отдельно в эти же годы производились исследования по определению физико-химического состояния ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке и почве.

Результаты и их обсуждение. В данной работе освещена динамика процессов трансформации отдельных ветвей потоков ^{137}Cs и ^{90}Sr за пятнадцатилетний период (1997-2005-2012 гг.) в сосновых насаждениях основных типов леса в зоне отчуждения, составляющих сопряженный экологический ряд катены на стационаре «Крюки».

Мощность дозы излучения и плотность загрязнения. Первые дни после катастрофы на ЧАЭС около 70-80 % радиоактивных выпадений в лесных экосистемах было сосредоточено в наземной части древесных пород и только 20-30 % осело на почвенный покров. В последующем происходило перераспределение радионуклидов по компонентам биогеоценоза. Основное количество радионуклидов переместилось в лесную подстилку, а затем в почвенные слои, расположенные непосредственно под ней [5]. Динамика изменения МД и плотности загрязнения подстильно-почвенного комплекса (ППК) ^{137}Cs и ^{90}Sr приведена в табл. 2.

Таблица 2

Мощность дозы излучения и плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr на пробных площадях в разных типах леса трансекты «Крюки»

№ ПП	Тип леса	МД (средняя), мкЗв/час						Плотность загрязнения, кБк/м ²					
		на высоте 1,3 м			на поверхности почвы			^{137}Cs			^{90}Sr		
		годы наблюдений											
		1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012
1	С.	1184,8	808,7	565,3	1617,6	1000,1	793,0	8931,8	6386,2	8783,0	641,2	524,7	327,0
2	С. мш.	902,2	623,7	485,6	1118,6	750,2	590,8	5550,0	5675,8	5316,1	780,3	492,3	371,5
3	С. чер.	651,0	463,7	369,3	700,6	537,2	429,6	4795,2	5069,0	4571,2	445,1	839,2	597,7
4	С. ос.	698,3	469,7	354,5	842,8	553,6	415,0	6593,4	4525,1	2929,3	792,5	633,1	546,2

Статистическая обработка результатов показала, что как в 1997 году, так в 2005 и 2012 гг. МД в воздухе на высоте 1,3 м и на поверхности почвы достоверно различались между собой по типам леса. Наибольший уровень МД отмечался на вершине холма в сосняке лишайниковом. Вниз по склону, в сосняке мшистом, МД была ниже, чем в предыдущем типе леса в начальный период наблюдений (1997 г.) на 24 % в воздухе и на 31 % на почве. На подошве холма, в сосняке черничном, она составляла от уровня в сосняке лишайниковом соответственно 45 и 57 %. В котловине, в сосняке осоковом, МД была несколько выше, чем в черничном (в воздухе – на 7 %, на почве – на 20 %).

Процесс снижения МД с течением времени шел достаточно интенсивно. К 2005 году в воздухе она уменьшилась на 31-35 %. У поверхности почвы

наиболее существенные изменения произошли в сосняке лишайниковом, где МД снизилась на 38 %. Меньшая интенсивность снижения отмечена в сосняке черничном – 23 %. За период с 2005 по 2012 годы темпы снижения МД были ниже, чем в период 1997-2005 гг. и составили в сосняке лишайниковом в воздухе 30 %, на поверхности почвы 21 %. В других типах леса уровень снижения МД находился в пределах 20-25 % как в воздухе, так и на поверхности почвы. При этом в сосняках черничном и осоковом МД практически сравнялась. Очевидно, значимый вклад в величину МД в период с 1997 по 2005 год внесли и радионуклиды с периодом полураспада меньше, чем у ^{137}Cs (^{134}Cs и другие).

Таким образом, за прошедшие после аварии на ЧАЭС 27 лет, МД в типах леса, расположенных на одном сопряженном ландшафте зоны отчуждения, достоверно снижалась с уменьшением экспозиции участка от вершины холма до котловины.

Плотность загрязнения ППК ^{137}Cs на пробных площадях в типах соснового леса стационара «Крюки», носит выраженный мозаичный характер. Так, по состоянию на 1997 год в лишайниковом типе леса на вершине холма при средней плотности загрязнения почвы ППК 8931,8 кБк/м² (256,3 Ки/км²) при отборе образцов в 7 точках уровень поверхностного загрязнения колебался от 8700 до 10000 кБк/м². Аналогичная ситуация и в других типах леса. В мшистом типе леса, по сравнению с лишайниковым, плотность загрязнения ^{137}Cs была ниже на 30-45 %, в черничном – на 52-59 %. В тоже время в сосняке осоковом она была выше, чем в прилегающем к нему сосняке черничном на 26-38 %.

Ярко выраженная мозаичность радиоактивных загрязнений, к которой добавилась роющая деятельность кабана, привела к заметным колебаниям плотности загрязнения почвы спустя длительный период после первоначального загрязнения ППК и обусловила заметные колебания плотности загрязнения по периодам исследований на трансекте «Крюки». Однако спустя 15 лет после начала исследований на объекте, соотношение поверхностного загрязнения ППК радионуклидом по типам леса сопряженного ландшафта сохраняется с достаточно заметным трендом снижения плотности загрязнения ^{137}Cs на объекте от 1997 года к 2012 году.

Большая часть зоны отчуждения ЧАЭС имеет довольно высокий уровень загрязнения почвы ^{90}Sr . Район расположения трансекты «Крюки» также достаточно сильно загрязнен этим радионуклидом. Как видно из таблицы 2, характер его распределения в сосновых насаждениях существенно отличается от характера распределения ^{137}Cs . Максимальное среднее загрязнение ^{90}Sr ППК в 1997 году было выявлено на середине склона катены и в нижней ее части – в сосняках мшистом и осоковом. На вершине холма в сосняке лишайниковом содержание ^{90}Sr в ППК было ниже на 18 %, а в черничном типе – на 43-44 %, чем в осоковом и мшистом типах леса.

Спустя 8 лет ситуация на катене изменилась существенным образом. Если в лишайниковом, мшистом и осоковом типах леса плотность загрязнения

ППК ^{90}Sr снизилась, то в черничном типе леса она возросла и остается высокой в 2012 году.

Механизм перераспределения запаса ^{90}Sr по элементам катены за последние 15 лет не может быть объяснен с позиции уменьшения плотности загрязнения ППК за счет естественного распада радионуклида. Возможные причины такой динамики ^{90}Sr в ППК могут быть обусловлены частично дискретным характером выпадений, частично перераспределением радионуклида по катене вследствие большой подвижности и внутрипочвенного стока с формированием биогеохимического барьера этого радионуклида у подошвы холма в сосняке черничном.

Вертикальная миграция ^{137}Cs в ППК. Как отмечалось выше, концентрация ^{137}Cs на пробных площадях трансекты «Крюки» в силу мозаичного характера выпадений подвержена довольно широким колебаниям.

Таблица 3

Вертикальная миграция ^{137}Cs на ПП в разных типах леса трансекты «Крюки»

Слой	Содержание ^{137}Cs , %											
	Сосняк лишайниковый			Сосняк мшистый			Сосняк черничный			Сосняк осоковый		
	годы наблюдений											
	1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012
Мох	12,82	-	-	-	-	0,74	-	-	-	-	-	-
Подстилка	33,56	40,45	10,30	64,52	55,63	22,26	50,71	45,90	22,24	66,77	72,29	57,11
0-5	48,66	52,47	76,56	31,81	29,87	43,72	24,86	29,42	31,49	19,45	15,04	26,59
5-10	1,64	3,89	8,40	1,08	5,21	17,00	11,83	9,94	16,14	4,10	4,18	3,38
10-15	1,12	1,41	2,64	0,96	3,63	4,42	4,26	3,94	7,51	2,97	1,92	1,69
15-20	1,52	0,63	1,03	0,46	1,50	4,73	2,45	2,52	6,69	1,60	1,20	1,32
20-25	0,19	0,52	0,52	0,39	1,40	3,25	1,54	2,08	3,95	1,34	0,68	1,56
25-30	0,17	0,29	0,25	0,22	1,06	1,00	1,57	1,98	3,05	1,03	1,15	0,92
30-35	0,15	0,13	0,11	0,19	0,43	0,96	1,13	1,64	3,52	0,74	0,99	1,20
35-40	0,12	0,08	0,03	0,11	0,41	0,79	0,87	1,10	3,03	0,43	0,71	1,88
40-45	0,02	0,06	0,03	0,10	0,50	0,46	0,66	0,88	1,18	0,44	0,99	1,63
45-50	0,02	0,06	0,07	0,10	0,35	0,29	0,29	0,58	0,72	0,70	0,85	1,68
50-55	0,01	-	0,05	0,05	-	0,36	0,08	-	0,48	0,43	-	1,03

Из таблицы 3 видно, что на момент закладки объекта (1997 г.) в подстилке сосняка лишайникового в ксероморфных условиях содержалось 34-35 % от общего запаса радионуклидов в ППК. При этом в слое почвы 0-2 имелось 45 % радионуклида. Практически весь запас в почве радионуклида был сосредоточен в 20-см ее слое, глубже 20 см – 0,7 % ^{137}Cs .

В сосняке мшистом в свежих условиях произрастания запас в подстилке составил 64-66 %, а в 2-см слое почвы 19,9 %. Оставшееся количество радионуклида в минеральной части ППК сосредоточено в 20-см слое почвы, а глубже мигрировало чуть более 1,1 %.

В сосняке черничном в полугидроморфных условиях содержание ^{137}Cs в 1997 г. в подстилке составило от 51 до 70 % от общего запаса в ППК, в 2-см слое почвы – около 11 %, в 5-см слое – 17-25 %. Свыше 6 % запаса ^{137}Cs

располагалось на глубине более 20 см. При этом глубже 40-см находилось более 1 %.

В сосновом насаждении на гидроморфной почве в подстилке имелось 57-67 % от общего запаса в ППК. В почве до глубины 5 см в торф проникло 19-30 % ^{137}Cs , в слой почвы 5-10 см – 4-7 %. Глубже 20 см проникло 5 %, в т.ч. на глубину 40-55 см – 1,6 %.

При проведении исследований на объекте «Крюки» в 2005 году в сосняке лишайниковом и осоковом содержание ^{137}Cs в подстилке было выше, чем в 1997 году (соответственно на 20 и 34 %). Подобное явление с позиции учета особенностей развития лесных биогеоценозов и миграции в них биогенных элементов труднообъяснимо. Скорее всего, эти различия обусловлены особенностями отбора подстилки и величиной торфяной части подстилки, попадающей в минеральный слой почвы. При этом нельзя исключить возможность более интенсивного поступления ^{137}Cs в надземную часть древесного яруса в отдельные годы между периодами исследований с последующим поступлением в подстилку более активного опада. В то же время, в мшистом и черничном типах леса запас ^{137}Cs в подстилке за 8 лет уменьшился соответственно на 9-11 и 16-24 %.

За последние 7 лет, к 2012 году, по сравнению с 2005 г., во всех типах леса произошло существенное снижение содержания ^{137}Cs в подстилке: в лишайниковом типе леса – на 70-75 %, мшистом – 65-70 %, черничном – 50-55 %, осоковом – 10-15 %. Рост интенсивности очищения подстилки коррелирует с уменьшением увлажненности почвы. Так, из таблицы 3 видно, что процесс вертикальной миграции ^{137}Cs в ППК за 15-летний период характеризуется ростом его интенсивности, сильнее всего в мшистом, черничном, осоковом типах леса.

В лишайниковом типе леса за 15 лет на глубину 20 см мигрировало около 1 % запаса ^{137}Cs в ППК, в основном он концентрируется здесь в слое 0-5 см (к 2012 г. – 76,6 %). В мшистом типе леса к 2005 году глубже 20 см мигрировало свыше 4 %, а к 2012 г. – свыше 5 %, в черничном соответственно 8 и 16 %, осоковом – 8 и 10 %.

Таким образом, прослеживается зависимость интенсивности вертикальной миграции ^{137}Cs от степени увлажнения минеральной почвы. В то же время в осоковом типе леса в торфяной почве содержание ^{137}Cs в слое 50-55 % к 2012 году превысило 1 % при не меньшем содержании его в предыдущих слоях, что дает основание считать, что в гидроморфных условиях этого типа леса идут достаточно интенсивные процессы вертикальной миграции.

Вертикальная миграция ^{90}Sr в ППК. Динамика вертикальной миграции ^{90}Sr в ППК сопряженных типов леса трансекты «Крюки» приведена в табл. 4.

Сопоставляя относительное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю ППК можно констатировать существенные различия в характере и интенсивности вертикальной миграции двух этих радионуклидов во всех типах леса. Так, на момент закладки объекта (1997 г.) в подстилке сосняка лишайникового и мшистого содержалось 29 % общего запаса в ППК, черничном – 20 %,

осоковым – 26 %. При этом необходимо иметь в виду, что в 1997 году содержание ^{90}Sr в мхе в сосняке мшистом составило 8 %, в черничном – 30 %, в осоковом – 2 %. Таким образом, в сосняке мшистом ^{90}Sr в минеральной части содержался в следующих количествах: слой 0-5 см – 35 %, 5-10 см – 18 %, глубже 20 см – 14 %, что в 20,6 раз больше в относительных единицах, чем проникло ^{137}Cs на ту же глубину. Следовательно, на ксероморфных почвах легкого гранулометрического состава, отличающегося промывным режимом, ^{90}Sr вглубь почвы, в отличие от ^{137}Cs , мигрирует весьма интенсивно.

Таблица 4

Вертикальная миграция ^{90}Sr на ПП в разных типах леса транссекты «Крюки»

Слой	Содержание ^{90}Sr , %											
	Сосняк лишайниковый			Сосняк мшистый			Сосняк черничный			Сосняк осоковый		
	годы наблюдений											
	1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012
Мох	-	-	-	8,11	-	0,45	29,67	-	-	2,05	-	-
Подстилка	29,14	27,86	36,44	28,87	34,43	24,21	20,10	24,98	22,24	26,62	29,45	57,11
0-5	33,42	27,71	1,70	31,51	24,18	23,29	36,14	48,82	31,49	28,91	30,25	26,59
5-10	17,81	7,17	10,30	28,64	10,59	13,22	9,1	16,91	16,14	24,14	20,25	3,38
10-15	2,78	6,02	6,36	0,66	8,41	10,04	0,25	4,27	7,51	15,18	11,85	1,69
15-20	1,84	6,34	4,99	1,33	5,61	7,77	0,32	1,73	6,69	2,90	5,03	1,32
20-25	0,69	6,25	4,53	0,66	4,60	3,61	4,16	1,22	3,95	0,05	1,68	1,56
25-30	2,19	5,51	5,73	0,14	3,55	3,04	0,26	0,97	3,05	0,05	0,62	0,92
30-35	1,79	3,45	6,05	-	2,51	2,91	-	0,58	3,52	0,03	0,22	1,20
35-40	2,09	3,45	4,38	0,07	2,79	2,88	-	0,26	3,03	0,04	0,23	1,88
40-45	2,54	3,72	5,25	-	1,59	3,11	-	0,20	1,18	0,03	0,23	1,63
45-50	3,69	2,52	7,55	0,12	1,74	3,09	-	0,05	0,72	-	0,20	1,68
50-55	2,02	-	6,72	-	-	2,38	-	-	0,48	0,02	-	1,03

В тоже время в сосняке мшистом, развивающемся на автоморфной свежей почве, скорость вертикальной миграции ^{90}Sr существенно ниже. Так, до глубины 10 см в минеральной части ППК в 1997 г. содержалось свыше 60 % радионуклида, а глубже 10 см проникло 3 %. В сосняке черничном в полугидроморфной почве в 1997 г. интенсивность миграции ^{90}Sr была еще ниже - до глубины почвы 10 см мигрировало 45 %, а глубже 10 см проникло 5 %.

На торфяной почве сосняка осокового содержание ^{90}Sr в 10-см слое было 53 %, а глубже 10 см проникло 18,3 %.

Последующие исследования на объекте в 2005 и 2012 годах показали, что процессы вертикальной миграции ^{90}Sr в почве и ее перераспределения в слоях идут весьма интенсивно. В тоже время изменение содержания ^{90}Sr в подстилке незначительно: в 2005 г. по сравнению с 1997 г. в лишайниковом типе леса несколько уменьшилось (на 3 %), но возросло в 2012 г. (на 9 %); в мшистом, черничном и осоковом возросло в 2005 г. (соответственно на 6,5 и 3 %), а в 2012 г. уменьшилось в мшистом (на 10 %) и черничном (на 2 %), но возросло в осоковом (на 26 %).

Процессы интенсивной миграции ^{90}Sr на автоморфных почвах по почвенному профилю обусловили в 2005 году содержание радионуклида от общего его запаса в ППК в слое почвы 20-50 см в сосняках мшистом – 13 %,

лишайниковом – 19 %. В тоже время в сосняках черничном и осоковом глубже 20 см проникло только 3,5 % от запаса радионуклида в ППК.

Спустя 15 лет после закладки объекта и 26 лет после загрязнения территории трансекты «Крюки» в ксероморфных условиях сосняка лишайникового глубже 20 см в почве содержится уже свыше 40 % запаса ^{90}Sr в ППК, что в 2 раза больше, чем в 2005 г. В сосняке мшистом содержание ^{90}Sr глубже 20 см превышает 21 %. Достаточно интенсивно последние 7 лет шли процессы вертикальной миграции ^{90}Sr в сосняке черничном, где глубже 20 см содержится более 15 % радионуклида. В сосняке осоковом содержание ^{90}Sr на этой глубине также возросло и превысило 10 %. Причем перераспределение радионуклида шло за счет содержания его в слое 0-20 см. Сравнивая содержание ^{90}Sr в слоях почвы по глубине почвенного профиля в исследуемых сосновых насаждениях, можно констатировать, что вертикальная миграция ^{90}Sr наиболее интенсивно идет на минеральных почвах, причем определенную роль в характере процессов играет увлажнение почвы. Интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs существенно ниже.

Накопление ^{137}Cs в надземной фитомассе сосны. Как видно из таблицы 5, максимальные коэффициенты перехода ^{137}Cs в компоненты фитомассы деревьев основного древесного яруса (сосны) в период с 1997 по 2005 год в большинстве не претерпевали существенных изменений.

Таблица 5

Коэффициенты перехода ^{137}Cs в компоненты фитомассы сосны на пробных площадях в разных типах леса трансекты «Крюки»

Компоненты фитомассы	Тип леса	Среднее значение, $n \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$			Критерий Стьюдента, t			Уровень достоверности, %		
		1997	2005	2012	1997	2005	2012	1997	2005	2012
Кора	С. лиш.	0,47	0,60	0,31	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	0,93	1,03	1,39	2,40	1,95	3,29	92	88	98
	С. чер.	1,45	0,74	1,71	4,75	0,79	2,71	99	53	96
	С. ос.	1,60	1,38	2,79	3,77	3,52	3,46	98	98	96
Древесина	С. лиш.	0,31	0,25	0,18	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	0,49	0,48	0,45	1,42	1,95	2,15	77	88	94
	С. чер.	0,56	0,34	0,62	1,76	1,73	2,63	84	84	97
	С. ос.	0,48	0,55	1,07	1,35	5,83	2,76	75	99	96
Побеги 1-летние	С. лиш.	2,65	2,68	1,40	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	6,67	8,18	6,58	2,75	2,61	3,88	94	94	98
	С. чер.	6,32	6,02	9,18	1,95	1,65	2,81	87	83	95
	С. ос.	5,64	3,95	18,55	2,87	0,56	2,40	95	40	93
Побеги 2-летние	С. лиш.	1,92	1,26	0,57	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	2,44	2,84	2,49	0,78	2,92	3,62	51	96	98
	С. чер.	2,98	2,71	3,02	1,14	2,47	3,23	69	93	98
	С. ос.	3,16	8,71	7,89	0,25	7,99	3,45	50	99	96
Хвоя 1-летняя	С. лиш.	2,04	2,90	1,02	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	6,63	6,48	4,45	4,06	3,48	3,76	98	97	99
	С. чер.	6,36	4,57	6,28	2,11	2,09	3,59	89	90	98
	С. ос.	7,07	5,50	11,25	3,60	2,70	3,07	97	95	95
Хвоя 2-летняя	С. лиш.	1,62	1,08	0,36	-	-	-	-	-	-
	С. мш.	2,24	2,24	2,00	1,38	2,09	4,48	76	90	99
	С. чер.	2,77	2,16	2,58	1,44	2,19	3,86	77	91	97
	С. ос.	3,30	2,57	5,50	2,45	3,79	3,23	92	98	96

Однако, в 2012 году наметилась тенденция снижения коэффициентов перехода ^{137}Cs в лишайниковом и мшистом типах леса и рост их в черничном и осоковом типах леса. Если на втором месте по интенсивности перехода ^{137}Cs в 2005 году стоял мшистый тип леса, а на третьем – черничный, то в 2012 году на второе место по величине коэффициентов перехода ^{137}Cs переместился сосняк черничный, а на первом месте остается сосняк осоковый.

Рост интенсивности перехода ^{137}Cs в кору во всех типах леса был не высок. После древесины наименее загрязненной в насаждениях транссекты «Крюки» в 2005 году оставалась кора.

К 2012 году в лишайниковом, мшистом, черничном и осоковом типах леса существенных изменений в коэффициентах перехода ^{137}Cs в древесину не произошло. Максимум интенсивности поступления ^{137}Cs , наблюдавшийся в этих сосняках в 1997 году, к 2012 году в основном прошел, т.е. идет процесс снижения величины коэффициентов перехода ^{137}Cs в компоненты фитомассы деревьев.

Оценка загрязненности компонентов фитомассы древесных растений по удельной активности показывает, что загрязненность физиологически активных компонентов фитомассы древесных растений в лишайниковом типе леса на порядок выше, чем в остальных типах леса. По удельной активности этих компонентов типы леса выстраиваются в ряд: лишайниковый > черничный > осоковый > мшистый.

Отмечается процесс постепенного поступления снижения загрязнения древесины ^{137}Cs в компоненты фитомассы в лишайниковом и мшистом типах леса. Менее интенсивно процесс снижения загрязненности древесины ^{137}Cs отмечен в черничном и осоковом типах леса. В этих же типах леса изменение загрязненности физиологически активных компонентов фитомассы – однолетних побегов, хвои – практически не произошло.

Накопление ^{90}Sr в наземной фитомассе древостоев. Наиболее полные исследования загрязненности ^{90}Sr компонентов наземной фитомассы деревьев сосны на трансекте «Крюки» выполнены нами в 2012 году. Как видно из таблицы 6, максимальные коэффициенты перехода ^{90}Sr в компоненты фитомассы сосны отмечались в сосняке лишайниковом, минимальные – в сосняке осоковом. Особенно высока концентрация ^{90}Sr в коре сосны в лишайниковом типе леса. На втором месте по уровню коэффициентов перехода ^{90}Sr в древесину находится сосняк мшистый, где они 2-5 раз меньше, чем в сосняке лишайниковом.

В целом, наиболее низкие коэффициенты перехода ^{90}Sr в древесину, наиболее высокие – в кору. При этом чем больше индекс увлажнения почвы в направлении от ксероморфных условий к гидроморфным, тем ниже коэффициенты перехода ^{90}Sr . Если для ^{137}Cs характерен пик накопления радионуклида в физиологически активных компонентах текущего года (хвоя и побеги однолетние), то для ^{90}Sr в этих компонентах отмечается минимум накопления. Компоненты фитомассы сосны загрязнены ^{90}Sr существенно ниже, чем ^{137}Cs . Разница в величинах удельной активности достигает 1-2 порядков. По удельной активности ^{90}Sr в компонентах фитомассы сосны типы леса

выстраиваются в последовательность: лишайниковый > мшистый > черничный > осоковый.

Таблица 6

Коэффициенты перехода ^{90}Sr в компоненты фитомассы сосны на пробных площадях в разных типах леса трансекты «Крюки», 2012 год

Компоненты фитомассы	Тип леса	Среднее значение, $n \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$	Критерий Стьюдента, t	Уровень достоверности, %
Кора	С. лиш.	25,11	-	-
	С. мш.	6,21	4,20	97
	С. чер.	1,45	5,49	98
	С. ос.	0,59	5,70	99
Древесина	С. лиш.	6,24	-	-
	С. мш.	1,65	2,10	92
	С. чер.	0,41	2,71	94
	С. ос.	0,19	2,82	95
Побеги 1-летние	С. лиш.	13,38	-	-
	С. мш.	3,89	1,43	86
	С. чер.	0,63	1,95	90
	С. ос.	0,13	2,03	91
Побеги 2-летние	С. лиш.	18,10	-	-
	С. мш.	5,74	1,36	85
	С. чер.	1,44	1,87	90
	С. ос.	0,22	2,00	91
Хвоя 1-летняя	С. лиш.	5,92	-	-
	С. мш.	3,25	0,79	76
	С. чер.	0,40	1,80	89
	С. ос.	0,08	1,91	90
Хвоя 2-летняя	С. лиш.	14,22	-	-
	С. мш.	6,48	0,79	74
	С. чер.	1,23	1,39	85
	С. ос.	0,26	1,49	86

Заключение. В процессе выполнения исследований по теме установлено:

- идет процесс активной миграция вглубь почвы ^{137}Cs в различных типах леса, расположенных в сопряженном ландшафте;

- на миграцию ^{90}Sr в почве сопряженных типов леса оказывает влияние влажность почвы. С увеличением увлажнения миграция ^{90}Sr вглубь почвенного профиля уменьшается;

- в отличие от весьма интенсивного проникновения ^{90}Sr на легких по составу минеральных почвах, проникновение ^{137}Cs идет достаточно интенсивно на автоморфных и полугидроморфных почвах. На гидроморфных почвах процесс вертикальной миграции стабилизировался;

- загрязненность древесины и других компонентов фитомассы ^{137}Cs в лишайниковом и мшистом типах леса постепенно снижается. Менее интенсивно идет процесс снижения загрязненности древесины ^{137}Cs в черничном и осоковом типах леса. Здесь же загрязненность физиологически активных компонентов фитомассы – однолетних побегов и хвои – практически не изменилась.

- загрязненность ^{137}Cs физиологически активных компонентов фитомассы древесных растений в лишайниковом типе леса на порядок выше, чем в остальных типах леса. По удельной активности этих компонентов типы леса выстраиваются в ряд: лишайниковый > черничный > осоковый > мшистый;

- компоненты фитомассы сосны загрязнены ^{90}Sr существенно ниже, чем ^{137}Cs . По удельной активности ^{90}Sr в компонентах фитомассы сосны типы леса имеют следующую последовательность: лишайниковый > мшистый > черничный > осоковый.

ЛИТЕРАТУРА

1. Лысиков А.В. Особенности радиационной обстановки в природных экосистемах юго-западной части Брянской области // Тез. докл. 3^{го} съезда по радиационным исследованиям «Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность». Пушино, 1997. Т. II. С. 356-357.
2. Щеглов А.И. Биогеохимический цикл и потоки ^{137}Cs в лесных ландшафтах // Тез. докл. 3^{го} съезда по радиационным исследованиям «Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность». Пушино, 1997. Т. II. С. 3683-384.
3. Просяников Е.В. Взаимовлияние почв и радиоактивности в экосистемах Полесья и юго-запада России / Автореф. дис. д-ра с/х наук. М., 1995. – 42 с.
4. Программа и методика биогеоценотических исследований / Н.В. Дылиса и др. М.: Наука, 1974. – 403 с.
5. Ипатьев В.А. Лес и Чернобыль (лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС, 1986-1994 гг.) / Под ред. В.А. Ипатьева. Минск.: МНПП «Стеннер», 1994. – 248 с.

ИССЛЕДОВАНИЯ ФАУНЫ. АСПЕКТЫ СУЩЕСТВОВАНИЯ ВИДОВ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ

ПОЛИМОРФИЗМ КРАНИОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ПГРЭЗ

С.В. Кучмель, И.С. Юрченко

Введение. В популяциях животных, обитающих на загрязненных радионуклидами землях, возможно наличие отбора на повышенную радиорезистентность [1, 2], отмечаются различия в видовых адаптационных возможностях [2-4]. Это может влиять на степень генетической дифференциации вида, а так как фенотипы являются внешним проявлением генотипов [5], то и на степень дифференциации фенетической. Существует опасность изменений фенотипа [6-8], то есть генетической информации вида. Актуальность этого вопроса обусловила проведение фенетических исследований мышевидных грызунов на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ). В ранее опубликованных работах [9-10] анализировалась фенетическая характеристика рыжей полевки по форме жевательной поверхности зубов и отклонений от фенооблика не установлено. В данной работе рассмотрен ряд каталогизированных дискретных вариаций у грызунов [11], изъятых на загрязненных радионуклидами землях и принадлежащих к различным родам. Это позволяет существенно уточнить полученные ранее результаты. Кроме этого, у большинства видов отряда грызунов полиморфизм краниологических признаков на территории Беларуси не изучен, а в рамках унифицированного каталога этого отряда млекопитающих вообще не рассматривался.

Объекты и методы исследования. На территории ПГРЭЗ мышевидные грызуны отлавливались на протяжении 2004-2007 годов на полигонах разной плотности загрязнения почвы радионуклидами, как правило, в весенний, летний и осенний сезоны года. Мощность дозы на площадках отлова составляла от 25 до 1180 мкР/час. Корреляционный анализ между показателем внутривидового разнообразия по всей совокупности рассматриваемых признаков и мощностью дозы излучения для одного из многочисленных видов – обыкновенной полевки, показал отсутствие достоверной зависимости ($r=-0,658$; $p=0,156$). Поэтому не зависимо от площадки отлова особи одного вида объединялись в одну выборку.

Результаты и их обсуждение. Из всех предложенных в каталоге [11] фенотипов рассматривались вариации по 4 перфоративным краниологическим признакам, 9 признакам жевательной поверхности третьего верхнего коренного зуба (M^3) и 16 – первого нижнего коренного зуба (M_1). Фены выделялись отдельно на правой и левой сторонах черепа. Статистическая обработка проведена по [12]: рассчитывалось среднее число морф в рассматриваемых

территориальных группировках грызунов (μ) и доля редких фенов (h). Определялась степень реализации фенофона вида (СРФ), которая может являться характеристикой степени благоприятности условий существования [13], при этом при расчетах принималось во внимание не известное для рода количество морф, а их возможное количество в морфотипе. Названия и нумерация фенов соответствуют приведенным в [11].

У млекопитающих рода Полевки серые на территории ПГРЭЗ присутствуют все фенотипы, отражающие перфоративные краниологические признаки (табл. 1).

Таблица 1

Фенетические показатели перфоративных краниологических признаков грызунов рода Полевки серые на территории ПГРЭЗ

Признаки	n	μ	$S\mu$	h	Sh	СРФ, %	n	μ	$S\mu$	h	Sh	СРФ, %
	Полевка обыкновенная (n=611)						Полевка подземная (n=46)					
Ff	1056	3,1	0,08	0,4	0,02	100	73	1,3	0,07	0,7	0,05	40
Fos	1077	2,6	0,03	0,1	0,01	100	75	2,0	0,16	0,3	0,05	66,7
Fd	1161	1,9	0,04	0,4	0,01	100	83	1,3	0,16	0,6	0,05	66,7
Fm	1208	1,1	0,03	0,4	0,01	50	91	1,4	0,20	0,6	0,05	50
	Полевка темная (n=21)						Полевка экономка (n=78)					
Ff	34	3,9	0,37	0,2	0,07	100	144	1,8	0,16	0,6	0,04	80
Fos	40	2,8	0,13	0,1	0,04	100	144	2,5	0,10	0,2	0,03	100
Fd	42	2,1	0,21	0,3	0,07	100	154	2,2	0,11	0,3	0,04	100
Fm	41	1,3	0,15	0,3	0,07	50	156	1,8	0,11	0,4	0,05	75

В фенотипе количества и расположения отверстий на чешуе лобной кости (Ff) известно пять фенов [11], которые в полном наборе были представлены только у изъятых особей полевки обыкновенной (ПО) и полевки темной (ПТ). Среди просмотренных черепов полевки экономки (ПЭ) отсутствовал один фен (Ff2), полевки подземной (ПП) – три фена (Ff2-Ff4). У всех четырех видов присутствовали фены Ff1 (отсутствие отверстия) и Ff5 (двойное или множественное отверстие). Доминировал Ff1: ПО – 73 %, ПП – 97 %, ПЭ – 96 % фенотипа. Только у ПТ доленое участие этого фена в фенотипе (35 %) была ниже, чем у Ff5 (47 %).

Фенотип верхнего орбитального отверстия (Fos) представлен всеми тремя фенами у ПО, ПТ и ПЭ. Только у ПП отсутствовал фен Fos3 (двойное или множественное), который реже других встречался и у остальных видов (5-10 %). У всех полевок доминировал Fos1 (отверстие отсутствует), доля которого составляла 50-67 %. В роли субдоминанта выступал фен Fos2 (одиночное) – 28-47 % этого фенотипа.

Сходный с фенотипом Fos характер распределения имел фенотип Fd, отражающий количество отверстий на верхнечелюстной кости в области диастемы. Отсутствовал у ПП фен Fd3, и его доля в фенотипе остальных видов составляла 1-3 %. У всех рассматриваемых видов полевок доминировал фен Fd1 (61-98 %). Фен Fd2 являлся одним из двух фенов у ПП с долей 2 %, у остальных трех видов его доля составила 14-38 %.

Среди четырех представленных в каталоге [11] фенов количества подбородочных отверстий (Fm), у изъятых серых полевок превалировал фен

Fm2 (одиночное) – 89-99%. Фен Fm3 (двойное) только в фенотипе ПЭ составил 10%, у остальных видов – 1-5 %. Только у одной особи ПЭ на одной стороне нижней челюсти обнаружен фен Fm4 (множественное).

У изъятых на территории ПГРЭЗ особей рода Полевки серые представлены все фенотипы жевательной поверхности рассмотренных коренных зубов (табл. 2). У ПЭ строение параконида M₁ отличается от трех других видов и это обуславливает отсутствие в таблице двух фенотипов.

Непарная петля параконида первого нижнего коренного зуба (фенотип Ali) в большинстве случаев (56-100 %) у всех четырех видов имеет равномерно округлую, выпуклую переднюю поверхность (фен Ali1). Фен Ali2 (имеет в центре угол, близкий к прямому) обнаружен у трех видов: ПО (2 %), ПТ (2 %) и ПЭ (19 %), Ali3 (острый или близкий к прямому угол, смещенный к внутренней стороне) – у двух: ПО (1 %) и ПЭ (25 %). Фены Ali4 (плоская, образует с боковыми сторонами петли хорошо выраженные тупые углы) и Ali5 (с двумя острыми углами и углублением между ними) – только у ПО (соответственно 1 % и 0,2 %). Из восьми возможных фенов этого фенотипа у серых полевок ПГРЭЗ не обнаружены Ali6-Ali8.

Внутренняя (фенотип Lli) и наружная (фенотип Eli) поверхности передней непарной петли параконидного отдела M₁ у рассматриваемых видов серых полевок были представлены ограниченным количеством фенов: Lli1-Lli3 – из 8 возможных, Eli1-Eli4, Eli6 – из девяти возможных. У всех видов, кроме ПЭ, наиболее часто отмечался фен Lli1 (59-90 %) и Eli1 (48-95 %), обозначающие поверхности как равномерно округлые, выпуклые. У ПЭ, в отличие от остальных видов, не выявлен Lli1, доминировал (85 %) Lli3 (имеет в центре выступ с острой вершиной), и, как у всех, наибольшее распространение имел Eli1 (78 %). Остальные фены Lli у ПО и ПП составили 2-9 % этого фенотипа, у ПТ и ПЭ – 15-27 %. Кроме отмеченного выше доминирующего у всех видов фена Eli1, у ПО и ПЭ часто (17-20 %) встречается Eli2 (имеет в центре угол, близкий к прямому), у ПО и ПП (16-32 %) – Eli3 (имеет в центре выступ с острой вершиной). В остальных случаях встречаемость этих фенов составила 2-5%. Только у ПО незначительную долю (по 0,1 %) составили фены Eli4 (с двумя острыми выступами в центре и углублением между ними) и Eli6 (имеет острый угол с вытянутой назад или в сторону вершиной).

Из двух фенов шейки параконидного отдела M₁ у ПП и ПТ был представлен один – Cr2 (несомкнутая шейка), который с преобладающей частотой (95-99 %) встречался у ПО и ПЭ.

Фенотип формы внутреннего дополнительного входящего угла параконидного отдела M₁ (Ain) был представлен всеми тремя фенами у ПО, ПП и ПТ, и только двумя – у ПЭ. У ПО доминировал (62 %) фен Ain1 (близкий к прямому), доля Ain2 (острый, вершина направлена вперед) составила 16 %, Ain3 (тупой) – 22 %. Доминирование фена Ain1 наблюдалось и у ПТ (54 %), но доля Ain2 была выше, чем Ain3 – 37 % против 10 %. У ПП частота встречаемости фенов Ain1 и Ain2 имеет небольшую разницу (46 и 52 %), а фен Ain3 относится к категории редких (2 %). У ПЭ, в отличие от остальных видов, наблюдается явное доминирование фена Ain2 (87 %), а фен Ain3 не выявлен.

Таблица 2

Фенетические показатели признаков жевательной поверхности коренных зубов грызунов рода Полевки серые на территории ПГРЭЗ

Признаки		n	μ	Sμ	h	Sh	СРФ, %	n	μ	Sμ	h	Sh	СРФ, %
		Полевка обыкновенная (n=611)						Полевка подземная (n=46)					
M ³	Alit	1189	1,2	0,04	0,6	0,01	100	89	1,0				33,3
	Caet	1184	2,3	0,04	0,3	0,01	100	89	1,7	0,07	0,2	0,04	66,7
	Cait	1184	1,7	0,02	0,2	0,01	100	89	1,0				50,0
	Scai	1184	1,2	0,03	0,4	0,01	100	89	1,2	0,10	0,4	0,05	100
	Paе	1184	2,9	0,05	0,3	0,01	80,0	89	2,5	0,21	0,4	0,05	80,0
	Pet	1184	1,7	0,04	0,5	0,01	100	89	1,0				33,3
	Fet	1185	1,8	0,04	0,4	0,01	60,0	89	1,6	0,08	0,2	0,04	40,0
	Fit	1189	4,0	0,06	0,2	0,01	100	89	2,9	0,19	0,3	0,05	80,0
	Fpt	1189	2,2	0,06	0,4	0,01	80,0	89	1,0				20,0
M ₁	Ali	1207	1,9	0,07	0,6	0,01	62,5	91	1,0				12,5
	Jli	1207	1,9	0,04	0,4	0,01	37,5	91	1,9	0,15	0,4	0,05	37,5
	Eli	1207	3,1	0,09	0,5	0,01	55,6	91	2,2	0,14	0,3	0,05	33,3
	Cp	1207	1,6	0,04	0,5	0,01	100	91	1,0				50,0
	Ain	1207	2,7	0,02	0,1	0,01	100	91	2,4	0,13	0,2	0,04	100
	Aex	1206	2,2	0,04	0,3	0,01	100	91	2,5	0,12	0,2	0,04	100
	Tbp	1206	2,1	0,04	0,3	0,01	100	91	1,7	0,08	0,2	0,04	100
	Ctl	1206	1,4	0,04	0,6	0,01	100	88	1,3	0,10	0,4	0,05	66,7
	Pad	1207	1,3	0,03	0,3	0,01	100	91	1,3	0,10	0,3	0,05	100
	Llp	1207	1,6	0,04	0,5	0,01	100	91	1,3	0,10	0,3	0,05	66,7
	Cet	1205	2,2	0,04	0,3	0,01	75,0	91	1,9	0,05	0,1	0,03	50,0
	Cin	1206	1,8	0,02	0,1	0,01	100	91	1,0				50,0
	Sci	1206	1,1	0,03	0,5	0,01	100	91	1,0				50,0
	Pat	1205	1,1	0,03	0,5	0,01	66,7	91	1,0				33,3
	Ppt	1205	2,1	0,06	0,5	0,01	100	91	1,0				25,0
Phc	1206	1,1	0,03	0,5	0,01	50,0	91	1,0				25,0	
		Полевка темная (n=21)						Полевка экономка (n=78)					
M ³	Alit	42	1,0				33,3	155	1,0				33,3
	Caet	42	2,0	0,02	0,01	0,01	66,7	155	1,0				33,3
	Cait	42	2,0	0,02	0,01	0,01	100	155	1,5	0,07	0,2	0,03	100
	Scai	42	1,0				50,0	155	1,2	0,08	0,4	0,04	100
	Paе	42	1,8	0,23	0,4	0,08	60,0	155	2,8	0,15	0,3	0,04	80,0
	Pet	42	1,6	0,23	0,5	0,08	100	155	1,0				33,3
	Fet	42	2,0	0,04	0,02	0,02	40,0	155	3,5	0,10	0,1	0,03	80,0
	Fit	42	2,7	0,14	0,1	0,05	60,0	155	2,8	0,06	0,1	0,02	60,0
	Fpt	42	1,6	0,12	0,2	0,06	100	155	1,5	0,07	0,2	0,03	100
M ₁	Ali	41	1,3	0,15	0,4	0,08	25,0	155	2,8	0,06	0,1	0,02	37,5
	Jli	41	2,8	0,12	0,1	0,04	37,5	155	1,7	0,06	0,1	0,03	25,0
	Eli	41	1,6	0,23	0,5	0,08	33,3	155	2,3	0,10	0,2	0,03	33,3
	Cp	41	1,0				50,0	155	1,2	0,08	0,4	0,04	100
	Ain	41	2,8	0,13	0,1	0,04	100	155	1,7	0,06	0,2	0,03	66,7
	Aex	41	1,9	0,06	0,04	0,03	66,7	-	-	-	-	-	-
	Tbp	41	2,0	0,04	0,02	0,02	100	-	-	-	-	-	-
	Ctl	41	1,3	0,15	0,4	0,08	66,7	155	1,4	0,12	0,5	0,04	100
	Pad	41	1,0				50,0	155	2,0	0,03	0,03	0,01	100
	Llp	41	1,4	0,14	0,3	0,07	66,7	155	1,0				33,3
	Cet	41	1,3	0,15	0,4	0,08	100	155	1,6	0,12	0,5	0,04	75,0
	Cin	41	1,4	0,14	0,3	0,07	100	155	2,0	0,02	0,02	0,01	100
	Sci	41	1,0				50,0	155	2,0	0,02	0,01	0,01	100
	Pat	41	1,0				50,0	155	1,0				33,3
	Ppt	41	1,0				25,0	155	1,2	0,08	0,4	0,04	50,0
Phc	41	1,0				25,0	155	1,0				25,0	

Среди трех фенов, характеризующих наружный дополнительный входящий угол параконидного отдела M_1 , чаще других отмечался $Aex1$ (угол хорошо выражен и близок к прямому). Доля этого фена у ПО составила 63 %, ПП – 71 % и ПТ – 68 %. Примерно в два раза реже встречался фен $Aex3$ (угол тупой): соответственно по видам 36 %, 21 % и 32 %. Фен $Aex2$ (острый, вершина направлена вперед) отмечен только в 1 % случаев у ПО и 8 % случаев – у ПП.

У ПО супротивное расположение треугольников основания параконида M_1 (фен $Tbr1$) встречается чаще, чем не супротивное (фен $Tbr2$) – 55 % против 45 %. У ПП также наблюдалось доминирование $Tbr1$ (87 %), у ПТ – $Tbr2$ (63 %).

В фенотипе, характеризующем связь треугольников основания параконида с передней непарной петлей M_1 (Ctl), у всех видов в 98 % случаев наблюдался фен $Ctl1$ (оба треугольника слиты с непарной петлей). У ПП и ПТ присутствовал еще только один фен $Ctl2$ (отделен наружный треугольник). У ПЭ и ПО – еще два фена: $Ctl2$ (1 и 1,9 % случаев) и $Ctl3$ (отделен внутренний треугольник, 1 и 0,1 %).

У всех видов рода Полевки серые на территории ПГРЭЗ в большинстве случаев (66-100 %) продольная ось параконида M_1 отклонена к наружной стороне продольной оси самого зуба (фен $Rad2$). Доля второго фена ($Rad1$) у ПО и ПП составила по 3%, ПЭ – 34 %.

Среди трех фенов, характеризующих отношение длины и ширины параконида M_1 , в 95-97 % (у ПЭ – 100 %) случаев отмечен фен $Lpr1$ (длина больше ширины), в 3-5 % – $Lpr2$ (длина равна ширине), и только на двух из 1207 зубов (0,2 %) ПО – $Lpr3$ (длина меньше ширины).

Фенотип формы вершины выступающего угла первого наружного основного треугольника M_1 (Cet) представлен в каталоге четырьмя фенами, из которых на территории ПГРЭЗ обнаружено три. У всех видов превалировал фен $Cet1$ (вершина острая), составляющий 70 % этого фенотипа у изъятых особей ПО, 75 % – ПП, 96 % – ПЭ и 98 % – ПТ. Доля фена $Cet2$ (закругленная) составляла соответственно по видам 29, 25, 1 и 2 %. Только у ПО и ПЭ отмечен фен $Cet3$ (срезанная) – 1 % и 3 %.

Фенотип ориентации вершины первого наружного входящего угла M_1 (Cin) у ПП представлен одним феном $Cin1$ (направлена вперед). У остальных видов присутствовал и второй фен $Cin2$ (перпендикулярна продольной оси зуба). У ПО и ПТ доминировал $Cin1$ (соответственно 81 и 95 %), у ПЭ – $Cin2$ (64 %).

Из двух фенов, характеризующих положения вершины первого наружного входящего угла M_1 , у ПП и ПТ отмечен только $Sc1$ (вершина достигает эмалевого слоя противоположной стороны зуба), который присутствовал также в 99,8 % случаев у ПО и в 61 % – ПЭ.

Среди трех фенов формы передней (Pat) и четырех – задней (Ppt) сторон первого наружного основного треугольника M_1 у каждого из видов серых полевок ПГРЭЗ обнаружено явное доминирование одного фена из каждого фенотипа. Наибольшее фенотипическое разнообразие обнаружено у ПО.

Передняя сторона в 99,9 % случаев характеризовалась фенотипом Pat1 (сторона прямая) и только в 0,1 % случаев (на одном зубе из 1205) – Pat2 (вогнутая). На задней стороне у этого вида присутствовали все указанные в каталоге фены, из которых доминировал (92,5 %) Ppt2 (выпуклая), 5,1 % зубов характеризовались Ppt4 (с углом), 2,2 % – Ppt1 (прямая) и на двух зубах из 1205 (0,2 %) присутствовал Ppt3 (с прогибом). Среди остальных видов только у ПЭ наблюдалось два фена в фенотипе Ppt – доминировал также Ppt2 (99 %) и в одном случае из 155 присутствовал Ppt4. В остальных случаях и у остальных видов наблюдался мономорфизм. На всех зубах ПЭ отмечен Pat1, ПП – Pat2 и Ppt2, ПТ – Pat1 и Ppt2.

Фенотип задней поверхности гипоконида M_1 (Phc) у ПП, ПТ и ПЭ был представлен только фенотипом Phc1 (выпуклая) из четырех возможных [11]. У ПО в 99,8 % случаев также присутствовал только этот фен, и только на двух зубах из 1206 (0,2 %) зарегистрирован фен Phc2 (вогнутая).

Фенотип передней стороны передней непарной петли M^3 у ПП, ПТ и ПЭ включал только фен Alit1 (равномерно округлая, выпуклая). У ПО отмечены все три возможных фена, среди которых превалировал Alit1 (99,5 %), а Alit2 (плоская) и Alit3 (вогнутая) встречены у 0,3 % и 0,2 % зубов.

Все три фена, характеризующие вершину первого наружного выступающего угла M^3 , как и в предыдущем случае, были установлены только у ПО: Caet1 (острая) – 40 %, Caet2 (закругленная) – 59 % и Caet3 (срезанная) – 1 % зубов. У обследованных зубов ПП и ПТ обнаружены только первые два фена с частотой соответственно по видам Caet1 – 15 и 57 %, Caet2 – 85 и 43 %. У ПЭ наблюдался мономорфизм по Caet1.

В каждом их фенотипов ориентации (Cait) и положения (Scal) вершины первого наружного входящего угла M^3 возможны вариации из двух фенов [11]. Фен Cait2 (направлена перпендикулярно продольной оси зуба) доминировал у ПО (87 %), ПТ (57 %) и по нему мономорфна ПП. У ПЭ, напротив, превалировал (92 %) фен Cait1 (направлена назад). У ПО, ПТ и ПЭ 99 % зубов являются носителями фена Scal1 (вершина достигает слоя эмали противоположной стороны зуба), а ПТ вообще оказалась мономорфна по этому признаку.

Среди пяти фенов формы передней стороны первого наружного основного треугольника M^3 у ПО, ПТ и ПЭ доминировал Pae1 (выпуклая) с частотой соответственно 60, 93 и 73 %, у ПП – Pae2 (плоская) – 82 %. Кроме доминанта, у ПО присутствовали еще три фена, среди которых 34 % составила доля Pae2, 4 % – Pae3 (вогнутая или с углом и прогибом), 2 % – Pae5 (с выступом). У ПП этот фенотип также был представлен четырьмя фенами, но, в отличие от других видов, фен Pae1 выступал в роли субдоминанта (11 %), 6 % была доля Pae3 и 1 % – Pae4 (с желобком или выемкой), который отсутствовал у ПО. Четыре фена обнаружено и у ПЭ, но субдоминантом, в отличие от остальных видов, являлся фен Pae5 (19 %), 7 % составила доля Pae2 и 1 % – Pae4. Наименьшее разнообразие по этому фенотипу было у ПТ – три фена, из которых кроме доминанта 5 % составляла доля Pae2 и 2 % – Pae5.

По форме задней стороны первого наружного основного треугольника M^3 у этого рода грызунов известны три фена [11]. У всех четырех видов превалировал фен $Pet2$ (плоская), составивший 95 % этого фенотипа у ПО и ПТ, и 100 % – у ПП и ПЭ. У ПО и ПТ оставшиеся 5 % фенотипа примерно в равных долях представляли фены $Pet1$ (выпуклая) и $Pet3$ (вогнутая).

В фенотипе формы наружной поверхности талонуса M^3 (Fet) выделено пять фенов [11], из которых у изъятых на территории ПГРЭЗ грызунов рода Полевки серые зарегистрировано четыре. Они все присутствуют у ПЭ: $Fet1$ (прямая) – 21 %, $Fet2$ (со слабо выраженным изгибом) – 55 %, $Fet3$ (с тупым выступом) – 17 % и $Fet4$ (с двумя выступающими углами) – 7 %. У остальных видов в роли доминанта выступал фен $Fet1$, доля которого в этом фенотипе ПО составляла 85 %, ПП – 89 % и ПТ – 62 %. У ПО обнаружено еще два фена: $Fet2$ (14 %) и на 4 зубах из 1185 (0,3 %) – $Fet3$. У ПП и ПТ выявлено дополнительно только по одному фену – $Fet2$ (соответственно 11 и 38 %).

Фенотип формы внутренней поверхности талонуса M^3 (Fit) также содержит пять фенов [11], которые установлены только у ПО. У этого вида доминировал фен $Fit3$ (41,9 %), следующими по частоте встречаемости являлись фены $Fit4$ (29,5 %), $Fit2$ (19,5 %), $Fit1$ (8,9 %) и на двух из 1189 зубов присутствовал $Fit5$ (0,2 %). У ПП также доминировал $Fit3$ (74 %) и в роли субдоминантов выступали $Fit2$ (13 %) и $Fit4$ (10 %), 3 % рассматриваемого фенотипа составлял $Fit1$ (3 %), но отсутствовал $Fit5$. Только по три фена установлено у ПТ и ПЭ с доминированием $Fit4$ (соответственно 59 и 60 %), субдоминантом – $Fit3$ (31 и 23 %). Если у ПТ присутствовал также фен $Fit1$ (10 %), то у ПЭ значительная доля зубов (17 %) имела встреченный до этого только на двух зубах ПО фен $Fit5$.

Среди пяти возможных [11] фенов формы задней поверхности талонуса M^3 максимальное количество (четыре) присутствовало у ПО, по два – у ПТ и ПЭ и один – у ПП. У всех видов превалировал $Fpt1$, доля которого составляла соответственно 84,4 %, 90 %, 92 % и 100 %. Следующим по встречаемости являлся $Fpt3$ – в порядке приведенных видов 10 %, 10 % и 8 %. Кроме этого, у ПО 5,4 % этого фенотипа составлял фен $Fpt2$ и на двух зубах из 1189 (0,2 %) установлено наличие $Fpt4$.

У грызунов рода Полевки лесные на территории ПГРЭЗ, как и у рассмотренного выше рода, присутствуют все фенотипы рассмотренных перфоративных краниологических признаков (табл. 3).

Таблица 3

Фенетические показатели перфоративных краниологических признаков грызунов рода Полевки лесные на территории ПГРЭЗ

Признаки	n	μ	S_{μ}	h	Sh	СРФ, %
	Полевка рыжая (n=1052)					
Ff	1798	2,2	0,06	0,6	0,01	100
Fos	1839	2,3	0,03	0,2	0,01	100
Fd	1918	2,3	0,03	0,3	0,01	100
Fm	2003	1,6	0,03	0,5	0,01	75

В фенотипе Ff рыжей полевки присутствовали все пять фенов, превалировал фен Ff1 (93 %), доля остальных четырех составляла 1-2 %. Среди трех фенов фенотипа Fos доминировал фен Fos3 (56 %), в роли субдоминанта выступал фен Fos2 (42 %) и только в 2 % случаев отмечен фен Fos1. Фенотип Fd на 70 % состоял из фена Fd1, 29 % – фена Fd2 и только 1 % составила доля Fd3. Из возможных четырех фенов Fm [11] у изъятых особей рыжей полевки превалировал фен Fm2 (94 %), доля фена Fm3 составила около 6 % и только в 4 из 2003 случаев обнаружен фен Fm4.

Изученные вариации перфоративных краниологических признаков млекопитающих трех родов из семейства Мышиные на территории ПГРЭЗ (табл. 4) представлены у обследованных видов в большем количестве, чем было известно для их родов [11].

Таблица 4

Фенетика перфоративных краниологических признаков грызунов семейства Мышиные, изъятых на территории ПГРЭЗ

Признаки	n	μ	S_{μ}	h	S_h	СРФ	n	μ	S_{μ}	h	S_h	СРФ
	Мышь желтогорлая (n=407)						Мышь полевая (n=425)					
Ff	757	1,5	0,08	0,7	0,02	100	767	1,9	0,09	0,6	0,02	100
Fos	770	2,4	0,04	0,4	0,02	100	772	2,0	0,05	0,3	0,02	100
Fd	777	2,5	0,04	0,2	0,01	100	779	2,7	0,03	0,4	0,01	100
Fm	808	1,9	0,05	0,4	0,01	75	840	2,4	0,04	0,2	0,01	75
	Мышь домовая (n=21)						Мышь-малютка (n=13)					
Ff	35	1				20	20	1				20
Fos	34	1,5	0,15	0,3	0,08	66,7	21	1				33,3
Fd	36	1,8	0,09	0,1	0,05	66,7	22	1,7	0,14	0,1	0,07	66,7
Fm	42	1,3	0,15	0,3	0,07	50	25	1				25

Из вариаций фенотипа Ff для рода Лесные мыши было известно четыре фена [11], полученные в ПГРЭЗ материалы позволили дополнить фенофонд этого рода феном Ff5. Как у мыши желтогорлой (МЖ), так и у мыши полевой (МП) доминировал Ff1 (соответственно 97,9 и 94 %), приблизительно с одинаковой частотой (1 %) у них присутствовали фены Ff2 и Ff3. Фены Ff4 и Ff5 у МЖ встречались на порядок реже (0,1-0,3 %), чем у МП (1-3 %).

Фенотипы Fos и Fd имели полные наборы фенов у обоих видов. Как у МЖ, так и у МП доминировал фен Fos4 (соответственно 54 и 83 %), субдоминант – Fos3 (44 и 16 %), относительно редок Fos1 (2 и 1 %). В фенотипе Fd у МЖ доминировал Fd3 (57 %), большую долю составлял Fd2 (40 %) и только 3 % – Fd1. По этому признаку у МП частоты распределились иначе: доминировал Fd2 (67 %), а доли Fd1 и Fd3 были примерно одинаковые (16 и 17 %).

Из представленных в каталоге [11] четырех фенов Fm у изъятых на территории ПГРЭЗ грызунов рода Лесные мыши не обнаружен Fm1. Характер распределения по частотам остальных трех одинаков у МЖ и МП – превалировал Fm2 (86 % и 68 %), субдоминировал Fm3 (13 % и 28 %) и малочисленен Fm4 (1 % и 4 %).

Для родов Мыши домовые и Мыши-малютки вариации фенотипа Ff вообще не известны [11] и все обследованные нами особи мыши домовой (МД) и мыши-малютки (ММ) были мономорфны по Ff1 (табл. 4). Не отмечены для

этих родов и вариации в фенотипе Fos [11], однако если у ММ наблюдался только один фен Fos2, то у МД обнаружено два фена и дополнительно к Fos2 в 6 % случаев присутствовал фен Fos3. Фенотип Fd был известен только для рода Мыши домовые и только как мономорфный по Fd1 [11]. Полученные материалы позволяют дополнить фенотипы обоих родов: У МД и ММ доминирует Fd1 (соответственно 78 и 82 %) и у обоих видов присутствует Fd2 (22 и 18 %). По фенотипу Fm для двух этих родов мышей известны вариации Fm2 и Fm3 [11]. Они обе представлены у МД (частота встречаемости соответственно 98 и 2 %), ММ мономорфна по Fm2.

Оценка степени разнообразия показала, что среднее число морф по совокупности рассматриваемых фенотипов выше у рода Полевки лесные и Мыши лесные (табл. 3, 4; среднее $\mu=2,0-2,3$). У родов Полевки серые (табл. 1, 2), в зависимости от вида, среднее $\mu=1,5-2,0$. Еще ниже разнообразие в родах Мыши домовые и Мыши-малютки (табл. 4) – среднее $\mu=1,2-1,4$. Структура разнообразия у всех родов сходная. Показатель средней доли редких фенотипов по совокупности рассматриваемых признаков (среднее h) у всех рассматриваемых видов находился в диапазоне 0,2-0,4. Наименьшая доля редких морф у мыши-малютки (среднее $h=0,1$).

Полученные данные не позволяют говорить о фенетическом своеобразии территориальных группировок мышевидных грызунов в ПГРЭЗ. Известно, в выборках редко встречаются все морфотипы и степень реализации фенофонда, как правило, составляет 40 % и выше [13], однако отмечены случаи, когда диапазон начинался с 9,1 % [14]. У обследованных видов грызунов ПГРЭЗ эти показатели по отдельным фенотипам лежат в пределах 20-100 %, причем более 3/4 фенотипов всех видов имеют СРФ более 40 % (табл. 1-4). Если учесть, что этот показатель рассчитывался не от известного для представленных родов количества фенов в фенотипе, а от теоретически возможных вариаций [11], то значения будут еще выше. Объем выборок также влияет на полноту установления фенофонда, особенно в части проявления редких фенов. Установление новых фенов для представителей семейства Мышиные связано со слабой изученностью их фенотипов, а не нарушениями популяционного фенооблика на территории ПГРЭЗ.

Заключение. Проведенные исследования не позволили установить явных изменений фенотипа мышевидных грызунов, обитающих более 17 лет на территории хронического воздействия малых доз радиации. Показатели их внутривидового разнообразия не выходят за рамки, установленные на других участках ареала. Степень и характер разнообразия территориальных группировок животных в ПГРЭЗ не свидетельствует о потере фенетической информации вида. Это указывает на возможность использования территорий подобных ПГРЭЗ для сохранения биоразнообразия животных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Глазко Т.Т., Кобозева Н.А., Ковалева О.А., Бунтова Е.Г. Селекция на радиорезистентность у мелких мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Агроекологический журнал. 2003. № 4. С. 40-46.

2. Григоркина Е.Б. Природная радиорезистентность как критерий видоспецифичности (на примере крупных таксонов отряда Rodentia) // Докл. РАН. 2002. 385. № 2. С. 283-285.
3. Кудяшева А.Г., Ермакова О.В., Башлыкова Л.А.. Полевка-экономка как биоиндикатор радиоактивного загрязнения // 11 межд. симпозиум по биоиндикаторам «Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга» (Сыктывкар, 17-21 сентября 2001 г.). Сыктывкар, 2001. С. 95.
4. Гилева Э.А., Большаков В.Н., Ялковская Л.Э. Межвидовые различия по реакции генома грызунов из природных популяций на хроническое облучение // Докл. РАН. 2002. 387. № 3. С. 418-421.
5. Яблоков А.В. Фенетика: Эволюция, популяция, признак. М.: Наука, 1979. – 136 с.
6. Захаров В.М., Борисов В.И, Баранов А.С., Валецкий А.В. Стабильность развития // Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды / Центр экологической политики России. М., 1996. С. 65-77.
7. Гилева Э.А., Нохрин Д.Ю. Флуктуирующая асимметрия краниометрических признаков у восточноевропейской полевки из зоны радиационного неблагополучия // Экология. 2001. № 1. С. 44-49.
8. Васильев А.Г., Васильева И.А., Любашевский Н.М., Чибиряк М.В., Захарова Е.Ю., Стариченко В.И., Тарасов О.В. Популяционная феногенетика малой лесной мыши (*Apodemus uralensis* Pall.) в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. 2003. № 4. С. 14-29, 92.
9. Кучмель С.В. Внутрипопуляционное разнообразие вида в зоне радиоактивного загрязнения. Териофауна России и сопредельных территорий // Межд. совещ. «IX съезд териологического общества при РАН» (1-4 февраля 2011 г., г. Москва). М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 270.
10. Кучмель С.В. Оценка значимости Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в поддержании биоразнообразия позвоночных животных Беларуси. Практика, проблемы и перспективы особо охраняемых природных территорий Республики Беларусь и Российской Федерации // Материалы постоянно действующего семинара при Парламентском Собрании Союза Беларуси и России по вопросам строительства Союзного государства (Заседание 29, г. Брест, 14-15 июня 2012 года) / Под ред. С.Г. Стрельченко. Минск: Центр системного анализа и стратегических исследований НАН Беларуси, 2012. С. 174-191.
11. Ларина Н.И., Еремина И.В. Каталог основных вариаций краниологических признаков у грызунов // Сб. науч. трудов «Фенетика природных популяций» / Отв. ред. А.В. Яблоков. М.: Наука, 1988. С. 8-52.
12. Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам. Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 38-44.
13. Ларина Н.И., Еремина И.В. Некоторые аспекты изучения фено- и генофонда вида и внутривидовых группировок // Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 56-69.

14. Шубин Н.Г., Седокова М.Л. Эпигенетический полиморфизм черепа сибирского крота (*Talpa altaica*) // Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 269-276.

МОРФО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОЛКА ПГРЭЗ

С.В. Кучмель

Введение. Для оценки биоразнообразия Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) и возможности использования его территории для сохранения фауны, важной составляющей является выяснение морфометрических параметров животных как одной из составных частей характеристики «разнообразия в рамках вида» [1]. В литературе имеются сообщения об изменении морфофизиологических показателей внутренних органов животных, обитающих на загрязненных радионуклидами землях [2]. Проведенное исследование морфологических параметров полевки, изъятой на территории заповедника [3], показало отсутствие значимого для популяции уровня нарушений. Полевки являются короткоживущими млекопитающими. Как известно, время нахождения в радиоактивно загрязненной среде увеличивает дозовые нагрузки и в связи с этим представляет интерес характеристика морфофизиологических параметров долгоживущего вида.

В Беларуси морфология волка изучена довольно хорошо [4-8], что позволяет иметь репрезентативный сравнительный материал. Морфологическая характеристика локальной территориальной группировки этого вида в юго-восточной части республики представляется впервые и представляют интерес для выяснения возможной внутривидовой дифференциации.

Объекты и методы исследования. Изъятие волков производилось в 1999-2006 годах на всей территории ПГРЭЗ, в основном с ноября по март месяцы. Каждую особь целиком взвешивали и снимались все промеры в соответствии с [9]. Для оценки реакции вида на условия обитания использован метод морфофизиологических индикаторов [10]. Возраст определяли по методике Г.А. Клевезаль [11], с обязательным контролем по методике, предложенной В.С. Смирновым [12, 13]. Выделено по три возрастные группы: 0+ – сеголетки (возраст от 7 до 11 месяцев, 1+ – переярки (от одного до двух лет), 2+ – взрослые (старше двух лет). В работе проанализированы результаты измерений экстерьерных и интерьерных показателей 95 особей волка. Краниометрическая характеристика дана на основании измерения 82 черепов.

Результаты и их обсуждение. *Экстерьер.* У прибылых волков средняя масса тела составила у самцов 35,4 кг, у самок – 30,9 кг. Масса тела 80 % особей этой возрастной группы уже соответствует массе тела отдельных взрослых животных, однако по средним показателям у самцов и самок различия статистически достоверны ($t=4,0$ и $3,3$; $p<0,001$). По экстерьерным признакам также наблюдается перекрывание с показателями взрослых волков (табл. 1). У прибылых самцов средние значения длины тела, высоты в холке и обхвата

груди составляют соответственно 93,1; 96,1; 88,5 %, а у самок 95,7; 95,0; 94,9 % относительно промеров взрослых волков соответствующего пола, но, несмотря на это, возрастные различия достоверны ($t=2,0-5,9$; $p \leq 0,05$). Кроме этого, высокая степень достоверности между прибылыми и взрослыми волками установлена по высоте в крестце ($t=5,9$; $p < 0,001$) и длине передней конечности ($t=2,7$; $p=0,01$). Весовые показатели самцов достоверно выше, чем у самок ($t=2,5$; $p=0,02$). Значимых половых различий по линейным признакам, за исключением косой длины туловища ($t=3,4$; $p < 0,001$), не выявлено.

У самцов переярок средняя масса тела равнялась 42,0 кг, у самок – 34,2 кг. Ее прирост составил у самцов 18,6 % и различие с прибылыми достоверно ($t=2,4$; $p=0,03$), у самок – 10,7 %. Значимые различия между переярками и прибылыми у самцов выявлены также по длине тела ($t=2,9$; $p=0,01$), обхвату груди ($t=3,1$; $p=0,01$) и длине стопы ($t=3,7$; $p < 0,001$); у самок только по косой длине туловища ($t=2,4$; $p=0,02$). По средней массе тела самцы достигают 97,9 %, а самки – 95,5 % средней массы тела взрослых животных и между этими возрастными группами значимых различий не наблюдалось. Почти все экстерьерные признаки у обоих полов достигают показателей, установленных для взрослых особей, поэтому достоверные возрастные различия отсутствовали. Прирост размеров тела у самцов только по обхвату груди достиг 13,7 %, по остальным признакам не превысил 8,3 %, у самок по всем показателям максимальное значение составило 6,3 %. Из-за более высокого уровня прироста самцы этой возрастной группы по большинству экстерьерных признаков крупнее самок. Выявлены статистически достоверные половые различия по массе ($t=3,2$; $p=0,01$) и длине ($t=2,4$; $p=0,03$) тела, длине стопы ($t=6,3$; $p < 0,001$).

У взрослых самцов средняя масса тела составила 42,9 кг, самок – 35,8 кг. По сравнению с переярками, у первых она увеличилась на 2,1 %, у вторых – на 4,7 %. Среди обследованных особей максимальная масса тела самца составила 52,5 кг, самки – 49 кг. Прирост по экстерьерным признакам, как и по массе тела, низкий, имеет сходную закономерность у обоих полов и максимум достигает 4,1 %. По большинству признаков (исключение – длины хвоста, уха и стопы) установлены достоверные половые отличия ($t=2,2-4,6$; $p \leq 0,03$).

Отсутствие достоверных различий у самок по значимым экстерьерным признакам между последовательными возрастными группами, в отличие от самцов, меньший уровень различий между прибылыми и взрослыми, может быть обусловлено опережающим ростом самок на ранних стадиях онтогенеза и связано с более ранним достижением ими физиологической зрелости.

Интерьер. Развитие внутренних органов волка в постнатальный период онтогенеза тесно связано с его экологией, хорошо отражает биологическую специфику вида и состояние популяций в различных условиях существования [10].

Таблица 1

Половозрастные изменения массы (кг) и размеров тела (см) волка ПГРЭЗ

Признаки	0+				1+				≥2+			
	n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ
Самцы												
Масса тела	12	18,5-39,5	35,4	5,80	8	35-50	42,0	6,63	25	29,5-52,5	42,9	5,15
Длина тела	11	108,5-121	114,5	4,19		113-131	121,1	5,72		115-135,5	123,0	6,07
Длина хвоста	12	35-45	40,5	3,25		39-46	43,0	2,59		35-47	42,4	3,21
Длина уха	10	11-14	12,1	0,82		10-14	12,5	1,07		10-14,5	12,5	1,19
Высота в холке	11	65-81,5	73,3	5,49		68-79	74,9	3,34		67-82	76,3	3,41
Высота в крестце	12	52-79	69,5	7,25		70-80	75,1	2,99		68-84	75,3	3,83
Обхват груди	12	54,5-80	68,4	5,93		65-88	77,8	7,33		70-83	77,3	3,23
Косая длина туловища	11	72-82	75,1	3,10		68-82	76,6	4,35		70-88,5	77,3	4,97
Длина передней конечности	11	37-46	41,8	3,00	7	40-46	43,6	2,05	24	38-49	44,3	2,26
Длина кисти	11	17-26	19,6	3,08		18-22	19,3	1,29		17-24	20,1	2,09
Длина стопы	12	22-26	24,0	1,36		25,5-26,5	26,0	0,29		20-30	25,0	2,39
Самки												
Масса тела	25	20-39	30,9	4,67	8	30-38	34,2	2,20	17	28-49	35,8	4,67
Длина тела	25	103-123	112,2	5,07		111-121	115,5	3,52		109-133	117,3	5,81
Длина хвоста	25	35-45	40,2	2,90		40-46	42,4	2,68		35,5-51	41,7	3,75
Длина уха	23	10-13	11,6	0,81		11-13	12,3	0,76		10-14	12,0	1,07
Высота в холке	25	61-80	70,2	5,17		68-79	72,7	3,46		67,5-82	73,9	3,30
Высота в крестце	25	64-80	70,3	3,95		65-75	71,8	3,31		65-79	72,3	3,19
Обхват груди	25	62-82	69,2	5,08		69-79	73,1	3,82		64,5-82	72,9	5,35
Косая длина туловища	25	60-78	70,0	4,40		64-79	74,4	5,08		63-79	71,9	4,57
Длина передней конечности	24	38-47	42,2	2,32	7	40-44	41,9	1,61	16	40-49	42,6	2,38
Длина кисти	24	16-23	18,9	1,57		17-20	18,2	0,88		16,5-22	18,7	1,65
Длина стопы	24	22-27	24,0	1,12		23-25	24,4	0,63		21-28	24,7	1,65

Средняя абсолютная масса сердца у волка (табл. 2) закономерно возрастает от прибылых до взрослых самцов в 1,2 раза и соответственно у самок в 1,4 раза. Прирост у самцов переярок составляет 11,3 %, взрослых – 11,4 %, самок соответственно 26,3 % и 7,9 %. Абсолютные показатели самцов всех возрастных групп выше, чем у самок.

Относительная масса сердца высокая и средние показатели всех половозрастных групп находятся в диапазоне 7,8-9,0 ‰. Также как и по абсолютным показателям, наблюдается тенденция увеличения с возрастом и индекса сердца. В отличие от абсолютных показателей, индексы сердца самцов, как правило, ниже соответствующих показателей самок. Это, возможно, обусловлено изначально более интенсивным развитием сердечной мышцы у самок на начальных стадиях онтогенеза.

Четких половозрастных закономерностей изменения абсолютной и относительной массы легких не установлено. Средние абсолютные показатели ограничены небольшим диапазоном 377,1-450,7 г, относительные – 9,3-12,6 ‰.

Средняя абсолютная масса печени с возрастом, как правило, увеличивается. У взрослых особей по сравнению с прибылыми средние абсолютные значения выше у самцов на 13,1 %, у самок – на 4,0 %. У самцов всех возрастных групп показатели в 1,1-1,2 раза выше, чем у самок. Индекс печени во всех половозрастных группах изменяется незначительно и средние значения находятся в диапазоне 21,8-24,9 ‰. Половые различия между средними значениями максимальные у переярок и не превышают 12,4 %.

Абсолютная масса почек закономерно увеличивается среди рассматриваемых возрастных групп у самцов в 1,3 раза, у самок – в 1,2 раза. Во всех возрастных группах у самцов показатели в 1,2-1,3 раза выше, чем у самок. Индексы характеризуются относительной стабильностью. Половой диморфизм выражен слабо.

Абсолютные показатели массы селезенки с возрастом увеличиваются и у взрослых самцов на 10,1 %, а у самок – на 17,0 % выше, чем у прибылых. Средние относительные показатели у всех половозрастных групп находятся в узком диапазоне 2,7-3,3 ‰.

Все абсолютные показатели внутренних органов волка на территории ПГРЭЗ имеют тенденцию увеличиваться с возрастом. По индексам внутренних органов эта тенденция выражена слабее, и в большинстве случаев можно говорить о незначительной вариации показателей. Следовательно, как уже отмечалось в литературе [5] «правило рядов» Гесса [14] не подтверждается.

Полученные материалы свидетельствуют, что внутренние органы волка быстро достигают дефинитивных размеров. У прибылых самцов получена достоверная разница с переярками только по индексу легких ($t=2,8$; $p=0,02$), у самок этой возрастной группы – по абсолютным показателям сердца ($t=3,3$; $p<0,01$) и почек ($t=3,2$; $p<0,01$). Отсутствовала достоверная связь между абсолютными и относительными показателями переярок и взрослых, за исключением массы почек у самцов ($t=2,1$; $p=0,05$).

Таблица 2

Половозрастные изменения абсолютных и относительных показателей внутренних органов волка ПГРЭЗ

Признаки		0+				1+				≥2+			
		n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ
Самцы													
Масса, г	Сердце обезжиренное	11	134-374	286,0	63,36	6	272-411	318,2	54,41	25	248-478,2	354,4	58,61
	Легкие		293-627	443,5	115,73		323-509	382,8	67,64		292-615	450,7	87,46
	Печень		610-1218	862,5	198,71		770-1063	888,0	107,85		728-1275	975,1	135,82
	Почки		125-260	194,3	42,62		185-321	219,8	51,56		192-328	259,7	40,80
	Селезенка		82-118	103,5	12,18		82-138	110,3	19,98		82-203	114,4	27,05
Индекс, ‰	сердца		6,9-9,6	8,0	0,86		6,6-8,8	7,8	0,76		5,9-10,9	8,3	1,43
	легких		8,6-16,8	12,6	2,81		8,0-10,5	9,3	0,93		7,0-13,8	10,5	1,80
	печени		17,0-33,0	24,6	4,93		18,2-26,1	21,8	2,62		18,2-28,7	22,8	2,70
	почек		4,1-6,7	5,5	0,98		4,1-6,5	5,4	0,97		4,4-8,1	6,1	0,92
	селезенки		2,2-4,7	3,0	0,62		2,1-3,9	2,7	0,72		1,7-4,6	2,7	0,61
Самки													
Масса, г	Сердце обезжиренное	25	170-363	237,0	49,02	8	241-354	299,4	37,00	17	239-394	323,1	44,28
	Легкие		220-590	377,1	111,29		330-538	431,9	85,47	17	278-592	406,3	85,33
	Печень		618-1091	753,4	114,27		689-1096	837,6	158,43	17	606-1067	783,8	134,52
	Почки		131-202	162,4	15,67		160-208	182,9	17,00	17	170-237	195,2	19,13
	Селезенка		56-184	99,6	27,12		96-145	114,5	18,38	16	72-210	116,5	34,10
Индекс, ‰	сердца		5,2-12,9	7,9	2,34		6,3-11,6	8,8	1,56	17	6,8-11,0	9,0	0,95
	легких		8,3-19,5	12,3	3,56		9,4-17,0	12,7	2,89	17	7,5-16,9	11,5	2,56
	печени		18,8-43,8	24,9	5,47		20,9-31,8	24,5	4,25	17	16,1-32,3	22,3	5,18
	почек		4,1-8,2	5,4	0,95		4,2-6,2	5,4	0,63	17	4,5-7,2	5,5	0,74
	селезенки		1,9-5,8	3,3	1,03		2,9-4,0	3,3	0,40	16	1,9-6,0	3,3	1,03

Даже сравнение показателей прибылых с взрослыми особями показывает наличие достоверной разницы только по массе сердца и почек у обоих полов ($t=3,2-6,1$; $p<0,01$), а также относительному показателю легких у самцов ($t=2,7$; $p=0,01$). Четкая тенденция увеличения показателя с возрастом наблюдается по массе сердца и почек. Внутренние органы у самок быстрее достигают своих дефинитивных размеров.

Половые различия в большей степени проявляются среди прибылых и взрослых особей. У прибылых самцов масса сердца, печени и почек достоверно выше ($t=2,1-3,3$; $p<0,04$), чем у самок, однако различий по относительным показателям не установлено. У переярок значимое различие выявлено только по индексу легких ($t=2,8$; $p=0,02$). У взрослых особей достоверно различались масса печени и почек ($t=4,5-6,1$; $p<0,01$), а также индексы почек и селезенки ($t=2,1-2,4$; $p<0,04$).

Краниометрия. У прибылых самцов общая длина черепа в среднем составила 247,0 мм; у самок – 234,2; скуловая ширина соответственно 134,2 мм и 126,9 мм (табл. 3). Средние размеры черепа прибылых особей обоих полов достигают 88-99 % соответствующих размеров взрослых особей. Размеры черепа у самцов на 2,7-9,7 % больше, чем у самок.

У переярок самцов линейный прирост рассматриваемых признаков составил 1,1-9,2 %, у самок – 0,9-7,1 %. Средние размеры у обоих полов достигли 94,2-100 % соответствующих показателей взрослых особей. Размеры черепа самцов на 2,3-11,5 % больше, чем самок.

У взрослых волков по отношению к переяркам прирост черепа наблюдается не по всем признакам и достигает 6,2 % у самцов и 5,1 % у самок. Максимальные показатели общей длины у самцов и самок составили соответственно 281,3 мм и 267,2 мм; скуловой ширины – 153,3 мм и 152,6 мм. Средние показатели размеров черепа самцов на 2,5-8,9 % превышают соответствующие показатели самок.

Рост черепа самцов опережает рост черепа самок. У самцов между прибылыми и переярками выявлены достоверные различия только по основной длине черепа ($t=2,3$; $p=0,04$) и межглазничной ширине ($t=3,0$; $p=0,01$). В то время у самок между этими возрастными группами шесть (длина общая, основная, кондиллобазальная, костного неба и нижней челюсти, скуловая ширина) из одиннадцати признаков имеют достоверный уровень различий ($t=2,5-4,9$; $p<0,01$). Средние значения линейных размеров черепа прибылых животных обоего пола по большинству значимых признаков (общая, основная и кондиллобазальная длины черепа, длина нижней челюсти, скуловая и межглазничная ширина) достоверно ниже ($t=3,7-6,7$; $p<0,001$), чем взрослых особей. Между переярками и взрослыми животными значимые различия установлены только у самцов по скуловой ширине ($t=3,5$; $p<0,01$) и у самок по межглазничной ширине ($t=2,2$; $p=0,04$).

Размеры черепа у самок быстрее достигают своих дефинитивных значений, чем у самцов. Размеры черепа прибылых самцов по всем признакам, кроме ширины черепной коробки и межглазничной, достоверно опережает размеры самок ($t=2,5-3,7$; $p<0,05$).

Таблица 3

Половозрастные изменения размеров (мм) черепа волка ПГРЭЗ

Признаки	0+				1+				≥2+				
	n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ	n	lim	\bar{X}	σ	
Самцы													
Общая длина		218,6-256,2	247,0	10,03	7	243,4-272,0	257,0	11,11	17	243,1-281,3	262,7	10,42	
Основная длина		196,6-221,9	216,8	7,25	6	214,9-238,8	226,3	9,76	16	209,2-253,1	230,2	10,36	
Кондилобазальная длина		210,5-237,4	230,8	7,47		223,6-253,7	239,4	11,54	17	222,0-255,7	242,4	8,37	
Скуловая ширина	11	113,5-140,7	134,2	7,76	7	130,2-148,8	139,0	6,42	15	139,7-153,3	147,6	4,70	
Мастоидная ширина		76,9-88,5	84,0	3,08		81,0-90,1	84,9	2,77		79,3-92,5	86,8	3,39	
Длина костного неба		105,1-126,0	118,4	5,55		114,8-126,5	122,4	4,88	17	109,0-130,1	122,0	4,51	
Длина носовых костей		66,1-93,2	85,6	7,59	82,4-104,1	90,8	6,83	16	82,2-109,4	89,5	7,44		
Длина ряда Р+М нижней челюсти		92,8-100,5	96,0	2,49	92,5-101,9	98,1	2,90	18	92,3-111,2	98,0	4,27		
Длина нижней челюсти		164,2-187,5	181,2	6,21	179,0-197,9	187,9	8,19		173,4-197,6	190,7	5,95		
Ширина черепной коробки		57,9-67,5	63,6	2,81	6	62,3-69,3	66,4	2,45	16	61,7-75,0	66,2	3,49	
Межглазничная ширина		36,1-45,5	42,4	2,83	7	42,3-48,9	46,3	2,40	17	41,2-54,5	48,2	3,46	
Самки													
Общая длина		19	210,2-248,9	234,2	10,26	7	239,1-253,4	248,5	5,21	16	233,8-267,2	249,2	8,62
Основная длина		20	187,5-220,4	206,8	7,84		200,1-227,0	216,2	10,01		207,5-228,8	218,3	6,67
Кондилобазальная длина	19	202,6-233,5	220,7	7,88	218,4-238,6		231,8	7,19	220,2-242,3		231,5	7,07	
Скуловая ширина	18	118,1-134,0	126,9	4,51	132,4-139,3		135,9	2,55	17	129,0-152,6	139,8	6,66	
Мастоидная ширина	19	75,1-85,7	80,0	2,84	80,1-85,1		81,8	1,99		76,9-88,1	80,9	3,19	
Длина костного неба	21	100,9-120,1	110,9	5,36	107,8-121,1		113,7	5,05	17	104,2-122,1	113,6	4,94	
Длина носовых костей	22	68,5-92,1	78,0	6,40	75,4-88,8		81,4	4,26	16	75,9-93,0	82,2	5,10	
Длина ряда Р+М нижней челюсти	21	85,1-102,3	93,0	3,53	88,1-97,9		93,8	3,79	17	89,6-97,5	93,9	2,36	
Длина нижней челюсти		155,4-184,2	173,6	6,72	173,3-190,1		182,3	5,04		172,7-195,1	181,8	6,37	
Ширина черепной коробки	17	60,1-67,6	63,7	1,97	6		61,3-68,9	64,6	2,59	17	61,4-69,0	64,6	2,27
Межглазничная ширина	22	36,4-47,5	41,3	3,03	7		41,7-45,8	43,5	1,45	17	40,9-50,0	45,7	2,56

У переярок достоверных различий по большинству признаков не установлено, кроме как по длине носовых костей ($t=3,1$; $p=0,01$) и межглазничной ширине ($t=2,7$; $p=0,02$). У взрослых особей все, кроме ширины черепной коробки, средние показатели размеров черепа самцов значимо выше ($t=2,4-5,2$; $p<0,02$), чем самок.

Аномалии развития зубной системы. Аномалии развития зубной системы отмечены у различных видов млекопитающих [15-23] и, по мнению разных авторов, являются проявлением популяционной структуры вида, филогенетических связей территориальных группировок или отражают уровень загрязнения природной среды. С любой точки зрения вызывает интерес внутривидовая дифференциация волка ПГРЭЗ не только по морфологическим особенностям, но и по проявлению поли- и олигодонтии.

Отклонения в количестве зубов обнаружены на 19 черепе волка (22,9 %). Приблизительно такие же результаты по данному виду получены на Дальнем Востоке [24] – 21,3 %. В Польше [25] и на территории Беларуси в конце 1980-х – начале 1990-х годов [26] этот показатель почти в два раза ниже – соответственно 10,3 % и 12,8 %. Все дополнительные зубы размещены в отдельных альвеолах. Одно отклонение на череп зафиксировано у 18 особей, два – у одной особи. В 73,7 % случаев отклонения связаны с изменением количества премоляров, в 15,8 % – моляров и в 10,5 % – резцов. Полидонтия составила 78,9 % случаев зубных аномалий, чаще проявилась в виде дополнительного премоляра (14 случаев) и только в одном случае – моляра. Олигодонтия была связана с отсутствием моляров и резцов (по 2 случая). В 89,5 % аномалии присутствовали на нижней челюсти.

Доминирование полидонтии среди зубных аномалий отмечали ранее для территории Польши (66,7 %) [25] и Беларуси (60,0 %) [26]. На Дальнем Востоке, наоборот, значительно преобладали случаи олигодонтии.

Анализ топографии проявления зубных аномалий показывает, что они в 89,5 % встречаются на нижней челюсти у первых предкоренных и, гораздо реже, задних коренных зубов. Такие же результаты получили и другие авторы [24-28] и связывают это с низкой функциональной значимостью этих зубов.

Можно отметить, что территориальная группировка волка в ПГРЭЗ не выделяется по проявлению зубных аномалий среди других популяций. Более высокая (в 1,8 раза) частота их встречаемости на территории ПГРЭЗ по сравнению с прошлыми данными по Беларуси скорее можно трактовать как проявление популяционной структуры вида, нежели связывать с воздействием радиационного фактора. Во-первых, известны случаи проявления аномалий в таких же пределах [24]. Во-вторых, это может быть спецификой отдельных территориальных группировок вида, по одной из которых и произведен анализ в данной работе, а выборки из обширных территорий (которая анализировались в работе по Беларуси) отражают популяционный уровень.

Заключение. Полученные результаты указывают, что как у самцов, так и у самок, к двухлетнему возрасту формируются морфологические признаки взрослых особей и в дальнейшем происходит лишь их незначительное увеличение. У обоих полов не выявлено различий между переярками и

взрослыми по массе и размерам тела, подавляющему большинству интерьерных и краниометрических признаков. Интерьерные признаки достигают своих дефинитивных размеров у животных более раннего возраста, чем экстерьерные и краниологические.

Самки быстрее самцов достигают своих дефинитивных размеров. Пребылые самцы имеют более высокие морфологические показатели, чем самки. В возрасте переярок разница сглаживается, а у взрослых особей по большинству морфологических признаков самцы достоверно крупнее самок.

Образ жизни этого хищника определяет раннее формирование морфологических признаков. У отдельных прибылых волков, т.е. в возрасте до года, все рассмотренные показатели размеров черепа уже достигают показателей переярок и даже взрослых животных.

Установленные для территориальной группировки волков ПГРЭЗ абсолютные и относительные показатели экстерьерных, интерьерных и краниометрических признаков характерны для этого вида в Беларуси [4-8].

ЛИТЕРАТУРА

1. Конвенция о биологическом разнообразии: Ратифицирована Верховным Советом Республики Беларусь 10 июня 1993 г. // Ведамасці Вярхоўнага Савета Рэсп. Беларусь. 1993. № 29. С. 50-80.
2. Бударков В.А., Маяков Е.А. Оценка состояния мышевидных грызунов на территории, загрязненной радиоактивными продуктами аварийного выброса Чернобыльской АЭС // Материалы межд. науч.-практ. конф. «Биолого-экологические проблемы заразных болезней диких животных и их роль в патологии сельскохозяйственных животных и людей» (Покров, 16-18 апр., 2002). Покров. 2002. С. 19-21.
3. Кучмель С.В. Оценка значимости Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в поддержании биоразнообразия позвоночных животных Беларуси // Материалы постоянно действующего семинара при Парламентском Собрании Союза Беларуси и России по вопросам строительства Союзного государства «Практика, проблемы и перспективы особо охраняемых природных территорий Республики Беларусь и Российской Федерации» (Заседание 29, г. Брест, 14-15 июня 2012 года) / Под ред. С.Г. Стрельченко. Минск: Центр системного анализа и стратегических исследований НАН Беларуси, 2012. С. 174-191.
4. Гаврин В.Ф., Донауров С.С. Волк в Беловежской пуще // Зоологический журнал. 1954. Т. 33. Вып. 4. С. 904-924.
5. Козло П.Г. Особенности развития внутренних органов волка // Экология. 1981. № 3. С. 89-92.
6. Козло П.Р., Кучмель С.У. Краніяметрычная характарыстыка ваука Беларусі // Весці АН БССР, сер. біял. навук. 1985. № 6. С. 85-89.
7. Буневич А.Н., Буневич Л.А. Экстерьерные показатели популяций волка и лисицы в Беловежской пуще // Сб. науч. трудов «Биологическое разнообразие национального парка «Припятский» и других особо охраняемых природных территорий». Туров, Мозырь: Белый ветер, 1999. С. 310-312.

8. Савицкий Б.П., Кучмель С.В., Бурко Л.Д. Млекопитающие Беларуси. Минск: Изд. центр БГУ, 2005. – 319 с.
9. Кучмель С.В., Бурко Л.Д., Савицкий Б.П. Справочник-определитель млекопитающих Беларуси. Минск: Изд. центр БГУ, 2007. – 168 с.
10. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии растений и животных // Тр. Ин-та экологии растений и животных УФ АН СССР. 1968. Вып. 58. С. 3-368.
11. Клевезаль Г.А. Регистрирующие структуры млекопитающих в зоологических исследованиях. М.: Наука, 1988. – 288 с.
12. Смирнов В.С. Определение возраста и возрастные соотношения у млекопитающих на примере белки, ондатры и пяти видов хищников // Тр. Ин-та биол. Урал. фил. АН СССР. Свердловск. 1960. Т. 14. С. 97-112.
13. Смирнов В.С. Исследование динамики численности волка с использованием двух методов определения возраста // Анализ размерной и возрастной структуры популяций позвоночных. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. С. 114-132.
14. Hesse R. Das Herzgewicht der Wirbeltiere // Zool. Jahrd. (Allg. Zool.). 1921. Bd 38. № 3. S. 243-364.
15. Manville R.H. Dental anomalies in North American lynx // Ztschr. f. Säugetierkde. 1963. 28. № 3. P. 166-169.
16. Gasson P. An abnormality in the dentition of a fox (*Vulpes vulpes*) from South Essex // J. Zool. 1980. 192. № 4. P. 562-564.
17. Vesmanis I.E., Vesmanis A. Über eine Zahnanomalie bei einer Hausspitzmaus, *Crocidura r. russula* (Hermann, 1780), aus Nord-Frankreich // Zool. Abh. Staatl. Vus. Tierk. Dresden. 1981. 38. № 1. P. 137-139.
18. Harrison D.L. An unusual dental anomaly in the Arabian Hyrax, *Procavia capensis jayakari* (*Hyracoidae: Procaviidae*) // Mammalia 1982. 46. № 3. P. 395-396.
19. Wolsan M. Ancestral characters in the dentition of the weasel *Mustela nivalis* L. (*Carnivora, Mustelidae*) // Ann. zool. fenn. 1983. 20. № 1. P. 47-51.
20. Wolsan M., Ruprecht A., Buchalczyk T. Variation and asymmetry in the dentition of the pine and stone martens (*Martes martes* and *M. foina*) from Poland // Acta theriol. 1985. 30. № 1-8. P. 79-114.
21. Kvam T. Supernumerary teeth in the European lynx, *Lynx lynx lynx*, and their evolutionary significance // J. Zool. 1985. A 206. № 1. P. 17-22.
22. Spittler H., Jansen B. Zur Reduktion des 1. Praemolaren beim Dachshund (*Meles meles* L.) // Z. Jagdwiss. 1985. 31. № 1. P. 42-46.
23. Рупрехт А.Л. Изменчивость зубной формулы черного хоря *Mustela putoris* // Зоологический журнал. 1985. Т. 64. № 5. С. 790-792.
24. Юдин В.Г. Зубная система волка (*Canis lupus*, *Carnivora, Canidae*) Дальнего Востока СССР // Зоологический журнал. 1989. 68. № 8. С. 115-123.
25. Bughalczyk T., Dynowski J., Sztejn S. Variation in number of teeth and asymmetry of the skull in the wolf // Acta theriol., 1981. 26, № 1-7. P. 23-30.
26. Кучмель С.В. Аномалии развития зубной системы волка // Материалы межд. конф. «Экология и рациональное природопользование на рубеже веков». Т. 2. Томск, 2000. С. 66-67.

27. Dolgov V.A., Rossolimo O.L. Dental abnormalities in *Canis lupus* Linnaeus, 1758 // Acta theriol. 1964. № 8. P. 237-244.

28. Гурский И.Г. Волк юга Европейской части СССР (опыт эколого-морфологического изучения популяций) / Автореф. дис. ...канд. биолог. наук: 03.00.08. Одесса, 1969. – 28 с.

ЛОШАДЬ ПРЖЕВАЛЬСКОГО (*EQUUS PRZEWALSKII* POLJAKOV): РЕЗУЛЬТАТЫ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ИНВАЗИВНЫМ ВИДОМ

Т.Г. Дерябина

Введение. С 2007 г. в ПГРЭЗ обитают лошади Пржевальского (*Equus przewalskii* Poljakov). Они самостоятельно проникли из украинской зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, куда были завезены в 1998-1999 гг. из заповедника «Аскания-Нова» и Лозовского конезавода с целью создания вольно живущей популяции лошадей Пржевальского [1]. Лошадь Пржевальского – чужеродный вид для территории Беларуси и в то же время это вид высокой международной природоохранной значимости: занесен в Красный список Международного союза охраны природы [2], в Красную книгу Российской Федерации. Лошадь Пржевальского – последний ныне живущий представитель диких лошадей, эндемик фауны Центральной Азии, обитатель степей и полупустынь. Исторически ареал лошади Пржевальского на западе доходил до Волги, а на востоке – почти до Тихого океана, но к концу 19 века она сохранилась лишь на юго-западе Монголии [3], а с 70-х годов 20 века в природе перестала встречаться [4]. Вид сохранился лишь благодаря разведению в зоопарках и резерватах [5]. С 1992 г. проводится работа по возвращению вида в природу: созданы природные популяции в Монголии, Китае. В России планируется реинтродукция лошадей Пржевальского в оренбургские степи (Волго-Уральское междуречье, территория которого входит в границы исторического ареала вида).

В статье приводятся первые результаты мониторинговых наблюдений за начальным этапом освоения лошадью Пржевальского территории ПГРЭЗ.

Материал и методика исследований. В 2010-2012 гг. осуществлено 8 выездов (11 февраля, 14 июня 2010 г., 9 февраля, 14 июня, 20 сентября 2011 г., 6 марта, 9 июня, 19 октября 2012 г.) на Наровлянский участок заповедника (63 тыс. га), на территории которого в основном и обосновались пришедшие лошади. Поиск животных проводился с помощью автотранспорта и пешими обходами. Предварительно был составлен маршрут следования, охватывающий территорию, где ранее работники заповедника наиболее часто встречали лошадей. На проезжаемом маршруте длиной около 100 км отмечали признаки пребывания лошадей (скопления навоза, отпечатки копыт), места их дневных стоянок. В четырех выездах из восьми удалось визуальным образом зарегистрировать их присутствие и провести учеты. Зимой во время добывания лошадьми корма из-

под снега (тебеневка), они иногда позволяли приблизиться к ним на расстояние до 20 м. На пастбищных участках лошадей отмечали поедаемые ими виды травянистой растительности.

На основании полученных материалов составлена карта-схема района обитания лошадей с указанием мест их дневных стоянок (рис. 1), определены основные корма, употребляемые ими в условиях ПГРЭЗ. Ежегодно проводился учет численности лошадей, приплода.

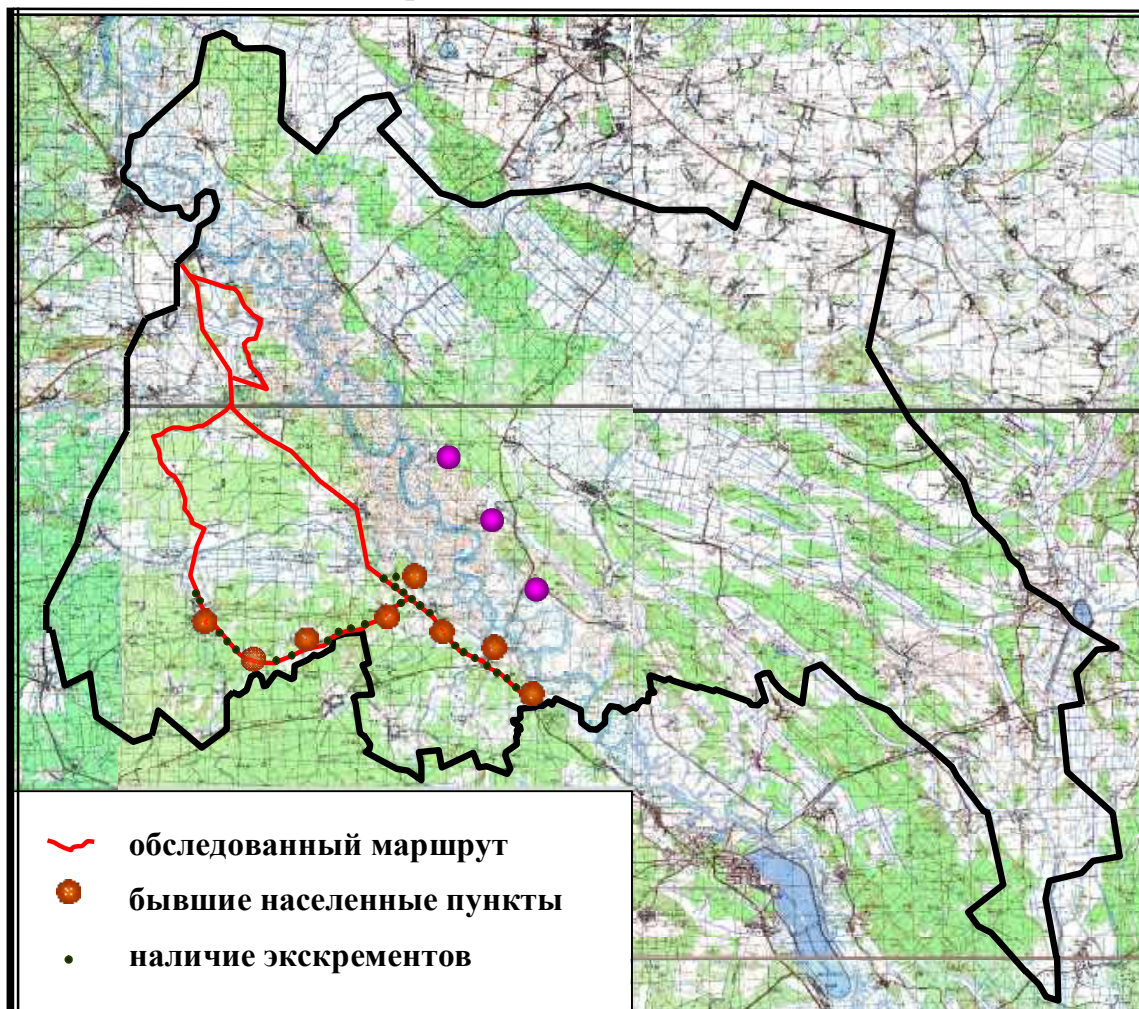


Рис. 1. Места дневных стоянок и встреч лошади Пржевальского

Результаты и их обсуждение. Впервые в ПГРЭЗ лошадей Пржевальского (2 кобылы и 1 жеребец) зарегистрировали в 2007 г. на Наровлянском участке заповедника (правобережье р. Припять) в районе бывшего населенного пункта (б.н.п.) Тешков, т.е. через 9 лет после завоза лошадей в украинскую зону отчуждения Чернобыльской АЭС. Затем в 2010 г. появились еще 3 особи (жеребец и две кобылы). Ранее, но тоже в 2007 г. были сведения о встрече лошадей Пржевальского на Наровлянском участке заповедника на заброшенных полях, прилегающих к украинской части зоны Чернобыльской АЭС. Об этом писали наши украинские коллеги [6]. В 2010 г. следы пребывания лошадей были отмечены уже на левом берегу р. Припять (Хойникский участок заповедника) в районе б.н.п. Хвощевка, Оревичи и визуальна зарегистрирована одна особь в районе б.н.п. Красноселье. Возможно,

во всех трех случаях была всего одна особь, поскольку все регистрации происходили в первой декаде мая, а расстояние между крайними указанными пунктами составляет 18 км.

В 2012 г. на Наровлянском участке визуально отмечено присутствие 17 лошадей в виде двух репродуктивных табунков в 10 и 7 особей, в том числе по 2 жеребенка в каждом. В целом на территории заповедника родилось 11 жеребят: в 2009 г. – 2 жеребенка, в 2010 – 2, в 2011 – 3 и в 2012 – 4.

Судя по утоптаным площадкам и скоплениям навоза, один из табунков постоянно придерживается б.н.п. Довляды и Белая Сорока. Район обитания второго табунка охватывает территорию, прилегающую к б.н.п. Осиповка, Дуброво, Тихин, Углы. Территориально два табунка держатся обособленно. Наличие подходящих пастбищ, вероятно, пока позволяет им самостоятельно функционировать и удерживаться на выбранных участках.

Лошади придерживаются преимущественно открытых пространств: бывших пахотных земель в районе выселенных сел, а также возвышенных участков в пойме Припяти и ее притоков в виде остепненных растительных сообществ, ценных в кормовом отношении и редких для Беларуси. Бывшие пахотные земли в настоящее время представляют собой залежи с сильным задернением почвы и доминированием в травостое злаковых растений. Эти залежи как пастбищные участки используются лошадьми круглый год (рис. 2).



Рис. 2. Пастбищные участки лошади Пржевальского

Близость к лесостепной зоне (около 100 км) и своеобразные климатические условия района определили развитие в долине Припяти особого облика луговой растительности – большое участие лугово-степных видов: полевица виноградниковая (*Agrostis vinealis* Schreb.), тонконог Делявиня (*Koeleria delavignei* Czern. ex Domin), тимофеевка степная (*Phleum phleoides* (L.) Karst.), осока ранняя (*Carex praecox* Schreb.), кострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leys.) Holub), мятлик узколистный (*Poa angustifolia* L.), овсяница полесская (*Festuca polesica* Zapal.) [7]. Такие злаковые, остепненные луга

характерны для правобережья Припяти на участке д. Тешков – д. Белая Сорока [8]. Именно здесь встречаются лошади Пржевальского. Выбор ими местообитаний на территории заповедника вполне закономерен для этого вида, предпочитающего степные биотопы.

На Наровлянском участке из 15 бывших населенных пунктов, встреченных на маршруте, в 8 были стоянки лошадей (рис. 1). Для дневных стоянок лошади устраиваются в пустующих огромных каменных строениях – коровниках, свинокомплексах (рис. 3). Противопожарные полосы, расположенные в районе обитания лошадей, интенсивно используются ими как торные тропы при обходе своего участка и для принятия песочных ванн (рис. 4).



Рис. 3. Места дневных стоянок лошади Пржевальского



Рис. 4. Использование лошадью Пржевальского противопожарных полос

Возможно, что в ПГРЭЗ подходящие кормовые пастбища для лошади Пржевальского будут ограничены по площади лишь остепненными участками в долине Припяти и землями бывшего хозяйственного использования. Учитывая высокую подвижность табунков лошадей, постоянно перемещающихся в поисках участков с подходящими пастбищами, следует ожидать возможного выхода лошадей за пределы заповедника.

В местах пастбы лошадей из поедаемой ими травянистой растительности отмечены такие виды, как осока ранняя, кострец безостый, мятлик узколистный, овсяница полесская, овсяница овечья (*Festuca ovina* L.). На участках, где ранее содержался в загонах скот, а теперь заросших пыреем

ползучим (*Elytrigia repens* (L.) Nevski), лошади почти начисто выедают его побеги (рис. 5). В зимний период в заброшенных садах выселенных деревень отмечено скучивание ими веточек плодовых деревьев. Охотно употребляют в корм опавшие яблоки, о чем свидетельствуют густые всходы яблонек в июне на кучках лошадиного навоза. Лошади Пржевальского на территории последнего их ареала в Монголии (Джунгарская Гоби) питались в основном злаками: ковылями, житняком, овсяницей, тростником. Поедали полынь, дикий лук и мягкие части различных полукустарников и кустарников – саксаула и караганы [9].



Рис. 5. Участок пырея ползучего, выеденного лошадейю Пржевальского

Судя по внешнему виду животных (рис. 6), во все сезоны года они находятся в хорошем физическом состоянии, в меру упитаны. Это свидетельствует о том, что они приспособились к питанию местными видами растений и об обеспеченности их в условиях ПГРЭЗ полноценным кормом. Случаев гибели лошадей на территории заповедника не зарегистрировано.



Рис. 6. Лошадь Пржевальского на территории ПГРЭЗ

Лошадь Пржевальского – крупное растительноядное животное (взрослая особь весит в среднем 280 кг), потребляющее в степях заповедника «Аскания-Нова» в летний период в сутки 8,2 кг сухой массы пастбищных растений [10]. Несомненно, при дальнейшем росте численности лошадей, они будут оказывать влияние на растительные фитоценозы, и, возможно, в условиях ПГРЭЗ играть положительную роль, как потребители загрязненной радионуклидами травянистой растительности.

Вероятно, со временем могут возникнуть проблемы близкородственного скрещивания, возможной случайной гибридизации с домашними лошадьми, которые содержатся в ПГРЭЗ в загонах (320 особей). Следует ожидать и взаимообмена гельминтами между пришельцами и исконными обитателями заповедника.

Заключение. Климатические условия, отсутствие людей, охранный режим территории, наличие подходящих по составу растительности пастбищных участков благоприятно сказываются на состоянии вольной группировки лошади Пржевальского в ПГРЭЗ. Бывшие населенные пункты, их окрестности, пожарные водоемы активно используются лошадьми как места для дневного отдыха, пастьбы, водопоя. Район обитания животных преимущественно охватывает залежные земли бывших сельхозугодий и возвышенные участки (остепненные луга) в долине р. Припять, протекающей на территории заповедника.

Общая численность лошадей Пржевальского по результатам учетов составляет 17 особей. На территории заповедника родилось 11 жеребят.

Не вызывает сомнений необходимость дальнейшего отслеживания различных аспектов пребывания лошади Пржевальского на территории ПГРЭЗ: влияние на состояние популяций диких копытных, исконных обитателей Полесья, изучение адаптационных возможностей редкого вида, пространственной и социальной структуры образующихся группировок.

ЛИТЕРАТУРА

1. Жарких Т.Л., Ясинецкая Н.И., Боровский А.Н., Звегинцова Н.С. Изучение популяции лошади Пржевальского в зоне Чернобыльской АЭС // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. биол. 2002. Т. 107. №5. С. 9-16.
2. Boyd L. & King S.R.B. 2011. *Equus ferus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 15 November 2012.
3. Гептнер В.Г., Насимович А.А., Банников А.Г. Парнокопытные и непарнокопытные. Млекопитающие Советского Союза. М.: Высш. школа, 1961. С. 715-729.
4. Соколов В.Е., Дуламцерэн С., Хотолху Н., Орлов В.Н. Редкие виды копытных Большого Гобийского Заповедника (МНР): современное состояние и перспективы. География и динамика растительного и животного мира МНР. М.: Наука, 1978. С.7-11.

5. Климов В.В., Орлов В.Н. Современное состояние и проблемы сохранения лошади Пржевальского (*Equus przewalskii*) // Зоологический журнал. 1982. Т. LXI. № 12. С. 1862-1869.
6. Жарких Т.Л., Ясинецкая Н.И. Демографические показатели популяции лошадей Пржевальского (*Equus przewalskii* Polj., 1881) в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. биол. 2008. Т. 113. №5. С. 3-9.
7. Парфенов В.И., Масловский О.М., Валетов В.В. и др. Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Мозырь: ООО ИД «Белый ветер», 2002. – 112 с. (с. 37).
8. Гельтман В.С., Моисеенко И.Ф. Пойменные леса Припяти и их трансформация в связи с мелиорацией. Минск: Навука і тэхніка, 1990. – 118с. (с. 24).
9. Соколов В.Е. и др. Ареал лошади Пржевальского (*Equus przewalskii*) в последний период существования вида в МНР и его геоботаническая характеристика // Зоологический журнал. 1991. Т. 70. Вып. 5. С. 111-116.
10. Абатуров Б.Д. и др. Опыт количественной оценки питания свободно пасущихся млекопитающих в естественной среде обитания // Зоологический журнал. 2003. Т.82. №1. С. 104-114.

ПОСЕЛЕНИЯ ЕВРОПЕЙСКОГО БАРСУКА (*MELES MELES* L.): РАЗМЕРНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА, ПЛОТНОСТЬ РАЗМЕЩЕНИЯ, ЗАСЕЛЕННОСТЬ ВЫВОДКАМИ, ИСПОЛЬЗОВАНИЕ НОРНЫМИ ХИЩНИКАМИ

Т.Г. Дерябина

Введение. Барсук распространен на всей территории Беларуси, но численность и плотность его низкие, в том числе и на особо охраняемых природных территориях [1-6]. Занесен в Красную книгу Республики Беларусь, начиная с первого ее издания (1981, 1993, 2004). Категория охраны III (VU). Вид включен в Приложение III Бернской конвенции [7].

Европейский барсук (*Meles meles* L.) считается достаточно изученным видом в западной части своего ареала, в первую очередь, в Великобритании, где в связи с его участием в циркуляции бычьего туберкулеза и высокой плотностью популяций, является постоянным объектом исследований [8-12]. В странах центральной и восточной Европы, для которых характерна невысокая плотность барсука, сведения о нем фрагментарны, за исключением территории Беловежской пуши (Польша) [13-17].

Несмотря на то, что барсук является аборигенным представителем фауны Беларуси, весьма своеобразным и интересным по многим аспектам своей жизнедеятельности, до сих пор он остается в стране малоизученным видом. Особенно это касается его численности, смертности, социальной организации,

показателей воспроизводства. Этому немало способствует его скрытный образ жизни, редкость в природных угодьях. Отсутствие надежных методов учета, слабая изученность факторов, определяющих динамику численности барсука на территории Беларуси, не позволяют дать реальную комплексную оценку состояния его популяции в настоящее время.

С созданием ПГРЭЗ (1988 г.) на его территории сложились благоприятные условия для сохранения и увеличения численности локальной популяции барсука в связи с эвакуацией населения и введением особого режима охраны загрязненной радионуклидами территории. Что способствовало снижению случаев браконьерства. Раскопка выводковых нор и браконьерская добыча с целью получения жира считаются основной причиной низкой численности барсука в Беларуси [4, 5].

Изучение барсука на обширной территории охранного режима (216,5 тыс. га) при наличии относительно высокой плотности его потенциальных врагов (волка, рыси) и трофических конкурентов (енотовидной собаки, лисицы, кабана) [18], представляет особый интерес для выяснения его биоценотической роли в условиях заповедника, социальной структуры и состояния популяции.

Ранее специальных исследований по барсуку на территории ПГРЭЗ не проводилось. Имеется единственная работа [19], в которой приводятся данные по численности барсука в 1999 году.

Цель исследований: дать размерную характеристику выявленных нор барсука, определить их функциональное использование, особенности пространственного и биотопического распределения, плотность размещения, оценить заселенность нор выводками и использование другими норными хищниками.

Материал и методы исследования. Основным материалом собран в 2006-2010 гг. на территории Хойникского участка ПГРЭЗ (40,7 % от территории заповедника), общая площадь 88,1 тыс. га, лесная – 79,3 тыс. га. По некоторым вопросам проводились дополнительные исследования в 2011-2012 гг.

Обнаружение нор, их размерная характеристика, функциональное использование. Большая часть нор была выявлена в 2006-2007 гг. в ходе проведения ежегодных маршрутных учетов по программе мониторинга животного мира ПГРЭЗ и избирательного обследования угодий, наиболее подходящих для устройства нор барсука. Также использованы сведения сотрудников заповедника об известных им барсучьих поселениях. Пространственное расположение нор фиксировали с помощью спутникового навигатора GPS Garmin с точностью от 5 до 15 м. За нору как учетную единицу принималась отдельная нора с одним или множеством выходов, а также система изолированных нор, расстояние между которыми не превышало 100 м. При описании нор учитывали такие параметры, как биотоп, рельеф, близость источника воды, подсчитывали общее количество входов и число активно используемых. О размерах норы судили по количеству входных отверстий [20, 21], выделяя следующие размерные классы: крупные норы – более 10 входов, средние – 3-10 входов и мелкие – 1-2 входа.

При первичном описании нор не всегда удается определить функциональную роль той или иной норы. Это становится возможным лишь после проведения систематических наблюдений в течение минимум года. В 2006-2007 гг. осуществляли поиск нор и наблюдения за ними, что позволило провести классификацию нор в зависимости от их функционального использования. Выделены следующие типы нор: основная или выводковая, временная [22, 23] и формирующаяся основная [24] (рис. 1).



Рис. 1. Норы барсука: временная, формирующаяся основная и основная

Основная нора – большая нора, в которой жили барсуки в течение длительного времени и использовали для зимнего сна, как главное убежище для дневного отдыха, и для вывода потомства (по крайней мере, в период наблюдений, даже если и один раз). Временная нора – нора очень простого устройства, в которой в период наблюдений не отмечено зимовки особей и вывода потомства, но видимые признаки посещения или временного использования норы барсуком имелись. Формирующаяся основная – по устройству занимает промежуточное положение между основной и временной. Обычно используется для зимовки и проживания одиночными взрослыми особями, расселяющимся молодняком, а также семейной группой барсуков, особенно в летний период.

После проведения классификации нор систематическими наблюдениями были охвачены 41 нора (17 основных, 10 формирующихся основных, 14 временных). За период январь 2008 г. - декабрь 2010 г. осуществлено 332 посещения нор барсука (табл. 1). Каждая основная нора в среднем посещалась 3,9 раз в год, формирующаяся основная – 2,3 раза, временная – 2,1 раз.

Проведенная классификация нор, как показали дальнейшие наблюдения, в некоторой степени условна, т.к. за период исследований функциональная роль отдельных нор менялась. Временная нора становилась выводковой, формирующаяся основная – основной, а основная нора иногда на 1-2 года превращалась во временную.

Для количественной оценки использования барсучьих нор енотовидной собакой (*Nyctereutes procyonoides* Gray) и лисицей (*Vulpes vulpes* L.) при посещении нор отмечали признаки пребывания каждого вида (следы, экскременты, покопки, роющая активность, лежки, шерсть и пр.) перед входами в нору или вблизи.

Таблица 1

Число инспектируемых нор барсука в 2008-2010 гг. (по месяцам)

Категория нор 2008 г.	1	2	3	4	5	6	8	9	10	11	12	1-12
Основная (n=13)	1	-	4	4	-	10	-	10	4	10	-	43
Формирующаяся основная (n=10)	-	-	1	1	-	3	-	4	2	3	-	14
Временная (n=13)	-	-	-	2	-	1	-	-	1	6	-	10
2009 г.												
Основная (n=15)	3	3	3	10	4	12	13	6	14	-	-	68
Формирующаяся основная (n=10)	-	-	2	5	-	8	8	4	8	-	-	35
Временная (n=14)	-	-	2	12	1	9	11	2	9	-	-	46
2010 г.												
Основная (n=17)	-	-	4	9	1	10	2	16	2	17	3	64
Формирующаяся основная (n=10)	-	-	1	3	-	6	1	4	-	8	-	23
Временная (n=14)	-	-	-	5	-	6	1	6	1	10	-	29
Итого	4	3	17	51	6	65	36	52	41	54	3	332

Заселенность нор выводками, размер выводка. Ежегодно в мае-июне посещали основные норы с целью обнаружения признаков присутствия детенышей (прямые наблюдения, наличие «детских площадок», отпечатки маленьких следов). Для определения размера выводка (в возрасте более 2-2,5 месяца) проводили наблюдения в летний период за основными норами, где имелись детеныши. Общее количество детенышей в выводке определяли на основании максимального числа замеченных детенышей в течение первого и последующих повторных наблюдений.

Численность барсука. В июне 2012 г. проведен учет численности барсука (с приплодом) на основных норах на территории Хойникского участка ПГРЭЗ.

Выражаю искреннюю благодарность сотруднику научного отдела экологии фауны ПГРЭЗ А.А. Косарю за всестороннюю помощь в сборе материала по барсукам.

Результаты исследований. *Число нор, их размерная характеристика, функциональное использование.* Всего выявлено 59 нор барсука, но систематические наблюдения проводились на 41 норе.

Число входов у нор варьировало от 1 до 17. Среднее число входов на одно поселение $3,90 \pm 3,89$ (n=41). Основные параметры нор приведены в табл. 2.

Характеристика нор барсука

Параметры	Размерные классы поселений		
	малая нора (1-2 входа)	средняя нора (3-10 входов)	крупная нора (более 10)
Количество нор	20	18	3
Доля (%) от общего числа нор	48,8	43,9	7,3
Плотность нор на 1000 га	0,23	0,20	0,04
Среднее число входов (при обнаружении норы)	1,1±0,3	5,2±2,1	14,7±2,1
Среднее число функционирующих входов	1,1±0,3	2,4±1,2	7,3±2,1

Для основных нор в среднем было характерно $6,7 \pm 4,5$ входов, но функционировало обычно 3-4 входа. У формирующихся основных нор при среднем числе входов $2,2 \pm 1,4$ активно использовались от 1 до 3 входов. Временные норы обладали небольшим числом входов – в среднем $1,7 \pm 1,5$.

У нор, вырытых барсуком, высота входного отверстия обычно меньше ширины, что вполне соответствует телосложению этого зверя (рис. 2). Высота входа у обнаруженных нор колебалась от 18 до 41 см при среднем значении $30,5 \pm 5,9$ см, ширина – от 20 до 58 ($37,2 \pm 7,8$) см.



Рис. 2. Входное отверстие характерное для норы барсука

Из 59 нор 30 нор (50,9 %) были устроены на возвышенных участках земли (склоны холмов, торфяные валы, искусственно созданные в период хозяйственной деятельности).

Функциональное использование учтенных нор барсука представлено на рис. 3

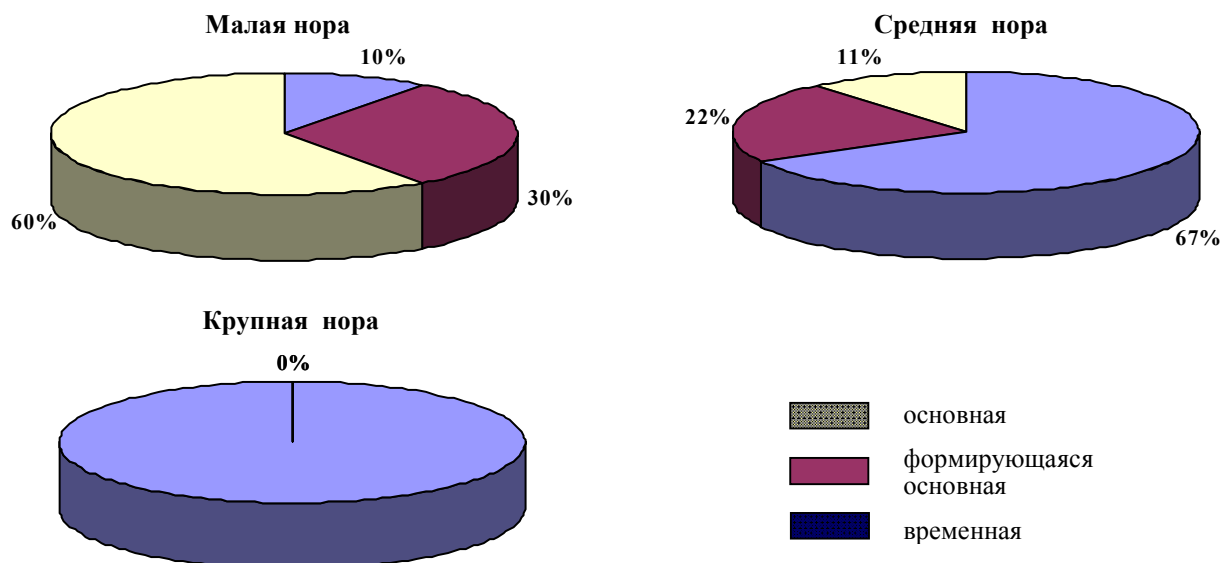


Рис. 3. Использование барсуком нор различного размерного класса

Все основные норы находились недалеко от источника воды, на расстоянии от 20 до 400 м.

Пространственное и биотопическое распределение основных нор барсука. Пространственное размещение выявленных основных нор барсука на рассматриваемом участке представлено на рис. 4.

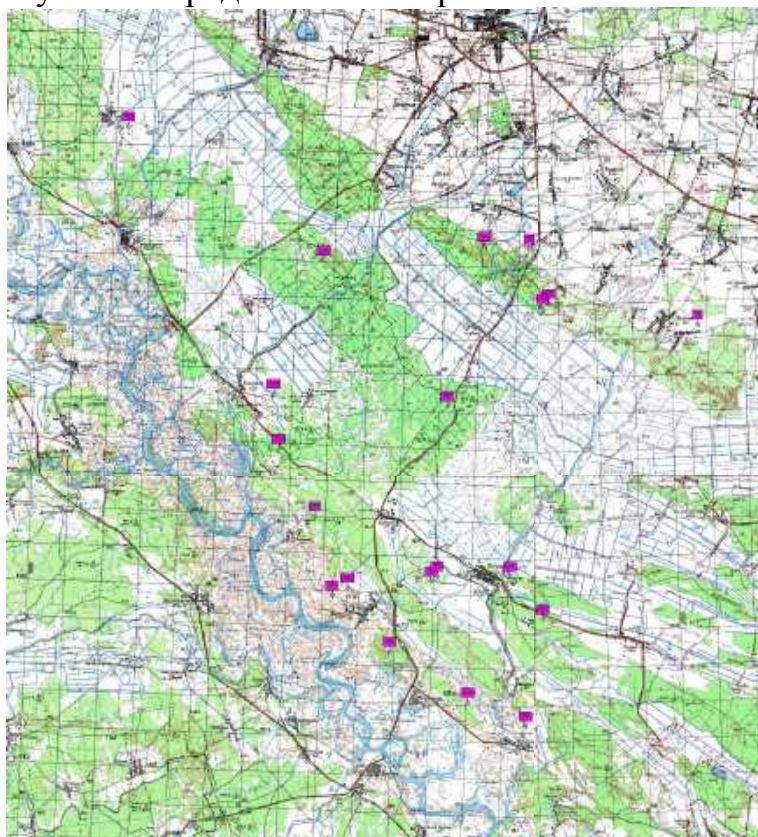


Рис.4. Пространственное размещение основных нор барсука на Хойникском участке ПГРЭЗ

Расстояние между соседними основными норами при достоверном отсутствии между ними других поселений колебалось от 490 м до 3-4 км.

Большая часть основных нор (70,6 %) располагалась в лесных угодьях. При этом в сосновых насаждениях – 58,3 %, в хвойно-лиственных насаждениях с примесью дуба – 16,7 %. Значительной оказалась доля нор, устроенных на территории бывшего антропогенного ландшафта (выселенные села) – 29,4 %.

Следует отметить, что 50 % основных нор барсука были обустроены в нетрадиционных убежищах: в угольных ямах для выжигания угля, оставшихся с довоенных времен угольного промысла (возвышения земли кольцеобразной формы, расположенные среди лесных насаждений), в подполье домов выселенных сел, в подземных трубах нефункционирующих производственных сооружений (рис. 5).



Рис. 5. Нетрадиционные места устройства барсучьих нор в условиях ПГРЭС
Заселенность основных нор выводками, размер выводка. Результаты проведенных учетов наличия детенышей в основных норах представлены в табл. 3.

Таблица 3

Заселенность основных нор барсука выводками на Хойникском участке, %

№ норы	2007 г.	2008 г.	2009 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.	Всего
1	0	0	0	0	0	1	1
2	0	-	0	0	-	0	0
3	1	0	1	1	1	1	4
4	1	0	0	0	0	0	1
5	0	0	1	-	1	0	2
6		1	1	0	0	0	2
7	0	1	1	1	1	1	5
8	1	1	0	1	1	1	5
9	1	0	0	-	-	0	1
10			1	1	1	0	3
11	-	0	-	0	0	-	0
12	0	1	0	0	0	0	1
13			1	0	0	0	1
14	0	-	-	0	0	1	1
15				0	0	0	1
16				0	1	0	1
17		0	0	1	1	1	3
18				0	0	0	0
19		0	0	1	0	0	1
20					1	1	2
Количество выводков	4	4	6	6	8	7	35
Количество инспектируемых нор	10	12	14	17	18	19	90
Доля нор с выводками, %	40,0	33,3	42,9	35,3	44,4	36,8	38,9

Примечание. 0 – отсутствие детенышей; 1 – присутствие детенышей; – нора не посещалась; пустая клетка – нора еще не была обнаружена.

Среди инспектируемых нор подряд два года потомство выращивалось в 2-х норах, три года подряд – в 3-х, 4 года – в 1 норе и 5 лет – в 1 норе.

Для определения сроков рождения детенышей мы располагаем весьма незначительным материалом: 13 апреля и 20 апреля при посещении основных нор в двух были обнаружены выводки, появившиеся 2-3 дня назад. Самая ранняя дата обнаружения следов барсучат у посещаемых основных нор отмечена 24 мая, 2, 4, 5 июня.

Предпринятые визуальные наблюдения (дневные, вечерние) за норами, где имелись детеныши, с целью определения размера выводка, не дали ожидаемых результатов. Самки, чуя присутствие человека, вели себя исключительно осторожно, не позволяя всем детенышам выйти из норы. Проведение подобных исследований требует использования современных технических средств (видеокамер). Тем не менее, в колодцах очистных сооружений, где барсуки устраивают дневные лежки и происходит кормление детенышей, удавалось определять размер выводка в возрасте более трех месяцев на протяжении четырех лет: в 2009 г. – 2 детеныша; в 2010 г. – 3, в 2011 г. – 2; в 2012 г. – 2 детеныша (рис. 6).



Рис. 6. Кормление барсучат: в 2010 г. – 3 детеныша, в 2012 г. – 2 детеныша

Численность барсука, возможные лимитирующие ее факторы. В июне 2012 г. при проведении учета численности барсука из 19 инспектируемых основных нор в семи были отмечены выводки детенышей вместе с самкой, в одной – выводок енотовидной собаки, в 4-х норах не обнаружено признаков присутствия барсуков в это время, в 4-х норах – одиночные особи, в 3-х – по 2 особи. В колодцах очистной системы (принята за основную нору) в это время отмечено присутствие 5 особей: самка с двумя детенышами и 2 особи прошлого года рождения. Средний размер выводка (по четырехлетним наблюдениям за этой норой) равен 2,3 детеныша. Общее число барсуков в основных норах может составить приблизительно 35 особей (табл. 4).

При расчетах численности барсука принято во внимание, что число основных нор на участке является заниженным, поскольку не все они выявлены. Поэтому число основных нор можно взять в диапазоне 19-25 (минимум – обнаруженное их число, максимум – предположительно существующее на участке).

Таблица 4

Численность и плотность барсука (с учетом приплода) на Хойникском участке ПГРЭЗ по результатам летних учетов на основных норах

Показатели	10-14 июня 2012г.
Число основных нор	19
Заселенность основных нор, %	73,6
Плотность основных нор: поселений на 1000 га лесной площади	0,25
поселений на 1000 га общей площади	0,23
Общее количество барсуков в основных норах по результатам учета	35
Количество барсуков, приходящихся: на одну основную нору	1,8
на жилую основную нору	2,5
Плотность барсука: особей на 1000 га лесной площади	0,44
особей на 1000 га общей площади	0,40

Исходя из полученных данных (табл. 4), численность барсука можно рассчитать следующим образом: умножить число основных нор на среднее количество барсуков, приходящихся на одну основную нору – 1,8. Следует полагать, что дефицит особей из-за наличия нор не занятых или населенных одним или двумя барсуками компенсируется излишком присутствующих особей в нескольких больших группах (5-7 особей, молодые в том числе). Рассчитанная таким образом численность барсука на Хойникском участке составит приблизительно 34-45 особей. Если принимать в расчет только жилые основные норы барсука, то, умножая их число (14 нор) на среднее количество особей в жилой основной норе – 2,5 особей (табл. 4), получим численность барсуков на рассматриваемом участке 35 особей. Экстраполяция полученных цифр на территорию всего заповедника, дает численность барсука в ПГРЭЗ равную 85-110 особей.

Посещаемость нор барсука хищниками (волк, рысь). Поселения барсука привлекают внимание крупных наземных хищников ПГРЭЗ – волка и рыси. В 2006-2012 гг. при регулярных обследованиях основных нор барсука у каждой из них отмечались признаки посещения этими хищниками – экскременты, мочевые метки, следы, засидки у входа в нору, а также раскопка норы волком, либо для устройства логова, либо с целью добычи барсука. Так, в 2010 г. в июне при проведении учетных работ было обнаружено логово волчицы с волчатами в основной норе барсука в лесном массиве (рис. 7), а в октябре на торфянистом возвышении, пронизанном барсучьими норами, несколько функционирующих входов было раскопано стайей волков с целью добычи животных. Тем не менее, уже через один год это поселение вновь использовалось барсуками.



Рис. 7. Логово волка устроенное в барсучьей норе

Рысь при систематических обходах своего участка, на территории которого находились колодцы очистного сооружения, посещала каждый из колодцев, где обитали барсуки. Неоднократно зимой при оттепелях, когда барсук выходит из норы, отмечали засидку рыси у нор барсука. При этом она оставляет мочевые метки и экскременты на выбросах земли у входа в нору, зафиксирована попытка рыси проникнуть вглубь норы. Однако прямыми сведениями о нападении этих хищников на барсука мы не располагаем.

Браконьерство. Из 19 основных нор барсука 9 нор (47,4 %) имели следы браконьерства разной давности: раскопка нор, установка капканов, петель (рис. 8). В настоящее время почти все они заняты вновь барсуками и часть их функционирует как основные норы, что косвенно может свидетельствовать о дефиците на территории заповедника местообитаний, подходящих для устройства основных нор.



Рис. 8. Раскопка нор и установка петель у входа

Случаи гибели барсуков. У 47 % выводковых нор барсука за период 2005-2009 гг. на скоплениях выброшенной земли были найдены черепа и отдельные кости погибших в норе барсуков, извлеченные животными при расчистке нор. В 2008-2009 гг. на территории Хойникского участка обнаружены 3 трупа барсука из возрастной категории «полувзрослые», т.е. на втором году жизни. Причины и масштабы смертности барсука в ПГРЭЗ требуют специальных исследований.

Использование барсучьих нор норными хищниками. Результаты наблюдений за использованием нор барсука енотовидной собакой и лисицей представлены в табл. 5.

Таблица 5

Использование барсучьих нор барсуком, енотовидной собакой и лисицей, 2009-2010 гг.

Норы барсука, используемые:	Категория нор			Всего
	основная	формирующаяся основная	временная	
	n=15	n=7	n=14	
Барсуком	15 (100 %)	5 (71,4 %)	5 (35,7 %)	25 (69,4 %)
Енотовидной собакой	8 (53,3 %)	6 (85,7 %)	6 (42,9 %)	20 (55,6 %)
Лисицей	-	1(14,3 %)	2 (14,3 %)	3 (8,3 %)
Барсуком совместно с енотовидной собакой	4 (26,7 %)	-	-	4 (11,1 %)
Барсуком поочередно с енотовидной собакой	4 (26,7 %)	5(71,4 %)	1 (7,2 %)	10 (27,8 %)
Барсуком совместно с лисицей	-	-	-	-
Барсуком поочередно с лисицей	-	-	1 (7,2 %)	1 (2,8 %)
Барсуком, лисицей, енотовидной собакой поочередно	-	1 (14,3 %)	-	1 (2,8 %)

Среди обследованных барсучьих нор за 2 года было зарегистрировано 12 выводков барсука, 6 выводков енотовидной собаки, 2 выводка лисицы. Выводки енотовидной собаки отмечены во всех типах нор барсука: в двух основных норах, в двух формирующихся основных и двух временных. Выводки лисицы зарегистрированы в формирующейся основной и временной норе барсука.

Норы барсука в качестве выводковых использовали и другие животные – волк, лесной хорь. Из контролируемых нор для устройства родильного логова волком были заняты две основные норы барсука и одна формирующаяся основная. Занимая барсучью нору под логово, волк значительно расширяет ее центральный вход: 55x68, 79x50, 54x39см (рис. 9).



Рис. 9. Нора барсука расширенная волком под логово

Обсуждение результатов. Согласно полученным материалам, норы барсука на территории ПГРЭЗ имеют небольшие размеры. Большая часть обнаруженных нор относилась к категории мелкая нора и средняя (табл. 2). Доля крупных поселений небольшая – 7,3 %, и плотность размещения их весьма низкая – 0,04 на 1000 га. На порядок ниже, чем в лесах Беловежской пуши (польская часть) в конце 1990-х годов – 0,4 [25].

Проведенная Н.И. Марковым [21] сравнительная размерная характеристика нор барсука в разных частях его ареала показала, что на охраняемых территориях доля крупных поселений составляет не более 15 % от общего числа нор. Считается, что с увеличением антропогенной нагрузки доля крупных колоний, которые «обеспечивают как оптимальное укрытие, так и оптимальные условия для выведения потомства» возрастает [10, 21].

Среднее число входов у основных и временных нор барсука в ПГРЭЗ – $6,7 \pm 4,5$ и $1,7 \pm 1,5$ почти соответствует аналогичным показателям для нор барсука в Беловежской пуше (польская часть) – $6,3 \pm 2,4$ и $1,7 \pm 1,2$ [23]. Как показали наши наблюдения, количество входов у основных нор в значительной мере зависит от того, как часто бывают в ней выводки, поскольку в норах с выводками используются обычно почти все имеющиеся входы и закладываются новые.

Для вывода потомства барсуки в основном использовали крупные и средние норы (рис. 2). Тем не менее, выводки были обнаружены и в мелких норах, но в этом случае они отличались хорошей защищенностью – были устроены в густых зарослях сирени в выселенных селах. Однако в качестве выводковых функционировали лишь один раз за весь период наблюдений. Тот факт, что мелкие норы используются барсуками для зимовки, проживания и изредка вывода потомства (рис. 2), возможно, может свидетельствовать о преимущественно одиночном образе жизни барсука на территории ПГРЭЗ.

Данные, относящиеся к пространственному распределению основных нор барсука, обычно определяются плотностью популяции. Так, в Англии минимальное среднее расстояние между двумя основными норами составляет 300 м [8] (средняя плотность популяции 93,8 особей на 1000га), в Швейцарии в Бройе – 1160 м (при плотности 11,9-15 особей на 1000 га) [22]. В Судетах в Польше поселения барсука располагались на расстоянии 2,85-3,75 км друг от друга при плотности – 0,5-0,6 пос. на 1000 га [16]. Наши данные (3-4 км) оказались близки к таковым у барсука из Польши.

На территории Беларуси барсук обычно поселяется в различных типах лесных насаждений, вблизи от воды, предпочитая благоприятные для успешного норения условия – возвышенные участки рельефа с сухой почвой и низким залеганием грунтовых вод [26]. В Национальном парке «Беловежская пуща» при заселении угодий барсук отдает предпочтение, в первую очередь, сосново-еловым и дубово-грабовым лесам – соответственно 42,0 и 20,0 % от числа найденных [1]. В Березинском биосферном заповеднике обитает на сухих островах среди болот [27]. Полесье издавна считалось регионом, наименее пригодным для обитания барсука из-за сильной заболоченности лесной территории [28]. Поэтому в условиях ПГРЭЗ сосновые насаждения, занимая повышенные участки водоразделов, являются для барсука подходящим типом насаждений для устройства нор.

На территории заповедника барсук выкапывает норы не только в естественных местах его обитания, но и постепенно осваивает территории бывших населенных пунктов. Устраивает там норы в почвенных новообразованиях антропогенного происхождения – насыпи земли, траншеи, а также в сооружениях исключительно техногенного характера – цементных трубах, бетонных перекрытиях, фундаментах пустующих домов, печек, коровников, подвалах, погребах во дворах (рис. 10).



Рис. 10. Норы барсука на территории бывшего антропогенного ландшафта

Представляет интерес факт нахождения выводковой норы в выселенной деревне Бабчин (здесь размещается научная часть заповедника) в одном из пустующих строений в непосредственной близости от проезжей дороги, собак, людей. А также использование в лесу барсуком свеженасыпанного холма земли у противопожарной полосы для устройства временной норы (рис. 11).



Рис. 11. Временная нора барсука в искусственно созданной насыпи песка

Такая готовность барсука использовать подходящие для устройства нор почвенные образования, убежища различного рода, позволяет рассчитывать на положительный эффект при проведении специальных мероприятий по оптимизации условий обитания редкого вида в виде искусственно созданных насыпей земли в непосредственной близости от его поселений.

Среднегодовой показатель заселенности основных нор выводками оказался равным 38,9 % при колебаниях по годам от 33,3 % до 44,4 % (табл. 3). Что не выходит за рамки диапазона величин, характерных для барсука из европейских стран: в Швейцарии – 32 %, в Англии – 30-35 %, в Шотландии – 38 %, в Ирландии – 35 % [цит. по 29], в северо-восточной Польше (ландшафтный парк Сувалки) – 40 % [14]. Очевидно, такая величина этого показателя воспроизводства характерна для этого вида и не зависит от плотности популяций.

Средний размер выводка (в возрасте более трех месяцев) для наблюдаемой семейной группы барсуков составил 2,3 детеныша, что соответствует величине такового у барсуков северо-восточной Польши – 2,3 [14]. Этим показателем можно будет в дальнейшем пользоваться при расчетах численности местной популяции барсука. Приводимые в литературе данные о среднем размере выводка, основанные на визуальных наблюдениях, относятся к детенышам в возрасте более 2-2,5 месяца. Именно в этом возрасте барсучата появляются на поверхности и доступны подсчету [29]. Естественно, что при этом в расчет не принимается возможная пренатальная и постнатальная смертность новорожденных. Считается, что самки барсука могут приносить от 1 до 5 детенышей [30]. В Германии на 67 учтенных выводках с 1962 по 1987 гг. наблюдалось от 1 до 4 детенышей в норе, в среднем 2,61 [31]. R. Anderson, W. Trevella [30] для европейских стран приводят средний размер выводка – 2,4 детеныша. Для западных районов Швейцарии в выводке характерно в среднем – 2,5 детеныша [29].

Отмечаемые нами даты выхода детенышей из нор – 24 мая, 2, 4, 5 июня, а также зарегистрированные даты рождения двух выводков – 10 и 17 апреля, позволяют считать, что сроки появления детенышей в условиях ПГРЭЗ укладываются во временные рамки, указанные для территории Беларуси – конец марта – апрель [26].

Выявленная плотность основных нор барсука 0,23 на 1000 га (табл. 4) в сравнении с таковой на различных участках ареала этого вида весьма низкая. Так, в отдельных районах Швейцарии она колеблется от 4,2 до 11,9 нор на 1000 га [22], в Судетских горах в Польше составляет 0,5-0,6 [16], в Люксембурге – 0,2-0,3 [32], во Франции – от 0,7 до 7,4 на 1000 га [33], в Ирландии – 6,6-31,6 [34], в Англии локально – до 260 нор на 1000 га [35].

Плотность барсука на рассматриваемом участке составила 0,40 особей на 1000 га общей площади. Этот показатель следует считать небольшим в сравнении с другими «регионами континентальной Европы, где средняя плотность 6,3 особи на 1000 га при крайних значениях 1,6-15,2. А на британских островах колеблется от 86 до 307 особей на 1000 га при среднем значении 93,8» [25].

О численности барсука в заповеднике до работ, начатых в 2006 г., можем судить лишь по данным [19]. Согласно этому источнику, «к 1999 г. в заповеднике обитало 30-40 особей барсука при средней плотности 0,14-0,19 особей/1000 га площади заповедника». Следовательно, за последующие 13 лет численность и плотность барсука в заповеднике увеличилась приблизительно в 3 раза.

Потенциальными врагами барсука на территории Беларуси считаются волк, рысь [26]. Регистрируемая нами активная деятельность волка и рыси у нор барсука, позволяет предположить, что барсуки могут быть добычей этих хищников в условиях ПГРЭЗ. Численность и плотность волка в заповеднике высока – 310 особей при плотности 1,5 особей/1000 га [18]. Раскопка и частое посещение нор волком, возможно, также оказывают негативное влияние на жизнедеятельность барсука.

Об отрицательном воздействии волка на численность барсука свидетельствуют литературные данные. В Скандинавии барсуки в районе волка (по частоте встречаемости в экскрементах) играют существенную роль: зимой – 17,0 %, летом – 20 % [36]. В Польше в Беловежском лесу барсуки также являются добычей волка, и их норы раскапывают и посещают волки и рыси [23]. В Швейцарии волки часто устраивают выводковые логова в барсучьих норах [22].

Судя по количеству барсучьих нор, разрытых браконьерами в первые годы существования заповедника и несколько позже, местной популяции барсука был нанесен серьезный ущерб. Согласно сведениям, полученным от работников заповедника, также подвергались в те годы браконьерскому изъятию и раскопке поселения барсука, находящиеся вблизи от границ ПГРЭЗ.

В настоящее время большая часть нор, раскопанных волком или браконьерами, вновь занята барсуками, что косвенно может свидетельствовать

о дефиците на территории заповедника местообитаний, подходящих для устройства основных нор.

Выявленные нами факты нанесения ущерба поселениям барсука в ПГРЭЗ браконьерской деятельностью человека следует рассматривать, как основание считать первостепенной охранной задачей по отношению к этому виду – продолжение эффективной борьбы с браконьерством. А также параллельно для предотвращения этой негативной деятельности – проведение грамотной пропаганды среди работников заповедника биocenотической значимости барсука в лесу, важности и необходимости охраны этого вида, занесенного в Красную книгу преимущественно по вине человека.

Норные хищники среднего размера представлены в заповеднике двумя аборигенными видами – барсук, лисица и одним акклиматизированным – енотовидная собака. Енотовидная собака в Гомельской области обитает более 70 лет (с 1936 г.), поэтому взаимоотношения между этими тремя видами можно считать уже установившимися. Барсук живет в самостоятельно вырытых норах. Лисица также преимущественно роет норы самостоятельно, но и охотно занимает барсучьи. Енотовидная собака к активному устройству норы не прибегает (хотя иногда роет норы в рыхлом грунте сама), а использует заброшенные убежища, требующие лишь некоторого благоустройства, или занимает норы барсука и лисицы [37]. Хотя многочисленные авторы упоминают, что барсук, лисица и енотовидная собака могут занимать одни и те же норы, очень редко приводится количественная оценка поочередного или совместного использования ими жилища барсука. В отдельных районах Швейцарии доля нор, поочередно или совместно используемых барсуком и лисицей от общего числа исследуемых нор, различна: 2,5 % (n=202), 16 % (n=56), 23 % (n=43), 80 % (n=131) [38]. В центральной Польше от 0 % до 7,1 % нор используется этими двумя видами совместно [13].

Согласно полученным данным, ежегодно барсуки использовали в среднем 69,4 % находящихся под наблюдением нор, енотовидная собака – 55,6 %, лисица – 8,3 % (табл. 5). У рассматриваемых видов доля используемых нор в зависимости от их функционального назначения была различной.

Все основные норы за период наблюдений были заняты барсуками постоянно или временно. Большинство формирующихся основных нор (71,4 %) также имели признаки занятия или посещения их барсуками. Доля используемых барсуком временных нор была в 2 раза меньше, чем формирующихся основных (табл. 5). Согласно нашим наблюдениям, барсуки изредка занимали лисьи норы и бобровые. Две норы, вырытые лисицей, были использованы барсуками одиночками для зимовки и одна – для вывода потомства, но все они были предварительно благоустроены барсуком. Два года подряд в бобровой норе зимовал барсук одиночка.

Енотовидная собака охотно занимает норы барсука разного функционального назначения, предпочитая формирующиеся основные (табл. 5). Лисица в значительно меньшей степени пользуется норами барсука. Поочередное или совместное обитание барсука и енотовидной собаки отмечено ежегодно в среднем для 38,8 % нор, а одновременное обитание в одной системе

нор этих хищников было характерно лишь для поселений с большим числом входов (от 7 и более). При этом енотовидная собака в случае вывода потомства выбирала вход, расположенный как можно дальше от центрального входа барсуков. В других случаях наблюдалось лишь поочередное занятие нор этими видами.

Заключение. Барсук, как экологически пластичный вид, успешно воспользовался условиями, создавшимися на территории заповедника с отселением деревень и прекращением хозяйственной деятельности. Активно использует для устройства нор бывшие хозяйственные постройки и производственные сооружения.

Норы барсука на территории ПГРЭЗ имеют небольшие размеры, доля крупных нор (более 10 входов) составляет всего лишь 7,3 % от общего числа зарегистрированных нор. Малые норы (1-2 входа) используются барсуками не только как временные, но и для зимовки и проживания. Возможно, это объясняется особенностями социальной организации популяции барсука в ПГРЭЗ, имеющей невысокую плотность – преобладание особей, ведущих одиночный образ жизни.

Плотность популяции барсука и плотность размещения его основных нор оказались низкими, тем не менее, полученные за многолетний период показатели заселенности основных нор выводками весьма близки к таковым у популяций европейского барсука в пределах его ареала.

Создавая на своем участке сеть нор, разных по размерам и по назначению, барсук обеспечивает жилищем и убежищами не только себя, но и других животных – енотовидную собаку, лисицу, волка, хоря, поддерживая тем самым функционирование комплекса норных хищников в угодах ПГРЭЗ, а значит, способствует сохранению биологического разнообразия.

Несмотря на охранный режим территории, относительно хорошую кормовую базу для этого вида в условиях заповедника, отмечаемые низкие показатели плотности барсука в ПГРЭЗ, повторное заселение им нор, разрытых волком или человеком, явно свидетельствует в пользу известного факта о малой пригодности территории Полесья для обитания барсука по причине сильной заболоченности лесных угодий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Буневич А.Н. Численность и стациональное размещение крупных хищных млекопитающих Беловежской пуши. Сохранение биологического разнообразия лесов Беловежской пуши // п. Каменюки Брестской обл.: Грант ГЭФ 05/28 621 BV, 1996. С. 247-262.
2. Зенина И.М. Редкие виды млекопитающих НП «Припятский» // Материалы респ. науч. конф. «Красная книга Республики Беларусь: состояние, проблемы, перспективы» (12-13 дек. 2002 г.). Витебск: Изд-во УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2002. С. 104-106.
3. Ставровский Д.Д., Козло П.Г., Медведев И.Г. Крупные хищники: медведь, рысь и барсук, оценка их состояния и изучения // Материалы респ. науч. конф. «Красная книга Республики Беларусь: состояние, проблемы, перспективы» (12-

- 13 декабря 2002 г.). Витебск: Изд-во УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2002. С. 198-199.
4. Козло П.Г. Барсук. Звери: Популярный энциклопедический справочник / Под ред. П.Г. Козло. Институт зоологии НАН Беларуси. Минск: БелЭн, 2003. С. 66-70.
5. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды диких животных // Гл. редакция: Г.П. Пашков (гл. ред.) и др. Гл. редколлегия: Л.И. Хоружик (предс.) и др. Минск.: БелЭн, 2004. С. 48-50.
6. Ратэнка І.І., Сідаровіч В.Я., Салавей І.А., Салук С.У. Сучасны стан папуляцыі, нядаўняя папуляцыйная дынаміка і экалягічна патэнцыйная шчыльнасць папуляцыі барсука // Матэрыялы II-ой міжд. навуц.-практ. конф. «Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов». Сб. науч. работ / Под общей ред. В.И. Парфенова. Минск: Минсктиппроект, 2012. С. 196-199.
7. Kranz A., Tikhonov A., Conroy J., Cavallini P., Herrero J., Stubbe M., Maran T., Fernandes M., Abramov A., Wozencraft C. 2008. *Meles meles*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 09 January 2012.
8. Kruuk H. Spatial organization and territorial behaviour of the European badger (*Meles meles*) // J. Zool., Lond. 1978. № 184. P. 1-20.
9. Cheeseman C., Jones G., Gallagher J., Mallison P. The population structure, density and prevalence of tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in badgers (*Meles meles*) from four areas in south-west England // J. Appl. Ecol. 1981. № 18. P. 795-804.
10. Roper T.J. Badger setts as a limiting resource // The badger. Ed. Hayden T.J. Dublin: Royal Irish Academy, 1993. P. 26-34.
11. Neal E., Cheeseman C. Badgers. London. 1996. – 271 p.
12. Rogers L.M., Cheeseman C.L., Mallinson P.J. The demography of a high-density badger (*Meles meles*) population in the west of England // Journal of Zoology, London, 1997. № 242. P. 705-728.
13. Goszczynski J., Wojtowicz I. Annual dynamics of den use by red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles* in central Poland // Acta Theriol. 2001. № 46. P. 407-417.
14. Goszczynski J. Fox, rassoon dog and badger densities in North Eastern Poland // Acta theriol. 1999. Vol. 44. № 4. P. 413-420.
15. Jedrzejewska B. and Jedrzejewski W. Ecology of predators in Bialowieza primeval Forest. Warsaw: Wydawnictwo Naukowe PWN. [Jedrzejewska B. and Jedrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. Warsaw: Wydawnictwo Naukowe PWN].
16. Bartmanska J., Nadolska M. The density and distribution of badger setts in the Sudety Mountains, Poland // Acta theriol. 2003. Vol. 48. №4. P. 515-525.
17. Kowalczyk R., Jedrzejewska B., Zalewski A. and Jedrzejewski W. Facilitative interactions between the Eurasian badger *Meles meles*, Red fox *Vulpes vulpes* and the invasive raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Bialowieza Primeval Forest, Poland // Canadian Journal of Zoology. 2008. № 86. P. 1389-1396.

18. Кучмель С.В. Видовой состав млекопитающих отрядов Насекомоядные, Зайцеобразные, Хищные, Грызуны и Парнокопытные Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике» / Под ред. Г.В. Анципова. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 38-64.
19. Дунин В.Ф., Пискунов В.С., Парейко О.А., Кириенко К.М. Состояние популяций диких животных в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике // Материалы науч.-практ. конф. «Беловежская пуца на рубеже третьего тысячелетия», посвящ. 60-летию со дня образования гос. заповедника «Беловежская пуца» (22-24 дек. 1999 г.) п. Каменюки, Брест. обл. / Отв. ред. А.И. Лучков. Минск: БГУ, 1999. С. 286-289.
20. Do Linh San E. Caractéristique des terriers de blaireaux (*Meles meles*) et de renards (*Vulpes vulpes*) sur la rive du lac de Neuchatel: une analyse préliminaire // Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern. Band 60. 2003. P. 99-119.
21. Марков Н.И. Пространственное распределение и структура поселений барсука (*Meles leucurus*, Hodgson, 1847) островных территорий поймы р. Оби // Экология. 2009. №6. С. 454-458.
22. Do Linh San E. Biologie et ecologie du blaireau *Meles meles* (Mustelidae, Carnivora) dans la Broye: resultants préliminaires // Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 2002. Vol. 88. №1. P. 77-119.
23. Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B. Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Bialowieza Primeval Forest (Poland). Acta theriol. 2004. 49, № 1. P. 75-92.
24. Шибанов В.В. Некоторые черты экологии барсука (*Meles meles* L.), корсака (*Vulpes corsac* L.) и лисицы (*Vulpes vulpes* L.) в Обь-Иртышском междуречье // Охотничье-промысловые ресурсы Сибири. Новосибирск: Наука, 1986. С. 90-108.
25. Kowalczyk R., Bunevich A., Jedrzejewska B. Badger density and distribution of setts in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) compared to other Eurasian populations // Acta Theriologica. 2000. Vol. 45. № 3. P. 395-408.
26. Сержанин И.Н. Млекопитающие Белоруссии. Минск: Изд-во АН БССР, 1961. С. 114-122.
27. Бышнёў І.І., Стауроўскі Д.Д., Пікулік М.М., Цішчакін А.К. Атлас наземных пазваночных: Бярэзінскі біясферны запаведнік. Минск: Навука і тэхніка, 1996. С. 78.
28. Сержанин И.Н. Млекопитающие Белорусской ССР и их хозяйственное значение / Автореф. дис. док. биолог. наук. Минск: Тип. АН БССР, 1955. – 31 с.
29. Do Linh San E., Ferrari N., Weber J.-M. Quelques observations sur la période de mise bas et le succès reproductif du blaireau (*Meles meles*) dans l'ouest de la Suisse // Bull. Soc. Neuchateloise Sc. Nat. 2003 a. Vol. 126. № 1. P. 101-114.
30. Anderson R., Trehwella W. Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) // Phil. Trans. R. Soc. Lond. 1985. № 310. P. 327-381.

31. Stubbe M. Dachs *Meles meles* (L.). In: Buch der Hege. Band I Haarwild, ed. Par Stubbe M., VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin. 1989. S. 456-477.
32. Bauduin B. et al. Evolution des populations de blaireaux (*Meles meles*) dans les Luxembourg belge au cours de la periode 1986-1988 // Cah Ethol. Appl. 1989. № 9. P. 31-40.
33. Henry C., Lafontaine L., Mouches A. Le blaireau (*Meles meles*) // Encyclopedie des carnivores de France, 1988. P. 1-36.
34. Smal C.M. The national badger survey: preliminary results the Irish Republic / In Hayden T.J. (Ed.), The badger. Royal Irish Academy, Dublin. 1993. P. 9-22.
35. Cresswell P., Harris S., Jefferies D. The history, distribution, status and habitat requirements of the badger in Britain. Nature Conservancy Council, Peterborough. 1990.
36. Olsson O., Wirtberg J., Anderson M., Wirtberg I. Wolf *Canis lupus* predation on moose *Alces alces* and roe deer *Capreolus capreolus* in south-central Scandinavia // Wildlife Biology. 1997. № 3. P. 13-25.
37. Насимович А.А. Енотовидная собака // Песец, лисица, енотовидная собака. М.: Наука, 1985. С. 116-145.
38. Do Linh San E. Utilisation des terriers par le blaireau (*Meles meles*) et le renard (*Vulpes vulpes*) dans la Broye vaudoise et fribourgeoise // Bull. Soc. Frib. Sc. Nat. 2002 a. № 91. P. 101-124.

РЕДКИЕ ВИДЫ ПТИЦ БЕЛАРУСИ В ПГРЭЗ

В.В. Юрко

Введение. С неуклонным увеличением народонаселения планеты Земля все меньше остается мест для обитания животных. В связи с этим особую актуальность приобретает исследование редких видов в радиационном биогеоценозе и на других загрязненных территориях, где проживать человеку небезопасно, но эти же территории могут быть использованы в качестве резерватов животного и растительного мира. Это естественно актуально для Полесского государственного радиационно-экологического заповедника.

Объекты и методы исследования. Изучение птиц трудоемкий и длительный процесс. Причинно-следственные связи в системе окружающей среда – птицы, могут быть успешно выявлены только при применении комплексных многолетних исследований. Особенно очень сложны, и требуют избирательного подхода исследования редких видов.

Материал по редким видам птиц Беларуси на территории ПГРЭЗ собран в 2005-2012 гг. с использованием различных методов и способов, связанных с величиной территории и разнообразием ландшафтов, биоразнообразием птиц и уникальной особенностью самого заповедника.

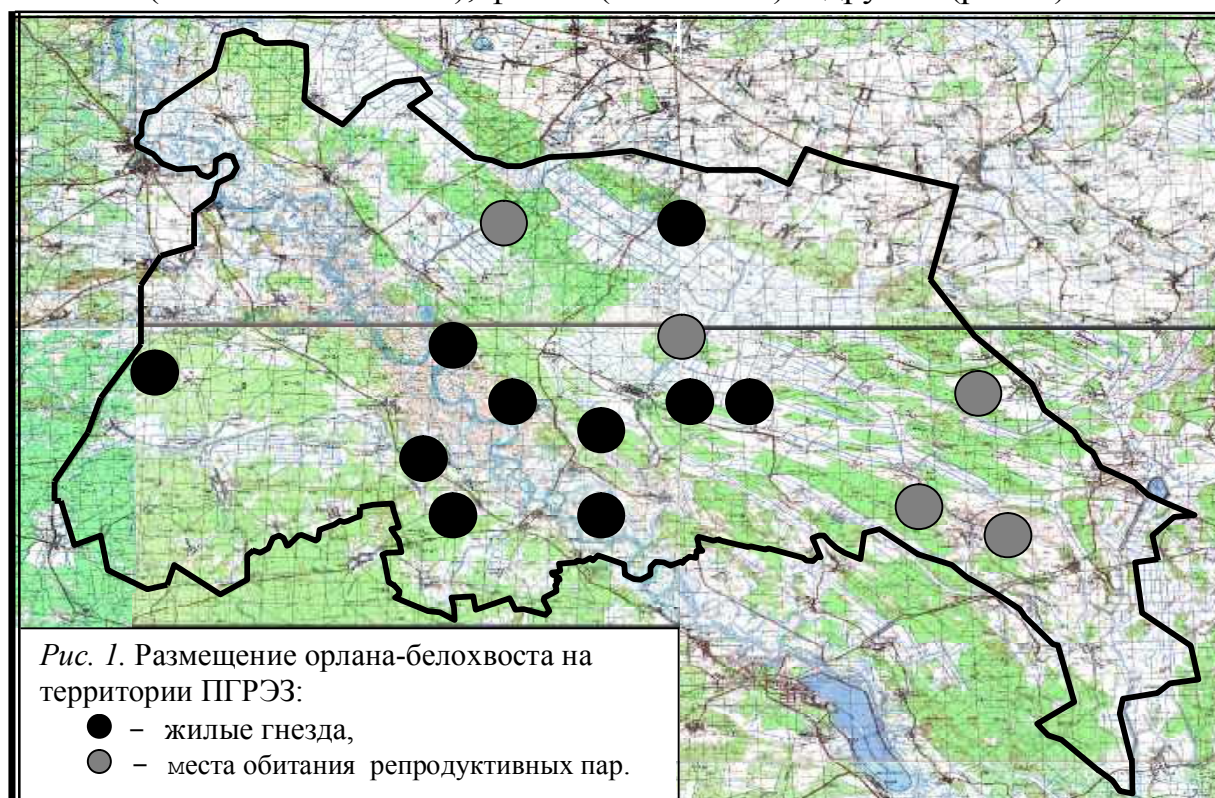
Практически ежегодно применялся абсолютный метод учета околородных птиц на р. Припять, при котором определяется численность

кулика-сороки (*Haematopus ostralegus*), малой крачки (*Sterna albifrons*), обыкновенного зимородка (*Alcedo atthis*). При этом применялось акустическое оборудование для определения численности мородунки (*Xenus cinereus*). Попутно производился поиск крупных локальных поселений садовой овсянки (*Emberiza hortulana*) в пойменных дубравах, широко представленных по берегам старичных озер. Абсолютный метод учета использовался и для установления численности золотистой щурки (*Merops apiaster*).

Метод точечных учетов применялся для определения численности болотной совы (*Asio flammeus*). Особенно активно этот метод использовался в 2006-2009 гг. при проведении республиканского мониторинга.

Следует отметить, что многие виды птиц были выявлены по результатам выездов (автотранспорт, водный транспорт и велосипед), а также многочисленных пеших экскурсий в разнообразные биотопы предположительного обитания тех или иных видов редких птиц во все сезоны года. Что так же относится к точечным методам учета.

Очень широко использовался метод картирования территорий для выявления мест постоянного обитания редких видов с последующим поиском их гнезд. Этот метод применялся по таким видам, как черный аист (*Ciconia nigra*), большой (*Aquila clanga*) и малый подорлик (*Aquila pomarina*), орлан-белохвост (*Haliaeetus albicilla*), филин (*Bubo bubo*) и другим (рис. 1).



Использовался и метод линейных трансект для обнаружения и установления численности и плотности гнездования редких видов водоплавающих птиц, таких как шилохвость (*Anas acuta*), белоглазая чернеть (*Aythya nyroca*) и других, а также для птиц лесного комплекса: воробьиного сыча (*Glaucidium passerinum*) и мухоловки-белошейки (*Ficedula albicollis*).

Пользуясь случаем выражаю свою искреннюю благодарность специалистам НОЭФ Косарю А.А., Корниенко А.А., Пинчуку Н.Н., Шаркевичу В.А., Шатило Д.О. за помощь в поисках гнезд некоторых редких видов птиц, а также всем специалистам, в особенности Наровлянского участка заповедника, за предоставляемую информацию.

Краткие очерки статуса, сроков миграций и численности редких видов птиц:

Чернозобая гагара – *Gavia arctica* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь [1]. Вероятно, обычный транзитный весенне-осенний мигрант на территории ПГРЭЗ.

Впервые в заповеднике вид отмечен 18 мая 2009 года. Стая гагар около 70 особей летели на высоте 100 метров в северном направлении (фото 1). И осенью 24 октября 2012 года одна взрослая птица в брачном оперении была обнаружена на небольшом водоеме около КПП “Майдан”.



Фото 1. Чернозобые гагары (*Gavia arctica*)

Большая выпь – *Botaurus stellaris*

Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный для ПГРЭЗ гнездящийся и мигрирующий вид.

Прилетают на территорию ПГРЭЗ большие выпи во второй половине марта. Ранняя регистрация отмечена 18.03 2008 г. на озере Ломыш около одноименной отселенной деревни.

Гнездится большая выпь по тростниково-рогозовым зарослям среди водоемов. Обитает на затоплениях: Борщевском, Погонянском, Чикаловичском и других; на реках Несвич, Брагинка, Желонь, а также в пойме р. Припять на некоторых старичных озерах. Численность большой выпи оценивается в 50 и более гнездящихся пар.

Малая выпь – *Ixobrychus minutus* (Linnaeus, 1766). Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся и перелетный вид околоводных птиц.

Гнездится по кустарниково-тростниковым зарослям на/или вдоль водоемов. На участке р. Несвич от б.н.п. Кулажин до б.н.п. Михалевка (6 км) 17.05.2007 г. отмечены три вокализовавших самца. Две птицы, вероятно пара, отмечены 13.05.2011 г. в устье р. Желонь неподалеку от б.н.п. Вепры, и по вокализациям были отмечены самцы: 18.05.2007 г. – на затоплении около б.н.п. Погонное, 19.05.2009 года на озере Ломыш около одноименного б.н.п. и 21.05.2009 года на старичном озере около б.н.п. Надточаевка.

Кваква – *Nycticorax nycticorax* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий перелетный, предположительно гнездящийся вид.

Впервые для ПГРЭЗ взрослая кваква в брачном наряде обнаружена 13.06.2008 г. на Чикаловичском затоплении около б.н.п. Пирки (фото 2). Она была менее осторожна, чем другие виды цапель при виде людей отлетевших на более безопасное расстояние. Второй раз две взрослые кваквы кормились 15.07.2010 г. на берегу Николаевского старика, впоследствии спрятавшиеся от людей на противоположном берегу в кустах серой ивы.



Фото 2. Кваква (*Nycticorax nycticorax*)

Большая белая цапля – *Egretta alba* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный гнездящийся мигрирующий вид птиц заповедника.

Прилетают большие белые цапли в середине марта – две регистрации: 16.03.2007 г. около б.н.п. Бабчин и 16.03.2011 года в г. Хойники.

Несколько десятков пар этого вида птиц гнездились в колонии около б.н.п. Оревичи. Впоследствии (вероятно, в середине 90-х) птицы переселились в другие места гнездования. В начале нового столетия на территории ПГРЭЗ были обнаружены две обособленные друг от друга колонии. Более крупная из них, около 20 гнездящихся пар, была расположена на Чикаловичском затоплении возле б.н.п. Пирки и около 10 гнездившихся пар были в 2005 году на Погонянском затоплении возле одноименной отселенной деревни. Погонянская колония птиц просуществовала до 2006 года, а Чикаловичская – до 2011 года.

Улетают большие белые цапли в основном в октябре, хотя отдельные особи задерживаются и дольше. Так 5 птиц наблюдали 7.11.2007 г. на берегу старичного озера около б.н.п. Вепры.

Черный аист – *Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. На территории ПГРЭЗ обычный гнездящийся перелетный вид.

Гнездится преимущественно в средневозрастных сосняках и старых широколиственных лесах, по соседству с сырыми лугами, болотами, мелиорированными системами и речными поймами. В заповеднике по неполным учетным данным гнездится 20-30 пар. По паре птиц отмечены рядом с отселенными деревнями: Бабчин, Борщевка, Верховая Слобода, Воротец, Жердное, Кулажин, Масаны, Молочки, Мокиш, Новопокровск, Оревичи, Тульговичи, Уласы. Есть сведения о гнездовании этих птиц и на территории Наровлянского участка заповедника.

Серый гусь – *Anser anser* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный пролетный предположительно гнездящийся вид ПГРЭЗ.

Весной на территории заповедника серые гуси появляются во второй половине марта и летят до середины апреля, как отдельными небольшими стаями, так и совместно с другими видами гусей. Как правило, на территории ПГРЭЗ долго не задерживаются, а в середине апреля 2005 г. держались около десяти дней на Бабчинском лугу, достигая численности 1500-2000 особей [2].

Отмеченные в мае небольшие стаи по 4-8 особей, вероятно, являются резервом местной популяции. Так четырех серых гусей наблюдали 7.05.2011 г. между б.н.п. Бабчин-Ленин у северной границы заповедника. Восемь птиц кормились на временном водоеме 7 мая около б.н.п. Чехи.

В гнездовой период пара серых гусей отмечена 22.06.2005 г. на Погонянском затоплении [3] и пара гусей в послемиграционный весенний период в 2007 году – на Чикаловичском затоплении около б.н.п. Пирки. Однако ни гнезда, ни птенцов серых гусей пока не наблюдали.

Имеются данные о гнездовании этого вида на территории Припятского национального парка [4].

Осенняя миграция плохо выражена и, по-видимому, представлена лишь птицами местной и/либо восточной белорусской популяции.

Шилохвость – *Anas acuta* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся и обычный пролетный вид.

Появляются шилохвосты весной во второй половине марта как отдельными особями среди других утиных птиц, так и небольшими стайками собственного вида. На кормных водоемах может образовывать значительные по численности стаи [2]. По-видимому, встреченные в середине апреля пары птиц этого вида принадлежат к местной гнездящейся популяции. Так пара птиц отмечена 12.04.2005 г. на Погонянском канале, три самца и три самки 13.04.2010 г. кормились на Погонянском затоплении.



Фото 3. Шилохвость (*Anas acuta*)
Фотография Лукашевича В.Н.

Как гнездящийся вид шилохвость отмечалась В.В. Станчинским [5] еще в 1925 году в Гомельском и Речицком Полесье, С.В. Кириковым [6] в 1928 году в Петриковском и Лельчицком районах Беларуси. В конце XX столетия сотрудниками Института зоологии НАН Беларуси [7] шилохвость приведена в качестве гнездящегося вида и для ПГРЭЗ (вероятно, по вышеуказанным публикациям). Нами гнездование этого вида подтверждено 27.07.2010 г. Самка и четыре двухнедельного возраста птенца кормились недалеко от берега на Чикаловичском затоплении (фото 3). И второе косвенное подтверждение гнездования вида связано с самкой шилохвосты, которая плавала 17.07.2010 г. на небольшом водоеме очистных сооружений южнее б.н.п. Бабчин.

Белоглазая чернеть – *Aythya nyroca* Gldenstdt, 1770. Национальный статус охраны: I категория Красной книги Республики Беларусь.

В середине прошлого столетия на рассматриваемой территории встречалась довольно регулярно. Об этом сообщали как белорусские: М.С.

Долбик [8]; А.В. Федюшин, М.С. Долбик [9], так и украинские: О.Б. Кістяківський (1952) и В.П. Жежерин (1969) – (цитата по [10]) орнитологи. В настоящее время этот вид на территории заповедника не отмечен.

Луток – *Mergellus albellus* L. Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. В заповеднике редкий пролетный вид.

Впервые луток для этой территории приведен А.В. Федюшиным (1928) [11]. Нами небольшая стая лутков из пяти самцов и двух самок отмечена 6.04.2010 года на небольшом старичном озере в б.н.п. Красноселье.

Черный коршун – *Milvus migrans Boddart, 1783*. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий, вероятно гнездящийся вид.

Отмечался на территории ПГРЭЗ в начале 1990-х годов [7]. Нами зафиксированы в основном случаи прилета либо пролета этого вида птиц в весенний период. Одиночная охотящаяся птица отмечена 18.04.2005 г. на польдере южнее б.н.п. Бабчин. В 2008 году парившая над лугом одиночная птица отмечена на правом берегу протоки Перекоп 25 апреля. И в 2011 году коршун был обнаружен 20 апреля западнее КПП “Радин”. И лишь один раз черного коршуна наблюдали в гнездовой период 22.06.2005 г. в районе КПП “Радин” [3].

Орлан-белохвост – *Haliaeetus albicilla (Linnaeus, 1766)*. Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный оседлый вид хищных птиц ПГРЭЗ.

Гнездится по старым лесам вблизи водоемов. Гнезда устраивает на крупных деревьях, в основном соснах [12]. Одно гнездо построено на маяке и функционирует уже около 10 лет. В настоящее время известно десять жилых гнезд и пять территориальных пар (рис.). Численность гнездящихся в заповеднике орланов-белохвостов оценивается в 15-20 пар. В зимний период, благодаря наличию хорошей кормовой базы, в заповеднике скапливается более 100 особей данного вида.

Змеяед – *Circaetus gallicus (Gmelin, 1788)*. Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся перелетный вид.

Данных по срокам миграций змеяедов пока недостаточно, но, по-видимому, прилетают они в середине апреля. Так змеяеда с только что пойманной змеей, болтавшей в когтях хищника видели 14.04.2011 года в б.н.п. Кожушки. Пара птиц, у одной из них была видна часть змеи из клюва, парили над Бабчинским лугом 18.04.2010 года. Сидящего на дереве змеяеда светлой морфы наблюдали 23.04.2007 г. на открытом польдере в 7 км южнее б.н.п. Бабчин.

Жилых гнезд не обнаружено, но птиц в гнездовой период отмечали неоднократно: 08.06.2006 г. птица со змеей в клюве летела с луга в лес южнее б.н.п. Бабчин, здесь же змеяеда видели 13.07.2008 года; 11.06.2006 г. змеяед со змеей в клюве был обнаружен около б.н.п. Масаны; 27.07.2006 г. охотившуюся птицу наблюдали около КПП “Радин”. Змеяед с только что пойманной змеей в когтях был встречен 04.06.2008 года в б.н.п. Ломыш и в этом же году шестого

июня сидевшего на дереве, вероятно, молодого змеяда почти чисто белого цвета, видели между б.н.п. Погонное-Града. Неоднократно наблюдали охотившегося змеяда в июле 2011 года около Чикаловичского затопления возле б.н.п. Пирки.

Указывают на присутствие этого хищника на территории заповедника и другие авторы [7, 13]. В гнездовое время змеяд отмечен и на сопредельной территории Украины [10].

Полевой лунь – *Circus cyaneus* (L.). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный пролетный и, вероятно, редкий гнездящийся и зимующий вид.

Весенние миграции полевых луней начинаются в середине марта. Так 14.03.2006 года в б.н.п. Бабчин и 19.03.2007 года около б.н.п. Плоское были отмечены по одному самцу. Четыре самца полевого луня 16.03.2009 г. летели поочередно в юго-восточном направлении в б.н.п. Бабчин и в этом месяце 24.03.2012 года зарегистрирована одна самка около б.н.п. Чехи. Продолжается весенняя миграция до середины апреля.

В репродуктивный период нами полевые луни на территории заповедника не обнаружены, однако на их гнездование указывают другие исследователи [14].

Более активны осенние миграции полевых луней, продолжающиеся всю осень. Первыми в сентябре появляются самки, самцы начинают лететь в конце этого месяца, а более активна их миграция в октябре. В ноябре встречаются задержавшиеся как самцы, так и самки, а на зимовке отмечены пока только самцы.

В 2010 году 8 декабря самец полевого луня отмечен в б.н.п. Оревичи и 14.01.2012 г. – в б.н.п. Бабчин. Следует сказать, что в 2012 году снег выпал только в середине января. В такие бесснежные теплые зимы полевые луни отмечались ранее в Белорусском полесье и на территории Брестской области [15].

Большой подорлик – *Aquila clanga* Pallas, 1811. Национальный статус охраны: I категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся перелетный вид.

Еще в конце 1990-х годов этот вид орлов был отмечен на территории ПГРЭЗ [13].

Прилетают большие подорлики на территорию заповедника, вероятно, в конце марта, начале апреля. Так 4.04.2012 г. птица с потерянными второстепенным маховым пером на правом крыле парила над б.н.п. Оревичи. 26.04.2008 г. большой подорлик был обнаружен на польдере южнее б.н.п. Бабчин, а 21.04.2011 г. пара больших подорликов парили над затоплением около д. Савичи.

Гнездование этого вида птиц доказано в 2007 году, было найдено гнездо недалеко от КПП “Майдан” [2]. В гнездовой период большого подорлика наблюдали 19.07.2010 г. около б.н.п. Масаны, птица охотилась на берегу канала. В это же время 6.09.2011 г. около д. Савичи одна из двух летевших поочередно к гнезду птиц, несла в когтях какой-то корм. В январе 2012 года

было найдено гнездо этой пары птиц, построенное на старой ольхе, однако летом на этой территории больших подорликов больше не наблюдали.

В целом по этому виду орлов складывается не совсем ясная ситуация. Птицы гнездятся 1-2 года и почему-то покидают район прежнего гнездования. Вероятно, это связано с высокой численностью орлана-белохвоста и ворона (*Corvus corax*) разоряющих их гнезда.

Беркут – *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: I категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный и зимующий вид.

На территории ПГРЭЗ зимой беркут был обнаружен 19.12.2007 г. на льду Чикаловичского затопления. Также взрослый беркут был отмечен в феврале 2008 года на подкормочной площадке хищных птиц южнее б.н.п. Бабчин, а в декабре 2009 года здесь был обнаружен молодой беркут.

Имеются и весенние наблюдения на территории ПГРЭЗ этих орлов. Погибший окольцованный взрослый беркут найден в апреле 1998 года [2]. 24 марта 2008 года молодая птица, с каплевидной формы пятнами на нижней стороне крыла, была обнаружена около б.н.п. Ломыш.

В гнездовой период на территории заповедника беркут не обнаружен.

Скопа – *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный вид.

Одиночная птица отмечена 17.05.2007 г. на р. Несвич юго-западнее б.н.п. Кулажин. И три регистрации осенью: охотившаяся скопа была обнаружена 22.09.2008 г. на Николаевском старице и 15.09.2011 г. – на старичном озере неподалеку от б.н.п. Ломачи. 24.09.2010 г. около б.н.п. Хвощевка сидевшая на столбе птица поела только что пойманную рыбу. Есть сведения по ее обнаружению на территории заповедника и в более ранний период [7].

Обыкновенная пустельга – *Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный гнездящийся перелетный вид.

Прилетает обыкновенная пустельга во второй половине марта – начале апреля. В 2012 году птица отмечена 18 марта около б.н.п. Чехи и 6 апреля 2006 года – в б.н.п. Бабчин.

Селится среди или неподалеку от сухих открытых пространств – зарастающих полей и лугов в бывших населенных пунктах. Для гнездования использует технические здания. После распада в 2008 году колонии обыкновенной пустельги на бывшем комбикормовом заводе, что южнее б.н.п. Бабчин [12], пара пустельг была обнаружена 20.05.2010 г. на бывшем свинокомплексе в б.н.п. Бабчин и 3.06.2010 г. в б.н.п. Кожушки. В гнездовой период 5.05.2005 г. отмечена пустельга в б.н.п. Оревичи и 09.06.2006 г. – в окрестностях б.н.п. Погонное.

Дербник – *Falco columbarius* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный во время весенней миграции вид, и очень редкий зимующий на территории ПГРЭЗ вид. 24.01.2009 г. самец дербника был замечен сидящим на перекладине шлюза, что на Погонянском канале около б.н.п. Молочки. Затем он слетел на

притопленный водой лед и начал купаться (фото 4).

Чеглок – *Falco subbuteo* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. На территории ПГРЭЗ редкий гнездящийся перелетный и транзитно мигрирующий вид.

Прилетают чеглоки, по-видимому, в первой половине мая. Так 7.05.2005 г. одна птица была отмечена в б.н.п. Ломачи. В западной части б.н.п. Мокиш 9.05.2005 г. болотная сова атаковала пролетавшего чеглока и 10.05.2005 г. сокол кружился над лесом около б.н.п. Оревичи.

На левом берегу р. Припять около Николаевского старика пара птиц отмечена дважды: 12.05.2006 г. и 11.06.2007 г. Также в гнездовой период 10.06.2007 г. одна птица отмечена в б.н.п. Ломачи.

Осенью чеглоки улетают, вероятно, в сентябре. Известны два случая наблюдения пролетавших над лугом птиц в юго-западном направлении произошедшие в б.н.п. Воротец: 4.09.2011 г. и 12.09.2012 г.

Сапсан – *Falco peregrinus* Tunstall, 1771. Национальный статус охраны: I категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный во время осенних миграций вид.

Впервые для территории ПГРЭЗ сапсан был отмечен 17.09.2010 г. в б.н.п. Красноселье. Через несколько дней, вероятно, эту же птицу снова наблюдали 22 сентября на прежнем месте. Второе наблюдение взрослого сапсана произошло 18.09.2012 г. у северной границы заповедника около б.н.п. Бабчин (фото 5).

Малый погоныш – *Porzana parva* (Scopoli, 1769). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. В заповеднике многочисленный гнездящийся перелетный вид.

Прилетают малые погоныши в первой половине апреля: 15.04.2005 г. птица была обнаружена на канале около б.н.п. Оревичи; 15.04.2009 г. – на Погонянском затоплении отмечены 4 самца; 8.04.2010 г. птица отмечена на небольшом пруду в б.н.п. Бабчин.

Обитает малый погоныш по тростниковым крепям на реках, каналах и затоплениях заповедника. Встречается и на небольших по площади прудах поросшим тростником и рогозом.

Коростель – *Crex crex* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. В заповеднике обычный, в отдельные годы многочисленный, гнездящийся перелетный вид.

Прилетают коростели во второй половине апреля начале мая. Так



Фото 4. Дербник (*Falco columbarius*)
Фотография Кудина М.В.



Фото 5. Сапсан (*Falco peregrinus*)

наиболее раннее появление коростеля отмечено 20.04.2010 г. в б.н.п. Бабчин. Все остальные регистрации приходятся на первую декаду мая: 4.05.2005 г. и 5.05.2010 г. в б.н.п. Бабчин, 4.05.2006 г. в б.н.п. Нудичи. Обитает на лугах и низинных болотах в поймах рек Брагинка, Вить, Желонь, Несвич, Словечна и на заболоченных участках вдоль каналов, на полях, а также в покинутых людьми и подверженных сукцессионным процессам бывших населенных пунктах. Численность, вероятно, связана с уровнем воды в гнездовой период.

Серый журавль – *Grus grus* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный гнездящийся перелетный и транзитно мигрирующий вид.

Весной серые журавли прилетают в первой половине марта. Наиболее ранние даты прилета отмечены 11 марта 2009 года. В 2008 году первых птиц наблюдали 14 марта над старичным озером Семенница и 5 марта 2013 года трех журавлей видели в северо-западной части заповедника около б.н.п. Черновщина.

Гнездовая численность серых журавлей заповедника составляет около 50 пар. Неполовозрелая часть популяции насчитывает в среднем около 70 птиц: в 2005 году было учтено 74, в 2006 году – 67 журавлей, державшихся за пределами гнездовых участков по северной границе заповедника.

В 2006 году, во время осенней миграции, на территории только Хойникского участка заповедника в течение двух недель держалось более тысячи журавлей. В середине октября 2007 года две стаи серых журавлей общей численностью около тысячи птиц летели над территорией заповедника: одна – в юго-восточном, вторая – в южном направлении.

Улетают серые журавли во второй половине октября, как правило, после ночных заморозков покрывающих льдом водоемы, на которых птицы ночуют. Так последние стаи журавлей были отмечены в 2007-2012 годах – 21, 20, 19, 20, 18 и 24 октября соответственно.

Кулик-сорока – *Haematopus ostralegus* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный гнездящийся перелетный вид.

Придерживается русла р. Припять и устья р. Словечна. Число гнездящихся куликов-сорок колеблется по годам и в среднем составляет 10 пар. Вероятно, из-за высокой воды в р. Припять и нехватки пищи, птицы приступают к гнездованию в мае. Птенцов в возрасте 10-15 дней находили 17.06. 2010 г. около б.н.п. Ломачи.

Галстучник – *Charadrius hiaticula* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный вид.

В состав орнитофауны заповедника введен на основании сборов А.В. Федюшина, добывшего птицу 28.06.1926 г. у г.п. Наровля [8]. Нами 8 галстучников обнаружены на песчаной косе р. Припять 15.09.2011 г. около б.н.п. Ломачи (фото 6) в совместной стае с куликами-воробьями (*Calidris minuta* Leisl) и чернозобиками (*Calidris alpina* L.).

Золотистая ржанка – *Pluvialis apricaria* (Linnaeus, 1758) Национальный

статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий транзитный мигрант.

Пока единственный случай обнаружения золотистой ржанки на территории заповедника произошел 24.03.2012 г. около б.н.п. Чехи. Птица была еще в зимнем наряде (фото 7).



Фото 7. Золотистая ржанка (*Pluvialis apricaria*)

Турухтан – *Philomachus pugnax* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Многочисленный транзитный мигрант и, вероятно, очень редкий гнездящийся вид.

Пролет турухтанов, совместно с другими видами куликов, наблюдается уже в конце марта. Так 24.03.2012 г. пять турухтанов кормились на берегу временного водоема (образованного талыми водами) неподалеку от б.н.п. Чехи. Ко второй половине апреля интенсивность пролета нарастает и к середине мая постепенно затухает. В отдельные весны, вероятно, наибольшая интенсивность пролета приходится на начало мая [3].

В середине мая, после окончания пролета турухтанов, на берегу протоки Перевал были обнаружены 14.05.2011 г. две кормившиеся самки, возможно имеющие отношение к гнездованию данного вида куликов на территории ПГРЭЗ (фото 8).



Фото 8. Турухтан (*Philomachus pugnax*)

Осенние миграции данного вида не изучены, однако 19.09.2012 г. одиночная птица (самец), была отмечена на небольшом озерке около б.н.п. Ленин.

Гаршнеп – *Limnocyptes minimus* (Brünnich, 1764). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Вероятно, транзитный мигрант на территории ПГРЭЗ.

Птица была обнаружена около лужи по середине грунтовой дороги 9.10.2010 г., неподалеку от КПП “Радин”.

Большой веретенник – *Limosa limosa* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Очень редкий гнездящийся перелетный вид.

По-видимому, прилетают веретенники в первой половине апреля, так первая птица отмечена 10.04.2010 г. на заболоченном участке юго-западнее б.н.п. Бабчин. После 2008 г. [2] появились новые данные о гнездовании большого веретенника на территории ПГРЭЗ. Две пары веретенников наблюдали 31.05.2009 г. западнее КПП “Новопокровское” и одна пара птиц гнездилась около северной границы вблизи б.н.п. Губаревичи. В 2010 г. пара птиц отмечена 18 июня около б.н.п. Ленин и в этом же году пара птиц,

вероятно пролетных, кормились 14 июля на песчаной косе р. Припять около б.н.п. Красноселье. Один большой веретенник отмечен 17.06.2011 г. на правом берегу р. Припять около устья р. Словечна.

Большой кроншнеп – *Numenius arquata* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный во время миграций вид.

Весной птицы появляются в начале апреля и, по-видимому, отдыхают на заброшенном польдере “Бабчинский луг”. Так по голосам 8.04.2010 г. были обнаружены несколько птиц на выше указанном польдере.

Во время осенней миграции два больших кроншнепа поднялись с косы р. Припять 14.07.2010 г. около б.н.п. Оревичи.

Поручейник – *Tringa stagnatilis* (Bechstein, 1803). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий пролетный гнездящийся вид.

Первая регистрация вида произошла 10.06.2007 г. [2]. В 2011 и 2012 гг. гнездование пары птиц отмечено около небольшого заболоченного участка вблизи б.н.п. Ленин. 17 июня 2012 г. здесь были отмечены уже хорошо летающие птенцы поручейника. Около них держалась только одна из взрослых птиц.

Большой улит – *Tringa nebularia* (Gunnerus, 1767). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный транзитный мигрант.

Весеннее появление больших улитов, впрочем, как и многих других птиц, связано с ходом весны. Теплая весна способствует и более раннему прилету. Ранняя регистрация вида произошла 24.03.2012 г. около б.н.п. Чехи, остальные даты прилета приходятся на первую половину апреля.

Были случаи обнаружения улитов на территории ПГРЭЗ и в гнездовой период: две птицы 17.06.2010 г. кормились у берега р. Припять около б.н.п. Ломачи и на следующий день 18.06.2010 г. одна птица обнаружена около б.н.п. Белая Сорока.

Осенняя миграция в основном проходит во второй половине лета. Так пять больших улитов, вероятно семья, 14.07.2010 г. кормились у берега на р. Припять неподалеку от б.н.п. Красноселье. И позже всех регистраций одиночная птица была обнаружена 20.09.2007 г. на косе р. Припять около старичного озера Семенница.

Мородунка – *Xenus cinereus* (Güldenstädt, 1775). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся в заповеднике перелетный и транзитно мигрирующий вид.

Вероятно, птицы прилетают в середине апреля и держатся некоторое время, до спада воды в р. Припять, на других водоемах вне гнездовых участков. Здесь, по-видимому, и формируются репродуктивные пары. Есть несколько наблюдений токового поведения самцов на различных участках заповедника, которые впоследствии не были заняты птицами. Так самец активно токовал 27.04.2007 г. на берегу затопления между б.н.п. Пирки и д. Савичи и 14.05.2011 г. на косе р. Припять вниз от Николаевского старика, кричали два самца

мородунки. На указанных участках в июне птиц уже не встречали.

Своеобразная локальная гнездовая группировка мородунок на территории заповедника сосредоточена вниз и вверх по р. Припять от устья р. Словечна. Птицы гнездятся по берегам указанных рек и многочисленных рукавов и стариц. Их гнездовая численность постепенно увеличивается и в настоящее время насчитывает 10-15 пар.

Малая чайка – *Larus minutus* Pallas, 1776. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный перелетный вид.

Весной, в начале мая, летят малые чайки в западном направлении придерживаясь русла р. Припять. Пять птиц отмечены 07.05.2005 г. [2]. И во время осенней миграции одна птица была обнаружена 13.07.2011 г. в совместной стае с белокрылыми крачками (*Chlidonias leucopterus*) кормившимися над р. Припять и протокой Перевал.

Сизая чайка – *Larus canus* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный пролетный и вероятно очень редкий гнездящийся вид на территории ППРЭЗ.

В заповеднике отмечены две птицы 07.05.2005 г. в пойме р. Припять и две пары 10.06.2007 г. на косах р. Припять. Еще одна сизая чайка отмечена на р. Припять 7.06.2008 г. около б.н.п. Ломыш.

Малая крачка – *Sterna albifrons* (Pallas, 1764). Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. В заповеднике обычный гнездящийся перелетный вид.

Малые крачки на территории заповедника в зависимости от уровня воды в р. Припять образуют от трех до пяти колониальных поселений с общей численностью 50-80 гнездящихся пар. Однако успех гнездования очень низок и связан с двумя основными факторами: сильными ливневыми дождями в период насиживания кладок, и прессом хищников: кабанов (*Sus scrofa*) и енотовидных собак (*Nyctereutes procyonoides*).

В середине июня 17.06.2010 года в пределах заповедника было учтено 78 гнезд малых крачек. Однако повторная проверка 13.07.2010 г. показала, что почти все кладки погибли из-за дождей, которые легко размывают речной песок островов, разрушая гнезда и унося яйца в реку Припять либо засыпая их песком. На острове около б.н.п. Слободка трагедию завершили хищники.

В это время крачки начали гнездиться повторно, но, в значительно меньшем числе.

Белощекая крачка – *Chlidonias hybridus* (Pallas, 1811). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся перелетный и транзитно мигрирующий вид.

Прилетают белощекие крачки в конце апреля – первой декаде мая, совместно с другими видами болотных крачек, с которыми вместе и гнездятся на временных водоемах. В зависимости от изменения обводненности территории практически ежегодно меняют места обитания. За шесть последних лет колонии были обнаружены около б.н.п. Чехи, Ленин, Верховая Слобода и дважды на затоплении в б.н.п. Погонное.

Филин – *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. В заповеднике обычный оседлый вид.

До 2007 года на территории ПГРЭЗ было известно лишь одно место гнездования филинов [2].

За последние пять лет достоверно установлено гнездование филина в восьми б.н.п. и на предположительное гнездование указывают ежегодные вокализации самцов еще в пяти бывших населенных пунктах. Разовая вокализация либо наблюдение взрослых птиц имели место в б.н.п. Богуши, Воротец, Залесье, Крюки, Уласы.

Таким образом, гнездовая численность филинов в заповеднике оценивается в 15-20 пар, а общая численность около 50-60 особей.

Воробьиный сыч – *Glaucidium passerinum* (Linnaeus, 1758). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Очень редкий гнездящийся и, вероятно, оседлый вид.

Ранее предпринимавшиеся попытки поиска воробьиного сыча на территории ПГРЭЗ не давали положительных результатов, птица была обнаружена лишь 4.05.2012 года (фото 9). Молодые воробьиные сычи, уже вылетевшие из дупла и сидевшие высоко в кронах деревьев были найдены по голосам 9.07.2012 г.

Домовый сыч – *Athene noctua* (Scopoli, 1769). Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Очень редкий периодически гнездящийся оседлый вид.

Впервые гнездование домовых сычей в ПГРЭЗ было установлено в 2009 году на экспериментальной ферме в б.н.п. Воротец. Птицы гнездились под крышей одного из складских помещений. К середине июля все пятеро молодых сычей благополучно встали на крыло.

Бородатая неясыть – *Strix nebulosa* J.R. Forster, 1772. Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся оседлый вид птиц ПГРЭЗ.

Впервые гнездование бородатых неясытей установлено в 2008 году в Наровлянской части заповедника [2]. Птицы успешно гнездились три года подряд на ранее занятом гнездовом участке.

В 2010 году было найдено гнездо второй пары бородатых неясытей, однако впоследствии от сильного ветра гнездо упало, а птенцы неясытей погибли.

Болотная сова – *Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763). Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий, иногда обычный гнездящийся перелетный, транзитно мигрирующий и, вероятно, частично оседлый вид.



Фото 9. Воробьиный сыч (*Glaucidium passerinum*)

Наиболее ранний ток болотной совы был отмечен 11.03.2009 г. в районе бывшего комбикормового завода южнее б.н.п. Бабчин. Вероятно, это связано с зимовкой самца на этой территории.

В заповеднике гнездится по окраинам оставленных деревень, на заброшенных полях, польдерах, лугах и молодых культурах сосны, ели и других. Численность подвержена значительным флуктуациям.

Золотистая щурка – *Merops apiaster* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Малочисленный гнездящийся перелетный вид.

На территории ПГРЭЗ известны два места обитания с численностью около 50 пар. Большой колонией щурки гнездятся в карьере возле б.н.п. Красная Гора Брагинского участка ПГРЭЗ, где в 2006 году отмечено 48 гнездившихся пар [16]. Две пары в 2007 году гнездились в неглубокой (около 1 м) и небольшой по площади (5x7 м) яме на территории б.н.п. Бабчин и три пары птиц в этом и следующем 2008 году гнездились в силосной яме на территории б.н.п. Воротец.

Небольшая группа золотистых щурок – 6 пар, гнездятся с 2009 года в совместной колонии с береговыми ласточками (*Riparia riparia*) на р. Вить неподалеку от д. Тульговичи.

Зеленый дятел – *Picus viridis* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Вероятно, редкий оседлый вид птиц ПГРЭЗ.

Придерживается широколиственных лесов. Отмечен 23.04.2007 г. в широколиственном лесу восточнее б.н.п. Погонное и 18.04.2009 г. в смешанном лесу южнее б.н.п. Бабчин.

Зимой 11.02.2006 г. отмечена самка в районе зубропитомника.

Белоспинный дятел – *Dendrocopos leucotos* Bechstein, 1803. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный оседлый вид ПГРЭЗ.

Встречается по всей территории в различных ландшафтах с присутствием лиственных пород деревьев.

Хохлатый жаворонок – *Galerida cristata* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: III категория Красной книги Республики Беларусь. Очень редкий на территории ПГРЭЗ оседлый вид.

Гнездование одной пары птиц отмечено 08.05.2005 г. около б.н.п. Бабчин. Вторую пару птиц наблюдали 27.05.2006 г. около б.н.п. Воротец, где птицы и зимовали в 2006 и 2008 годах. И трех жаворонков наблюдали в течение сентября 2011 года на экспериментальной ферме в б.н.п. Воротец.

Полевой конек – *Anthus campestris* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Редкий гнездящийся перелетный вид птиц заповедника.

Гнездится по сухим песчаным местам со скудной растительностью. В девятидесятых годах прошлого столетия встречался чаще. После 2008 года [2] в гнездовое время отмечен 11.06.2010 г. на старом горельнике юго-восточнее б.н.п. Уласы.

Мухоловка-белошейка – *Ficedula albicollis* Temminck, 1815. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный гнездящийся перелетный вид.

Обитает в старых широколиственных и смешанных лесах и изредка встречается в бывших деревнях с густой древесно-кустарниковой растительностью.

Прилетают мухоловки-белошейки во второй половине апреля, как правило, в двадцатых числах. Гнездятся в дуплах и охотно занимают искусственные гнездовья. Первые кладки появляются в середине мая, вторые – в первой декаде июня (n=2). В 2007 году было установлено на примере одной пары мухоловок-белосеек откладка яиц второй кладки во время кормления хорошо оперенных птенцов но еще находившихся в гнезде.

Плотность мухоловки-белошейки в ольхово-широколиственных лесах заповедника в 2007 году составила 7,9 пары/км², а общая численность вида более 100 гнездящихся пар.

Усатая синица – *Panurus biarmicus* Temminck, 1815. Национальный статус охраны: IV категория Красной книги Республики Беларусь. Вероятно, обычный в заповеднике гнездящийся оседлый вид.

В гнездовое время 8.07.2010 г. выводки молодых усатых синиц следовали за взрослыми птицами по тростниково-рогозовым зарослям на Чикаловичском затоплении около б.н.п. Пирки. В осенне-зимний период по несколько десятков особей неоднократно отмечали в 2010-2012 гг. в тростниках на Погонянском затоплении между б.н.п. Погонное-Радин. И, вероятно, семейная стая была обнаружена в начале апреля 2011 г. в тростнике на берегу р. Несвич около б.н.п. Крюки.

Садовая овсянка – *Emberiza hortulana* Linnaeus, 1758. Национальный статус охраны: II категория Красной книги Республики Беларусь. Обычный гнездящийся в пойме р. Припять перелетный и, вероятно, транзитно мигрирующий вид.

Локальные поселения садовых овсянок, насчитывающие до 10 поющих самцов редки, а по 3-5 довольно обычны и рассредоточены по пойменным дубравам вдоль р. Припять на Хойникском участке заповедника.

По видам длинноносый крохаль (*Mergus serrator* Linnaeus, 1758), большой крохаль (*Mergus merganser* Linnaeus, 1758), малый подорлик (*Aquila pomarina* C. L. Brehm, 1831), кобчик (*Falco vespertinus* Linnaeus, 1766), авдотка (*Burhinus oedicnemus* (Linnaeus, 1758)), дупель (*Gallinago media* (Latham, 1787)), обыкновенный зимородок (*Alcedo atthis* (Linnaeus, 1758)), сизоворонка (*Coracias garrulus* Linnaeus, 1758), вертлявая камышевка (*Acrocephalus paludicola* Linnaeus, 1758), чернолобый сорокопуд (*Lanius minor* Gmelin, 1788) дополнительной информации, относительно представленной ранее [9], не получено.

Результаты и их обсуждение. На территории ПГРЭЗ отмечен 61 вид или 84,7 % птиц от занесенных в Красную книгу Республики Беларусь (табл. 1). Из них 40 видов постоянно гнездятся (N), 5 видов – предположительно гнездятся (N?), 15 – отмечены во время миграций (M) и один вид – зимой (W). Среди них

в первую категорию Красной книги с наивысшей национальной природоохранной значимостью относятся 7 видов птиц: белоглазая чернеть, большой подорлик, беркут, сапсан, кобчик, авдотка, сизоворонка. Во вторую – 14: чернозобая гагара, малая выпь, длинноносый крохаль, луток, змеяд, орлан-белохвост, скопа, дупель, малая крачка, филин, бородатая неясыть, вертлявая камышевка, чернолобый сорокопут и садовая овсянка. В третьей категории 28 и в четвертой – 12 видов птиц. В Красной книге МСОП (IUCN) 5 представителей, обитающих в ПГРЭЗ [1] (табл. 1).

Таблица 1

Видовой состав редких птиц ПГРЭЗ с национальным и международным охранным статусом

№ п/п	Вид	Статус присутствия в ПГРЭЗ	Категория охраны в Беларуси	Категория SPEC	Приложения конвенций		
					ЕС	Бернской	Боннской
1	2	3	4	5	6	7	8
1.	Чернозобая гагара	M	II	3	I	II	II
2.	Большая выпь	N	III	3	I	II	II
3.	Малая выпь	N	II	3	I	II	II
4.	Большая белая цапля	N	III	-	I	II	II
5.	Кваква	N?	IV	3	I	II	-
6.	Черный аист	N	III	3	I	II	II
7.	Серый гусь	N?	IV	-	II-1/III-2	III	II
8.	Шилохвость	N	III	3	II-1/III-2	III	II
9.	Белоглазая чернеть*	N?	I	1	I	III	I/II
10.	Длинноносый крохаль	M	II	-	II-2	III	II
11.	Большой крохаль	M	III	-	II-2	III	II
12.	Луток	M	II	3	I	II	II
13.	Черный коршун	N	III	3	I	II	II
14.	Орлан-белохвост*	N	II	3	I	II	I/II
15.	Змеяд	N	II	3	I	II	II
16.	Полевой лунь	N	III	3	I	II	II
17.	Малый подорлик	N	III	3	I	II	II
18.	Большой подорлик*	N	I	1	I	II	I/II
19.	Беркут	W	I	3	I	II	II
20.	Скопа	M	II	3	I	II	II
21.	Сапсан	M	I	3	I	II	II
22.	Пустельга	N	III	3	-	II	II
23.	Кобчик	N	I	3	-	II	II
24.	Дербник	M	III	-	I	II	II
25.	Чеглок	N	IV	-	-	II	II
26.	Малый погоныш	N	IV	4	I	II	II
27.	Коростель*	N	III	1	I	II	II
28.	Серый журавль	N	III	3	I	II	II
29.	Кулик-сорока	N	III	-	II-2	III	-
30.	Авдотка	N	I	3	I	II	II
31.	Галстучник	M	III	-	-	II	II
32.	Золотистая ржанка	M	III	4	I/II/III-2	III	II

1	2	3	4	5	6	7	8
33.	Турухтан	N?	III	4	I/II	III	II
34.	Гаршнеп	M	III	3	II-1/III-2	III	II
35.	Дупель	N	II	2	I	II	II
36.	Большой веретенник	N	III	2	II-2	III	II
37.	Большой кроншнеп	M	III	3w	II-2	III	II
38.	Поручейник	N	III	-	-	II	II
39.	Большой улит	M	III	-	II-2	III	II
40.	Мородунка	N	III	-	I	II	II
41.	Малая чайка	M	III	3	-	II	-
42.	Сизая чайка	N?	IV	2	II-2	III	-
43.	Малая крачка	N	II	3	I	II	II
44.	Белошекая крачка	N	IV	3	I	II	-
45.	Филин	N	II	3	I	II	-
46.	Воробьиный сыч	N	IV	-	I	II	-
47.	Домовый сыч	N	III	3	-	II	-
48.	Бородатая неясыть	N	II	-	I	II	-
49.	Болотная сова	N	IV	3	I	II	-
50.	Обыкновен. зимородок	N	III	3	I	II	-
51.	Золотистая щурка	N	III	3	-	II	II
52.	Сизоворонка	M	I	2	I	II	II
53.	Зеленый дятел	N	III	3	-	II	-
54.	Белоспинный дятел	N	IV	-	-	II	-
55.	Хохлатый жаворонок	N	III	3	-	III	-
56.	Полевой конек	N	IV	2	-	III	-
57.	Вертялая камышевка*	M	II	-	-	I	-
58.	Мухоловка-белошейка	N	IV	4	-	II	-
59.	Усатая синица	N	IV	-	-	II	-
60.	Чернолобый сорокопут	N	II	2	-	II	-
61.	Садовая овсянка	N	II	2	-	III	-

*Вид включен в Красный список МСОП [1]

Такие редкие виды как белоглазая чернеть, авдотка, кобчик внесены в состав орнитофауны заповедника по литературным данным [2-4].

Таксономически, виды попавшие на страницы Красной книги РБ и обитающие на территории ПГРЭЗ, относятся к десяти отрядам (табл. 2). Более всего “краснокнижников” в отряде ржанкообразные – 16 видов или 94,1 % от количества видов “краснокнижников” этого отряда в Беларуси (табл. 2). Затем следует отряд соколообразные – 13 (86,7 %), воробьинообразные – 7 (87,5 %), гусеобразные – 6 (85,7 %), аистообразные – 5 (100 %) и совообразные – 5 (62,5 % соответственно), в двух отрядах: журавлеобразные и ракшеобразные по 3 (100 %) и отряд дятлообразные включает 2 вида или 66,7 % от числа видов “краснокнижников” этого отряда в Беларуси (табл. 2).

Как видно, в каждом из отрядов имеющих представителей в Красной книге, на территории заповедника обитает более 50 % видов. Однако по литературным данным в Припятском национальном парке, как гнездящийся вид, отмечена сипуха (*Tyto alba* (Scopoli, 1769)) [22]. Не исключено ее обитание и на территории ПГРЭЗ. По-видимому, число “краснокнижников” после

тщательного изучения территории будет выше. Здесь можно ожидать появление трехпалого дятла (*Picoides tridactylus* L., 1758) и белой лазоревки (*Parus cyaneus* Pallas, 1770) также обитающих в соседних регионах [18].

Таблица 2

Таксономическое распределение птиц ПГРЭЗ по категориям охраны
Красной книги Республики Беларусь

№ п/п	Отряды	Категории Красной книги РБ				В ПГРЭЗ	В Беларуси
		I	II	III	IV		
1	Гагарообразные	-	1	-	-	1	1
2	Поганкообразные	-	-	-	-	0	1
3	Аистообразные	-	1	3	1	5	5
4	Гусеобразные	1	2	2	1	6	7
5	Соколообразные	4	3	5	1	13	15
6	Курообразные	-	-	-	-	0	1
7	Журавлеобразные	-	-	2	1	3	3
8	Ржанкообразные	1	2	11	2	16	17
9	Совообразные	-	2	1	2	5	8
10	Ракшеобразные	1	-	2	-	3	3
11	Дятлообразные	-	-	1	1	2	3
12	Воробьинообразные	-	3	1	3	7	8
Всего в ПГРЭЗ		7	14	28	12	61	
Всего по Беларуси		8	17	31	16		72

Заключение. Таким образом, видовой состав редких птиц занесенных в Красные книги РБ и МСОП в заповеднике богат и разнообразен, что подтверждает важность этой территории для сохранения биоразнообразия птиц юго-восточного Полесья и Беларуси в целом. Ценность этой территории определяется еще и тем, что более половины местных видов птиц охраняются Бернской конвенцией 1987 года [19], а краснокнижные виды в значительном большинстве относятся ко второй категории охраны в Европе. Кроме того, территория ПГРЭЗ расположена на миграционных путях многих перелетных видов и в особенности птиц водно-болотного комплекса. Все вместе, и птицы и их миграционные пути охраняются Боннской конвенцией 1994 года [19].

Несомненно, что столь высокая численность видов птиц занесенных в Красные книги РБ и МСОП связана с величиной территории, обилием разнообразных ландшафтов и практически отсутствующей хозяйственной деятельностью человека.

ЛИТЕРАТУРА

1. Красная книга Республики Беларусь: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды диких животных. Гл. редакция: Г.П. Пашков (гл. ред.) и др. Гл. редколлегия: Л.И. Хоружик (предс.) и др. Минск: Бел. энциклопедия, 2004. – 320 с.

2. Юрко В.В. Современное состояние орнитофауны Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов. «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике» / Под ред. Г.В. Анципова. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 65-115.
3. Юрко В.В., Парейко О.А. Мониторинг орнитофауны ПГРЭЗ. Результаты 2005 года // Сб. науч. трудов Полесского государственного радиационно-экологического заповедника «20 лет после чернобыльской катастрофы». Гомель. 2006. С. 226-238.
4. Позвоночные животные Припятского заповедника. Аннот. список видов / Составители А.В. Углянец, В.П. Клакоцкий, И.М. Зенина. Минск: Ураджай, 1995. – 40 с.
5. Станчинский В.В. К познанию орнитофауны Гомельского и Речицкого Полесья // Науч. изв. Смоленского гос. ун-та. 1929. Т. 5. Вып. 1. С. 77-155.
6. Кірыкаў С.В. Справаздача об паездцы ў Мазырскаяе Палессе для збору матэрыялаў па фаўне на ўчастку: Прыпяць (з Поўначы), – дзяржаўная мяжа (з захаду), – Валынь (з поўдня), – Вубарць (з усходу) // Матэрыялы да вывучэння флоры і фаўны Беларусі. Минск, 1929. Т. 4. С. 59-79.
7. Никифоров М.Е., Тишечкин А.К., Самусенко И.Э., Парейко О.А. Формирование структуры орнитокомплексов и популяций модельных видов птиц // Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под. ред. Суцени Л.М., Пикулика М.М., Пленина А.Е. Минск: Навука і тэхніка, 1995. С. 158-174.
8. Долбик М.С. Птицы Белорусского Полесья. Минск, 1959. – 268 с.
9. Федюшин А.В., Долбик М.С. Птицы Белоруссии. Минск, 1967. – 520 с.
10. Гащак С.П., Вишневський Д.О, Заліський О.О. Фауна хребетних тварин чорнобильської зони відчуження (Україна). Славутич, 2006. – 100 с.
11. Фядзюшын А.У. Справаздача з фауністычных даследаванняў на р. Прыпяці і воз. Князь улетку 1926 года. Матэрыялы да вывучэння флоры і фаўны Беларусі. Т. 2. Минск, 1928. С. 103-117.
12. Юрко В.В. Гнездовые и поведенческие адаптации птиц чернобыльской зоны Беларуси // Материалы V межд. науч.-практ. конф. «Современные экологические проблемы устойчивого развития Полесского региона и сопредельных территорий: наука, образование, культура» (Мозырь, 25-26 окт. 2012 г.) / УО МГПУ им. И.П. Шамякина; редкол.: О.Г. Акушко и др. Мозырь, 2012. С. 102-105.
13. Домбровский В.Ч., Журавлев Д.В., Demongin L. Редкие хищные птицы Белорусского Полесья // Subbuteo. Беларускі арніталагічны бюлетэнь. 2001. Т. 4. № 1. С. 11-24.
14. Домбровский В.Ч., Журавлев Д.В. Редкие виды дневных хищных птиц на приграничных с Украиной особо охраняемых природных территориях Белорусского полесья // Новітні дослідження соколоподібних та сов / Материалы III міжнар. наук. конф. «Хіжі птахи України» (Кривий Ріг, 24-25 жовтня 2008 р.). Кривий Ріг. 2008. С. 125-133.
15. Юрко В.В., Юрко А.В. Зимовки луней на юго-западе Беларуси // Subbuteo. Беларускі арніталагічны бюлетэнь. 2008. Т. 9. С. 53-54.

16. Юрко В.В. Численность золотистой шурки (*Merops apiaster*) в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике и на сопредельной территории // Сахаровские чтения 2007 года: Экологические проблемы XXI века / Материалы 7-й межд. науч. конф. (Минск, 17-18 мая 2007 г.). Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2007. С. 146-147.
17. Никифоров М.Е., Яминский Б.В., Шкляр Л.П. Птицы Белоруссии: справочник-определитель гнезд и яиц. Минск: Вышэйшая школа, 1989. – 479 с.
18. Никифоров М.Е., Пинчук П.В., Монгин Э.А. Современный состав и ревизия статуса птиц национального парка «Припятский» // Сб. науч. трудов Нац. парка «Припятский». Биологическое разнообразие Национального парка «Припятский» и других особо охраняемых природных территорий. Туров-Мозырь: «Белый ветер», 1999. С. 260-268.
19. Никифоров М.Е., Козулин А.В., Гричик В.В., Тишечкин А.К. Птицы Беларуси на рубеже XXI века. Минск, 1997. – 185 с.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs В МЫШЦАХ ПТИЦ ПГРЭЗ

В.В. Юрко

Введение. Среди всех позвоночных животных птицы отличаются наибольшей подвижностью, как во времени, так и в пространстве. Благодаря полету оседлые и перелетные птицы даже в период гнездования, покрывают значительные расстояния в поисках пищи. Высокая подвижность птиц приводит к большим затратам энергии и быстрому уровню обмена веществ и, как следствие, все это приводит к быстрому накоплению ими различных радионуклидов. Широта экологических связей птиц со средой обитания, высокая пластичность поведения, заметность делают их наиболее удобными объектами для масштабного радиоэкологического мониторинга.

Объекты и методы исследования. С целью изучения накопления птицами ^{137}Cs на территории ПГРЭЗ в 2006-2012 гг. проводилась добыча трех видов птиц: тетерева (*Tetrao tetrix*), вальдшнепа (*Scolopax rusticola*) и кряквы (*Anas platyrhynchos*), имеющих разную степень оседлости и относящихся к трем экологическим комплексам: древесно-кустарниковому, лесному и водно-болотному. Ежегодно изымалось не более 20 особей каждого вида птиц, что составляет менее 1 % их местных популяций. Птицы добывались по всей территории заповедника; тетерев во все сезоны года, кряква с марта по ноябрь, вальдшнеп – в мае-июле.

Результаты исследования. За семилетний период была сделана выборка 246 птиц: кряквы – 96, тетерева – 104 и 46 особей вальдшнепа, у которых определили содержание ^{137}Cs .

Пределы накопления ^{137}Cs соответственно составили: у кряквы 0,006-44,9 кБк/кг, у вальдшнепа – 0,035-11,9 кБк/кг и у тетерева – 0,021-174,1 кБк/кг (рис. 1).

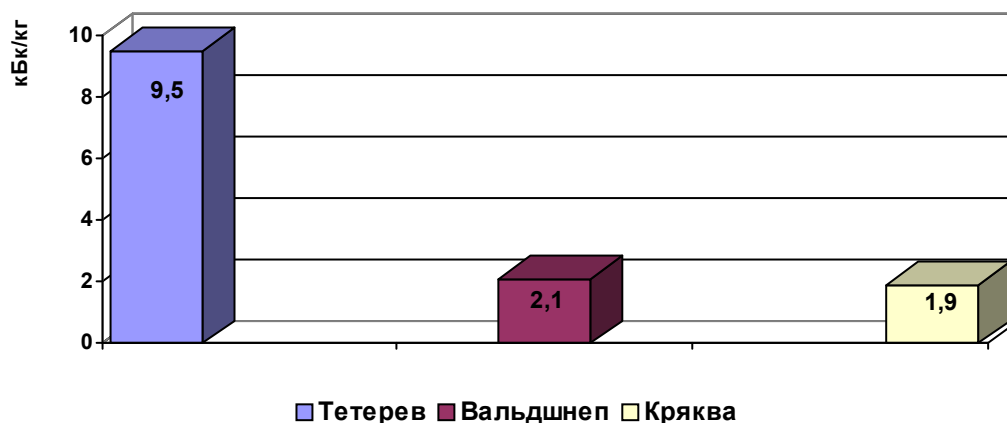


Рис. 1. Среднее содержание ^{137}Cs в мышцах птиц в 2006-2012 гг.

Известно, что место и спектр питания птиц оказывают решающее влияние на формирование доз внутреннего облучения. Как видно на рисунке 1, наибольший уровень содержания ^{137}Cs обнаружен у тетерева. Эта птица ведет оседлый образ жизни, круглогодично пребывая на территории радиусом около 5 километров. В основном, спектр кормов этого вида в холодное время представлен растительной пищей – собираемой птицами на деревьях и кустарниках, а в теплый период года – смешанной, животнов-растительной – добываемой на земле.

Как показано выше, средний уровень накопления ^{137}Cs у тетерева за семилетний период составил 9,5 кБк/кг. Отношение максимального уровня к минимальному, составляет более чем 8000 раз. Такая значительная разбежка, прежде всего, связана с возрастом птиц. У молодых тетеревов (сеголетков), в первый год их жизни, уровни накопления ^{137}Cs не превышают 1000 Бк/кг, в среднем – 0,31 кБк/кг (n=16). Половозрелые птицы, и, вероятно, очень старые имеют наибольшие показатели накопления радионуклидов. Так, самка тетерева, добытая в 2008 году около б.н.п. Верховая Слобода, имела показатель 174,1 кБк/кг. Самец тетерева, изъятый около б.н.п. Радин, накопил 81,8 кБк/кг ^{137}Cs .

Динамика накопления цезия-137 в организме тетеревов за последние пять лет имеет тенденцию к снижению (рис. 2).

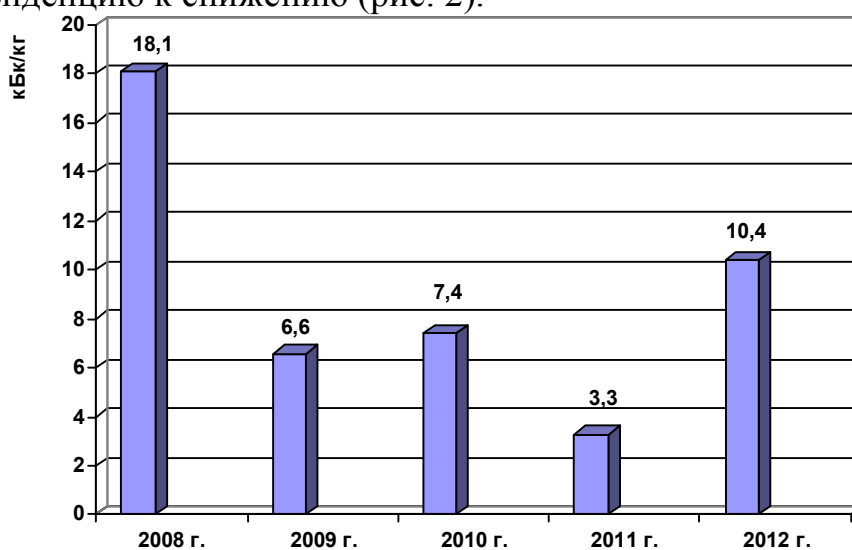


Рис. 2. Годовая динамика содержания ^{137}Cs в мышцах тетерева (*Tetrao tetrix*)

Однако пятилетний промежуток выражен более ярко, чем годовые, что вполне оправдано в природных условиях, где уровни радиационного фона очень мозаичны, а физический распад ^{137}Cs слабо заметен.

В сравнительном более продолжительном промежутке средний уровень загрязнения тетерева сразу после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году составлял 53416 Бк/кг [1], в 2008 году (n=20) – 18,1 и в 2012 году (n=19) – 10,4 кБк/кг. Наблюдается снижение содержания цезия-137 в мышечных тканях тетерева. По сравнению с 1986 годом уровень загрязнения тетерева в 2012 году снизился в 6 раз (рис. 3).

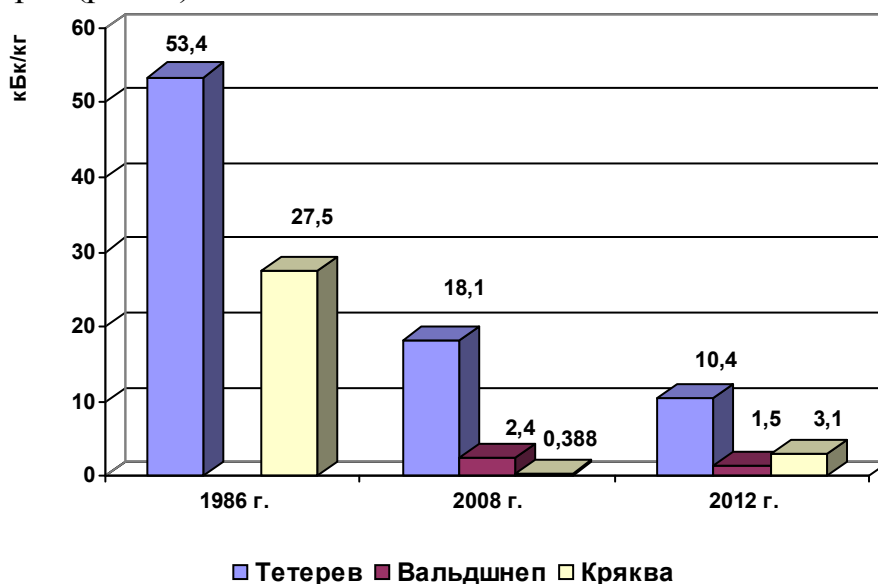


Рис. 3. Динамика среднего содержания ^{137}Cs в мышцах птиц

Кряква в летний период питается смешанной пищей, она потребляет как растительные, так и корма животного происхождения собирая их с поверхности воды, на отмелях и берегах водоемов. Основу ее рациона составляют различные водные беспозвоночные, мальки рыб, головастики, водные и околководные растения.

Как перелетный вид, за полугодовой период пребывания на территории ПГРЭЗ кряква накапливает ^{137}Cs значительно меньше тетерева. Ее средняя степень загрязнения в 5,0 раз ниже, чем у тетерева, что связано с разной степенью оседлости этих двух видов. Однако разброс максимального и минимального уровней накопления ^{137}Cs у кряквы, также как и у тетерева, очень высок и составляет более чем 7000 раз. В 1993 году разброс показателей загрязнения кряквы ^{137}Cs был от 108-7513 Бк/кг, а средняя степень загрязнения составляла 1713 Бк/кг [1]. По нашим данным средняя степень загрязнения кряквы (n=20) в 2012 году составила 3,1 кБк/кг (рис. 3), что в 1,8 раз выше, чем в 1993 году. Сравнивая среднюю степень загрязнения кряквы за семилетний период (n=96) – 1,9 кБк/кг, со средними показателями 1993 года, она также увеличилась в 1,1 раз. Однако, увеличение ^{137}Cs в мышцах кряквы за последние годы может быть связано с оседлостью отдельных особей популяции (рис. 4), которые и накопили высокие уровни ^{137}Cs (20,7 и 44,9 кБк/кг) на 1-2 порядка выше остальных добытых птиц. И если исключить эти две особи крякв с

максимальными уровнями из анализа, то средний уровень накопления кряквой ^{137}Cs составляет 1,2 кБк/кг, что в 1,4 раза ниже, чем в 1993 году.



Рис. 4. Зимующие кряквы (*Anas platyrhynchos*) на реке Припять 11.01.2012 г.

Тенденцию оседлости части местной популяции крякв в последние три года (2010-2012 гг.) по-видимому, подтверждает и годовая динамика концентрации ^{137}Cs в организмах данного вида птиц (рис. 5).

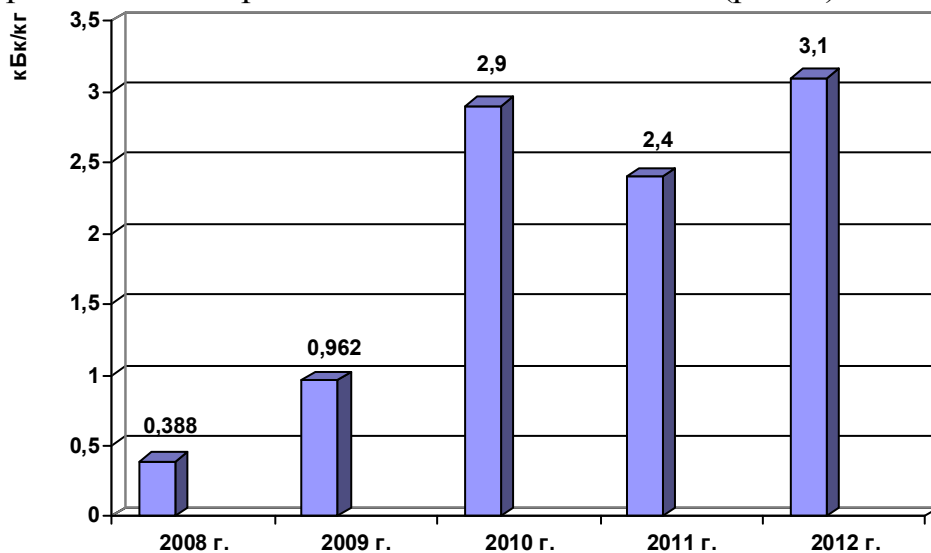


Рис. 5. Годовая динамика содержания ^{137}Cs в мышцах крякв (*Anas platyrhynchos*)

Вальдшнеп типично лесной вид птиц. Обитает в густых смешанных и лиственных лесах с хорошо развитым подлеском. Спектр его питания составляют различные почвенные беспозвоночные, в основном черви, которых птица добывает на глубине до 10 см.

Как и кряква – вальдшнеп перелетный вид, но средний уровень

накопления ^{137}Cs за семилетний период у него в 2,9 раза выше, чем у кряквы – 2,1 кБк/кг (рис. 3). Соотношение минимального уровня к максимальному (0,035-11,9 кБк/кг) у вальдшнепа (n=46) наименьшее среди трех рассматриваемых видов птиц и составляет 340 раз. По-видимому, это зависит от продолжительности нахождения данного вида птиц на загрязненной территории. Все вальдшнепы были добыты в течение трех месяцев – май-июль. Однако, вальдшнеп, за более короткий промежуток времени, накопил почти в три раза больший уровень ^{137}Cs , чем кряква. В первую очередь это связано с экологическими условиями обитания. Вальдшнеп, в отличие от кряквы, все время держится на поверхности почвы во время кормления и отдыха, где, как это известно, радиационный фон значительно выше, чем на воде, в одних и тех же биотопах. Во-вторых, своими трофическими особенностями. Птица разыскивает беспозвоночных практически на глубине 5-10 см, на которую и произошла миграция радионуклидов за более чем два с половиной десятилетия [3].

Рассматривая динамику накопления ^{137}Cs вальдшнепами за пять последних лет, также видно постепенное снижение содержания этого радионуклида (рис. 6).

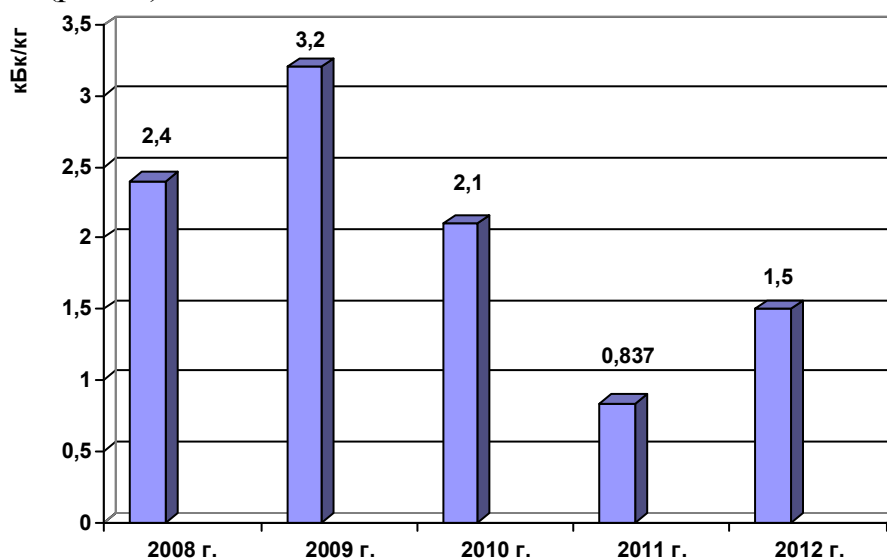


Рис. 6. Динамика содержания ^{137}Cs у самцов вальдшнепа (*Scolopax rusticola*)

Заключение. Основываясь на полученных результатах по загрязнению трех видов птиц ^{137}Cs , видно, что уровни этого радиоактивного изотопа постепенно снижаются у всех изученных видов. Однако потепление климата и относительно мягкие зимы 2010-2012 гг., высокая пластичность кряквы, позволили этому виду круглый год оставаться на загрязненной территории, что повлияло на увеличение уровней загрязнения.

Более высокий уровень содержания ^{137}Cs в мышцах тетерева связан с его оседлостью. У перелетных птиц кряквы и вальдшнепа более высокий уровень у второго вида, обусловленный его экологией обитания и трофической специализацией.

Автор выражает признательность специалистам НОЭФ Косарю А.А.,

Корниенко А.А., Пинчуку Н.Н. и Шаркевичу В.А. проводившим изъятие птиц на сильно загрязненных радионуклидами территориях ПГРЭЗ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вязович Ю.А., Гутковская Г.Ф., Парейко О.А., Тарлецкая Р.Ю., Козулин А.В. Птицы // Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под. ред. Сущени Л.М., Пикулика М.М., Пленина А.Е. Минск: Навука и тэхніка, 1995. С. 59-68.
2. Переволоцкая Т.В., Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в вертикальном профиле почвы геохимически сопряженных ландшафтов // Материалы межд. конф. «Радиация и экосистемы» / Под общ. ред. Е.Ф. Конопки. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 55-59.

ЭКОЛОГО-ПАЗАРИТОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ДИКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ ЖИВОТНЫХ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС (2005-2012 гг.)

В.А. Пенькевич

Введение. Изучение паразитозов как одного из факторов, влияющего на состояние популяции диких копытных, является одним из важных аспектов в экологии. Учитывая, что многие животные (зубр, благородный олень, косуля, лось, кабан и др.) являются народным достоянием, сохранение и приумножение их численности – одна из первостепенных задач биологов, зоологов и паразитологов Беларуси.

В настоящей работе отражен второй этап наших исследований в заповеднике – экологический анализ гельминтофауны по видам животных.

Произошедшая техногенная катастрофа привела к появлению естественного полигона с новым фактором воздействия на биогеоценозы (паразитоценозы): повышенный уровень ионизирующего излучения, прекращение хозяйственной деятельности, введение охранного режима. В результате сложились своеобразные экологические условия: хорошая кормовая база, отсутствие фактора беспокойства на протяжении четверти века, большая площадь (216,2 тыс. га), оказывающие огромное влияние на фауну и флору.

В Беларуси гельминты диких копытных и хищных млекопитающих довольно полно изучались многими исследователями [1-17]. У диких копытных Беларуси выявлено 89 видов гельминтов: у зубра – 23, благородного оленя – 16, косули – 22, кабана – 18, лося – 10; у хищных – 49 видов.

Объекты и методы исследования. Объекты наших исследований: дикие млекопитающие заповедника и их паразиты из различных органов и тканей.

Изучение паразитов диких животных Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) проводилось сотрудниками Института зоологии НАН Беларуси и заповедника. Оно касалось, в основном, мышевидных грызунов, общей характеристики паразитологической ситуации в

зоне отчуждения и некоторых аспектов воздействия новых условий на отдельные систематические группы паразитов [18].

С 2005 года продолжено изучение гельминтофауны и гельминтологической ситуации в популяциях диких копытных и хищников ПГРЭЗ [19]. В работе представлены материалы по паразитам шести видов диких копытных, пяти – хищных млекопитающих и бобра.

Проведены гельминтологические исследования (10 зубров, 17 лосей, 78 косуль, 152 кабанов, 29 волков, 181 енотовидных собак, 14 лисиц, 7 бобров, 1 барсука, 211 насекомоядных и 764 мышевидных грызунов) и копроскопия 6079 проб экскрементов диких млекопитающих: зубр – 788, лось – 1243, косуля – 972, кабан – 1127, олень – 894, волк – 449, енотовидная собака – 345, лисица – 210, барсук – 34, рысь – 17, лошадь Пржевальского – 11, методами Калантарян с насыщенным раствором азотнокислого натрия, последовательных сливов и Бермана.

Для оценки пораженности животных гельминтами применялись следующие показатели: экстенсивность инвазии (ЭИ) – отношение числа зараженных животных к общему числу обследованных, и интенсивность инвазии (ИИ) – количество экземпляров паразитов (яиц, личинок), обнаруженных у обследованного животного.

В основном гельминты определялись в лаборатории заповедника, отдельные сборы – в Витебской академии ветеринарной медицины. При определении материала использовалась методическая и справочная литература по гельминтологии [20, 21]. Фотографии автора.

Результаты и их обсуждение. Проведенные исследования показывают, что паразиты обитают во многих органах и тканях организма диких млекопитающих, с разной степенью ЭИ и ИИ.

Копытные: 1. Зубр (*Bison bonasus* L., 1758)

Изучением гельминтов зубров Беловежской пуши, в разные годы, занимались многие исследователи [11-14, 17]. В результате было выявлено 23 вида гельминтов.

При исследовании зубров ПГРЭЗ выявили 18 видов гельминтов: *Fasciola hepatica* (10,6 %), *Paramphistomum cervi* (19,8 %) (рис. 1), *Dicrocoelium lanceatum* (3,2 %), *Moniezia expansa* (7,1 %), *Taenia hydatigena larvae (Cysticercus tenuicollis)* (1,2 %), *Bunostomum trigonocephalum* (12,5 %), *Ostertagia ostertagi* (15,2 %), *Cooperia oncophora* (11,5 %), *Haemonchus contortus* (13,4 %), *Nematodirus helvetianus* (11,8 %), *Trichocephalus ovis* (4,3 %), *Capillaria bovis* (22,4 %), *Ashworthius sidemi* (3,8 %), *Setaria labiato-papillosa* (3,8 %), *Oesophagostomum venulosum* (22,0 %), *Oesophagostomum radiatum* (22,0 %), *Dictyocaulus viviparus*, (4,9 %), *Thelazia gulosa* (4,5 %).

Общая пораженность зубров гельминтами в разные периоды составляла от 72,2 до 100 %. Трематоды представлены 3 видами (16,6 %), цестоды – 2 видом (11,1 %), нематоды – 13 видами (72,2 %). Средой обитания для 10 (55,5 %) видов является кишечник: нематод 9 видов: *Bunostomum trigonocephalum* (7-18 экз.), *Ostertagia ostertagi* (10-25 экз.), *Cooperia oncophora* (7-45 экз.), *Nematodirus helvetianus* (12-54 экз.), *Trichocephalus ovis* (4-12 экз.),

Capillaria bovis (5-13 экз.), *Ashworthius sidemi* (7 экз.), *Oesophagostomum venulosum* (18-65 экз.), *Oesophagostomum radiatum* (11-23 экз.), и цестод 1 вид – *Moniezia expansa* (1-3 экз.). В рубце обитают *Paramphistomum cervi* (26-145 экз.), сычуге – *Haemonchus contortus* (23-132 экз.), легких – *Dictyocaulus viviparous* (15-32 экз.), печени – *Fasciola hepatica* (5-14 экз.), *Dicrocoelium lanceatum* (2-6 экз.), брюшной полости – *Setaria labiato-papillosa* (1-3 экз.), на серозных покровах – *Taenia hydatigena larvae (Cysticercus tenuicollis)* (1-3 экз.), в глазу – *Thelazia gulosa* (1 экз.).

Анализ исследования зубров показывает, что в 75,3 % случаев гельминты встречаются в ассоциациях (от 2 до 6 видов на животное). Паразитирование только одного вида зарегистрировано у 24,7 % зубров. У большинства животных одновременно встречались два (51,8 %) и три (11,7 %), реже – 4 (7,1 %), 5 (3,5 %) и 6 (1,2 %) видов гельминтов. Нужно учесть, что наряду с гельминтами у зубров паразитируют в кишечнике и патогенные простейшие эймериидные кокцидии:– *Eimeria bovis* (ЭИ 34,7 %).



Рис. 1. Трематоды *Fasciola hepatica*

Наибольшего роста парамфистоматозная и фасциолезная инвазии достигают в осенне-зимний период. Нематодозная инвазия пищеварительного тракта отмечалась у зубров во все сезоны года.

Нематодуры, трихоцефалы и диктиокаулы – наиболее часто встречаемые гельминты молодняка зубров. К редким видам гельминтов относятся сетарии и ашвортии, которые зарегистрированы у зубров в 2008 г.

В различные годы отдельные виды гельминтов выпадали из гельминтоценоза (трихоцефалы, мониезии, гемонхусы, ашвортии) другие же приобретали широкое распространение (кооперии, остертагии, капиллярии).

Можно отметить, что одним из основных факторов, влияющих на формирование гельминтоценоза у зубра, являются условия его непосредственного места обитания. Проводимые дегельминтизации играют второстепенную роль в формировании гельминтоценозов.

2. Лось (*Alces alces*, L., 1758)

В Беларуси гельминтов и болезни лося изучали многие исследователи [4-8, 15, 16]. И.С. Жариков и Ю.Г. Егоров на территории республики обнаружили 29 видов гельминтов [16].

У лося выявили 16 видов гельминтов.: *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* (37,8-58,6 %) (рис. 2), *Liorchis scotiae* (10,9 %) (рис. 3), *Dicrocoelium lanceatum* (5,6 %), *Taenia hydatigena larvae (Cysticercus tenuicollis)* (15,2 %), *Moniezia benedeni* (2,4 %), *Echinococcus granulosus larvae* (23,2 %), *Trichocephalus ovis* (8,5 %), *Bunostomum trigonocephalum* (51,2 %), *Ostertagia orloffii* (51,2 %),

Spiculopteragia alcis (51,2 %), *Nematodirus spathiger* (4,8 %), *Nematodirella longissimespiculata* (18,0 %), *Dictyocaulus eckerti* (18,7 %), *Oesophagostomum venulosum* (14,3 %), *Varestrongylus capreoli* (19,5 %), *Protostrongylidae g sp.* (19,5 %). Общая экстенсивность инвазии гельминтами лося составила 74,7 %.



Рис. 2. Трематоды *Parafasciolopsis fasciolaemorpha*

Нематоды представлены 10 (62,6 %) видами. Трематоды 3 (18,7 %) и цестоды 3 (18,7 %) видами. В кишечнике обитает 8 (50,0 %) видов гельминтов: нематод 7, цестод 1; в печени – 3 (18,7 %): трематод 2, цестод 1; в легких – 3 (18,7 %) вида нематод; в рубце 1 (6,2 %) вид трематод и на серозных покровах 1 вид нематод.

В печени локализовались *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* (23-257 экз.) и *Dicrocoelium lanceatum* (1-3 экз.), в рубце – *Liorchis scotiae* (35-132 экз.).

Присосавшиеся к лепесткам рубца, лиорхисы вызывают воспалительные

процессы, нарушающие нормальное пищеварение, на серозных покровах брюшной полости – *Taenia hydatigena larvae* (*Cysticercus tenuicollis*) (по одной личинке), в тонком кишечнике – *Moniezia benedeni* (единичные экз.), в печени – *Echinococcus granulosus, larvae* (1-4 экз.), в толстом кишечнике – *Trichocephalus ovis* (5-12 экз.), в тонком кишечнике – *Bunostomum trigonocephalum* (13-203 экз.), в сычуге и тонком кишечнике – *Ostertagia orloffii* (3-7 экз.), *Spiculopteragia alcis* (5-14); в тонком кишечнике – *Nematodirus spathiger* (3-15 экз.),



Рис. 3. Трематоды *Liorchis scotiae*

в тонком кишечнике – *Nematodirella longissimespiculata* (2-20 экз.), в бронхах и бронхиолах легких – *Dictyocaulus eckerti* (4-7 экз.), в толстом кишечнике – *Oesophagostomum venulosum* (4-16 экз.). Также обнаружены паразитические простейшие: эймериидные кокцидии: в кишечнике – *Eimeria alces* (12,2 %) и *Sarcocystis gracilis* (10,8 %) – в мышцах глотки, пищевода и корне языка.

Отмечался гиподерматоз (ЭИ 2-4 %), вызванный паразитированием личинки овода *Hypoderma diana*. У одного лося в лобных пазухах обнаружены личинки овода *Cephanomya ulrichii* (более десятка экз.) – возбудителя эстроза лосей.

Трематода *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* – наиболее опасная для лосей. Интенсивность инвазии от несколько десятков до сотен экз. Эта трематода, паразитируя в желчных ходах печени, вызывает ее изменение (цирроз), снижение упитанности животных и качества продукции, нарушение воспроизводства популяции. Заражение лосей парафасциолопсозом происходит летом при питье воды из высыхающих водоемов [8].

Результаты исследований лосей показали, что заражение молодняка парафасциолопсозом незначительное (ЭИ 6,3 %). Сравнение данных о зараженности половозрелых животных выявило более высокую зараженность самцов (ЭИ 68,0 %), чем самок (ЭИ 61,2 %). В целом инвазированность зверей довольно высокая. Это связано с наличием большого количества гидрологических сетей: каналов, канав, болот, рек, протоков, заболоченных участков; а также мягким влажным климатом и большой численностью промежуточных хозяев – водных моллюсков *Coretus corneus*. Потребность лося в водоемах определяет его тесную связь с возбудителем парафасциолопсоза.

Состав гельминтофауны зависел от времени года. Так в осенне-зимний период преобладали трематоды, а в весенне-летний – нематоды. К осени, с переходом лосей на питание древесными породами, нематодозная инвазия снижалась. Основную массу паразитов составляли трематоды, так как к этому времени они достигают половой зрелости. Во все сезоны года в тонком кишечнике лосей обнаруживали нематодирусов.

3. Косуля европейская (*Capreolus capreolus* L., 1758)

Гельминты являются важным биотическим фактором в экологии косули. У косули ГНП «Беловежская пуца» выявляли от 16 [1, 2, 11, 14] до 22 видов гельминтов, при экстенсивности инвазии 95,2 % [22, 23]. В Березинском заповеднике 9,9 % косуль инвазированы фасциолезом, с ИИ до 15 экз. Парафасциолопсисами, лиорхисами и дикроцелиями они поражены незначительно [24]. В целом, у косуль в Беларуси обнаружен 31 вид гельминтов [15]. В Эстонии Ярвис Т.Х. у косули обнаружил 28 видов, с ЭИ – 88,4 % [25].

Экстенсивность инвазии косули в ПГРЭЗ составляет 97,4 %, при этом доминирующим является смешанная инвазия (от 2 до 5 видов гельминтов у одного животного) у 61,3 % косуль.

У косули нами обнаружен 21 вид паразитов. Гельминты представлены 18 видами: В желчных ходах печени обнаружены *Fasciola hepatica* (12,5 %, ИИ 1-3 экз.), *Parafasciolopsis fasciolaemorphia* (43,8 %, ИИ 10-42 экз.) и *Dicrocoelium lanceatum* (6,3 %, ИИ 1-4 экз.). В рубце – *Liorchis scotiae* (18,8 %, ИИ 5-65 экз.); на серозных покровах – *Taenia hydatigena larvae* (*Cysticercus tenuicollis*) (15,7 %, ИИ 1-2 экз.) (рис. 4); в паренхиме печени – *Echinococcus granulosus larvae* (15,7 %, ИИ 1-2 экз.); в тонком кишечнике – *Moniezia expansa* (3,2 %, ИИ 1 экз.), *Bunostomum trigonocephalum* (28,1 %, ИИ 2-37 экз.), в сычуге и тонком кишечнике – *Trichostrongylus capricola* (9,4 %, ИИ 1-7 экз.), *Haemonchus contortus* (25,0 %, ИИ 11-170 экз.); *Ostertagia ostertagi* (15,7 %, ИИ 13-103 экз.); в толстом кишечнике – *Trichocephalus ovis* (9,4 %, ИИ 3-7 экз.), *Oesophagostomum venulosum* (31,3 %, ИИ 2-19 экз.), *Chabertia ovina* (18,8 %, ИИ 44-148 экз.); в грудной и брюшной полостях – *Setaria labiato-papillosa* (6,3 %, ИИ 1-2 экз.); в бронхах и бронхиолах – *Dictyocaulus eckerti* (21,8 %, ИИ 5-17 экз.), *Varestrongylus capreoli* (3,2 %), *Protostrongylidae gen. sp.* (3,2 %).

В желудочно-кишечном тракте локализуются 9 (50 %) видов гельминтов (нематод – 8, цестод – 1); в печени – 4 (22,2 %) вида (трематод – 3, цестод – 1); в легких – 3 (16,7 %) вида нематод; в полостях тела 2 (11,1 %).

У косуль заповедника паразитируют гельминты трех классов: трематоды – 4 вида (22,2 %), цестоды – 3 вида (16,6 %) и нематоды 11 видов (61,1 %). Доминирующими по частоте встречаемости у косули, и имеющими эпизоотическое значение являются гельминты: *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* (ЭИ–43,8 %), *Oesophagostomum venulosum* (ЭИ–31,3 %), *Bunostomum trigonocephalum* (ЭИ–28,1 %), *Haemonchus contortus* (ЭИ–25,0 %) которые составляют основу гельминтокомплекса.

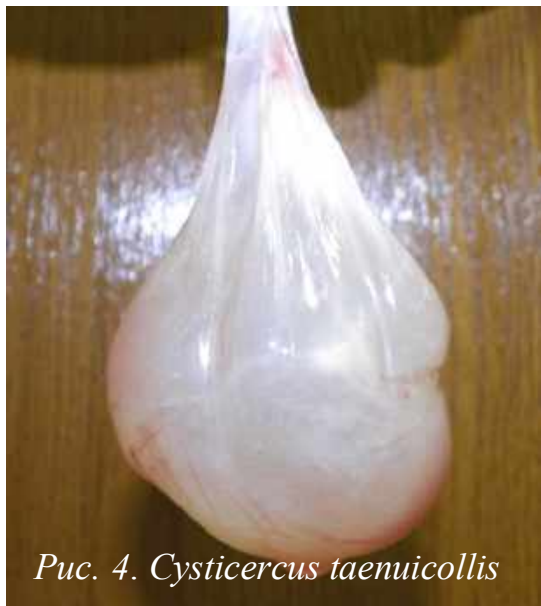


Рис. 4. *Cysticercus taenuicollis*

К наиболее массовым гельминтам можно отнести *Chabertia ovina*, *Haemonchus contortus*, *Ostertagia ostertagi*. Индекс обилия, соответственно: 14,9; 13,5 и 10,5. В то время у *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* ИО только 5,3.

К второстепенным видам гельминтов относятся: *Setaria labiato-papillosa* (ЭИ–6,3 %), *Moniezia expans*, *Protostrongylidae gen.sp.* и *Varestrongylus capreoli* (ЭИ–3,2 %).

По интенсивности инвазии доминируют *Haemonchus contortus* (ИИ 11-170 экз.), *Chabertia ovina* (44-148 экз.), *Ostertagia ostertagi* (ИИ 13-103 экз.).

Анализ исследования косуль показывает, что в 61,3 % случаев гельминты встречаются в ассоциациях (от 2 до 5 видов на животное). Паразитирование только одного вида зарегистрировано у 38,7 % косуль. У большинства животных одновременно встречались два (41,2 %) и три (21,1 %), реже – 4 (4,1 %) и 5 (2,5 %) видов гельминтов.

Нужно учесть, что наряду с гельминтами у косуль паразитируют и патогенные простейшие: *Eimeria capreoli* (27,7 %) – в кишечнике и *Sarcocystis gracilis* (4,5 %) – в мышцах глотки и корне языка; В июле-ноябре у косуль отмечалось паразитирование кровососки *Lipoptena cervi*. ЭИ–100 %, ИИ от несколько десятков до несколько сотен экземпляров. Отмечался гиподерматоз (ЭИ 2-3 %), вызванный паразитированием личинки овода *Hypoderma diana*.

Экстенсивность инвазии косули в ПГРЭЗ составляет 97,4 %, при этом доминирующим является смешанная инвазия – от 2 до 5 видов гельминтов у одного животного. Между полом косуль и их зараженностью гельминтами статистически значимой зависимости не существует. Количество видов гельминтов у косули связано с временем года: зимой оно выше (3-5) по сравнению с осенью (1-3), но общее количество гельминтов – в статистически значимой мере не связано с временем года. Прослеживается зависимость зараженности косуль от возраста. У молодняка до 2-летнего возраста общее число видов гельминтов составило 18. У косуль старше – 13 видов. Однако ЭИ некоторыми гельминтами увеличивается с возрастом (цистицерки, парафасциолопсисы, эзофагостомы, хабертии). У молодняка обнаружены сетарии, мониезии.

Отход молодняка косуль, в связи с гельминтозами, может доходить до 40 %, снижается вес и трофейные качества рогов [26]. При тяжелой по метеоусловиям зимы отход, интенсивно зараженных стронгилятами, косуль заметно больше, чем среди слабо зараженных зверей [27].

Считаем, что паразитокомплекс косуль на территории заповедника, практически сформировался, но, естественно, одни виды будут периодически выпадать, другие – появляться. В зонах радиоактивного загрязнения могут активизироваться очаги заболеваний диких животных, в том числе вызываемые паразитами. Постоянный мониторинг паразитологической ситуации на территории заповедника является составной частью оценки состояния диких животных и контроля над распространением зооантропонозов в регионе.

4. Олень благородный (*Cervus elaphus* L., 1758)

В Беловежской пуше гельминтофауна у оленя изучалась регулярно [2, 11, 12, 14-16]. Выявлено 16 видов гельминтов [14].

У благородного оленя ПГРЭЗ обнаружено 11 видов гельминтов: *Fasciola hepatica* (9,1 %, ИИ 1-3 экз.), *Liorchis scotiae* (20,7 %, 2-5 экз.), *Parafasciolopsis fasciolaemorpha* (18,2 %, ИИ 3-7 экз.), *Dicrocoelium lanceatum* (3,1 %, ИИ 1-3 экз.) (рис. 5), *Moniezia benedeni* (3,9 %, ИИ 2-5 экз.), *Trichocephalus ovis* (6,9 %, ИИ 2-4 экз.), *Oesophagostomum venulosum* (14,1 %, ИИ 3-6 экз.), *Nematodirus filicollis* (24,1 %, ИИ 4-8 экз.), *Dictyocaulus eckerti* (41,9 %, ИИ 6-13 экз.), *Varestrongylus capreoli* (13,7 %, ИИ 2-5 экз.), *Protostrongylidae gen. sp.* (13,9 %, ИИ 2-4 экз.)

Нематоды представлены 6 (54,5 %) видами, трематоды – 4 (36,4 %) и цестоды – 1 (9,1 %) видом. В кишечнике обитает 4 (36,3 %) вида гельминтов: нематод 3 – *Trichocephalus ovis*, *Oesophagostomum venulosum*, *Nematodirus filicollis*, цестод 1 вид – *Moniezia benedeni*; в легких 3 (27,3 %) вида нематод – *Dictyocaulus eckerti*, *Varestrongylus capreoli*, *Protostrongylidae gen. sp.*, в печени 3 (27,3 %) вида – *Fasciola hepatica*, *Parafasciolopsis fasciolaemorpha*, *Dicrocoelium lanceatum*; рубце 1 (9,1 %) вид – *Liorchis scotiae*.



Рис. 5. Трематоды *Dicrocoelium lanceatum*

Бедный состав гельминтов благородного оленя в ПГРЭЗ можно объяснить низкой численностью, расселением на значительной территории, что существенно уменьшило их контакт с другими дикими копытными животными.

Гельминтокопроскопические исследования показали: средняя ЭИ гельминтами оленя за 5 лет составила 77,1 %.

Процесс заражения и обмена гельминтами между дикими копытными продолжается. Он объясняется более широким ареалом передвижения зубров по заповеднику, совпадением биотопов одних видов диких копытных и зубра, с биотопами других видов диких копытных. Обследование, изъятых на

территории ПГРЭЗ диких копытных показало, что общая зараженность их – 98,2 %.

Структура гельминтоценоза диких копытных не стабильна и подвержена временной динамике. Ее формирование – процесс длительный

5. Кабан (*Sus scrofa* L., 1758)

Широкое распространение и ущерб, причиняемый паразитами кабана, выдвигает их изучение в число актуальных задач популяционной экологии.

Паразитофауна кабана в Березинском биосферном заповеднике представлена 24 видами [4-6, 28]. Из них гельминтов обнаружено 13 видов [5], в Беловежской пуще – 14 [1-3, 11, 14], в трех зоогеографических зонах Беларуси – 18 [29].

До аварии на Чернобыльской АЭС у кабана Полесской популяции насчитывалось – 12 видов паразитических червей [18]. После аварии, в созданном Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике, только отмечалось о широком распространении в популяции кабана таких гельминтов, как *Metastrongylus elongatus*, *M. pudendotectus*, *M. salmi*, *Dicrocoelium lanceatum*, *Ascaris suum*, *Trichinella spiralis*, *Taenia hydatigena* larvae [30].

Нами выявлено 17 видов гельминтов: *Fasciola hepatica* (2,3 %), *Alaria alata* larvae (2,3 %), *Sparganum spiromenra erinacei* (50,6 %), *Echinococcus granulosus* larvae (17,8 %), *Taenia hydatigena* larvae (*Cysticercus tenuicollis*) (10,0 %), *Metastrongylus elongatus* (77,7 %), *Metastrongylus pudendotectus* (77,7 %), *Metastrongylus salmi* 77,7 %), *Globocephalus urosubulatus* (26,6 %), *Ascaris suum* (16,1 %) (рис. 6), *Oesophagostomum dentatum* (10,5 %), *Ascarops strongylyna* (9,2 %), *Physocephalus sexalatus* (15,2 %), *Trichocephalus suis* (33,3 %), *Strongyloides ransomi* (12,6 %), *Trichinella spiralis* (5,3 %), *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (54,0 %) (рис. 7).



Рис. 6. Нематоды *Ascaris suum*

Нематоды представлены 11 (64,7 %) видами, цестоды – 3 (17,6 %), трематоды – 2 (11,8 %) и 1 вид (5,9 %) акантоцефал.

В кишечнике обитает 8 (47,1 %) видов гельминтов: нематод 6 –

Globocephalus urosubulatus (5-34 экз.), *Ascaris suum* (1-4 экз.), *Oesophagostomum dentatum* (16-97 экз.), *Ascarops strongylyna* (2-19 экз.), *Physocephalus sexalatus* (3-35 экз.), *Trichocephalus suis* (8-39 экз.), *Strongyloides ransomi* (2-12 экз.), акантоцефал 1 – *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (6-65 экз.), в легких 4 вида (23,5 %): нематод 3 – *Metastrongylus elongatus*, *Metastrongylus pudendotectus*, *Metastrongylus salmi* (11-1128 экз.) и трематод 1 вид – *Alaria alata* larvae (1-2 экз.); в печени 2 вида (11,8 %): трематод 1 – *Fasciola hepatica* (2-4 экз.), цестод 1 – *Echinococcus granulosus* larvae (1-5 экз.); в подкожной клетчатке и на серозных покровах по одному виду цестод, соответственно – *Sparganum spiromenra erinacei* (3-107 экз.) и *Taenia hydatigena* larvae (*Cysticercus tenuicollis*)

(1-4 экз.). В мышцах 1 вид (5,8 %) – личинки нематод *Trichinella spiralis* (3-14 экз.).



Рис. 7. Скребни *Macracanthorhynchus hirudinaceus*

pu dendotectus и *M. salmi*, отмеченные у 80,5 % животных, с ИИ от 11 до 1128 экз. Все виды метастронгилид встречаются в легких (рис. 8) в смешанной инвазии, но преобладает вид – *Metastrongylus pudendotectus* (5-579 экз.).



Рис. 8. Метастронгилюсы в бронхиолах легких кабана

У кабана основу гельминтокомплекса составляют метастронгилиды (легочные нематоды) и макраканторинхусы (колючеголовые) или скребни (гельминты кишечника).

Нематоды:

Metastrongylus elongatus, *M.*

У кабана паразитируют и другие паразиты: в толстом кишечнике – *Balantidium suis* (42,9 %), *Trichomonas suis* (7,1 %), в тонком кишечнике – *Eimeria deblicki*, *E. perminuta*, *E. polita*, *Isospora suis* (46,1 %), в мышцах – *Sarcocystis (suicanis) mischeriana* (9,2 %).

Анализ исследования кабана показывает, что в 100 % случаев у кабана встречается смешанная инвазия – паразитоценоз. Паразитирует сочетание паразитов (от 2 до 8 видов на животное). Паразитирование только двух видов зарегистрировано у 4,7 % животных. У большинства животных одновременно встречались три (19,0 %), четыре (33,3 %) и пять (23,8 %) видов паразитов. Шесть видов отмечено у 9,5 %, семь и восемь – у 4,8 % кабанов.

6. Лошадь Пржевальского (*Equus ferus przewalskii* Poliakov, 1881)



Рис. 9. Нематоды *Parascaris equorum*

На территории заповедника, с 2007 года, обитает лошадь Пржевальского, в количестве 17 особей.

Гельминтокопрологическими исследованиями у лошади Пржевальского обнаружены яйца цестод сем. Anoplocephalidae (9,1 %, ИИ 1-4 экз.), яйца гельминтов сем. Strongylidae/Trichonematidae (81,8 %, ИИ 3-10 экз.) – возбудители стронгилеза, деляфондиоза, альфортиоза, трихонематоза и др., и яйца нематод *Parascaris equorum* – (18,2%, ИИ 4-7 экз.) (рис. 9).

Все виды перечисленных гельминтов обитают в пищеварительном тракте.

Хищники: 1. Волк (*Canis lupus* L., 1758)

Волк может быть источником различных инфекционных и инвазионных заболеваний, например таких, как бешенство и многочисленные гельминтозы. Из последних, серьезную опасность здоровью человека представляют эхинококкоз, токсокароз, трихинеллез.

Гельминтофауну волка на территории Беларуси (Беловежская пуца, Березинский биосферный заповедник и другие регионы Беларуси), изучали многие белорусские гельминтологи [1, 2, 4, 5, 9, 10, 19].

Нами у волка выявлено 24 вида гельминтов: *Alaria alata* (46,4 %, ИИ 28-387 экз.), *Opisthorchis felineus* (7,1 %, ИИ 1-3 экз.), *Pseudomphistomum truncatum* (3,6 %, ИИ 1 экз.), *Metagonimus yokagawai* (3,6 %, ИИ 1 экз.), *Spirometra erinacei europaei* (42,9 %, ИИ 1-5 экз.), *Taenia pisiformis* (28,6 %, ИИ 1-5 экз.), *Mesocestoides lineatus* (7,1 %, ИИ 1-2 экз.), *Taenia krabbei* (14,3 %, ИИ 1-2 экз.), *Taenia hydatigena* (25,0 %, ИИ 1-30 экз.), *Dipylidium caninum* (39,3 %, ИИ 1-9 экз.) (рис. 10), *Taenia crassiceps* (14,3 %, ИИ 1-2 экз.), *Diphyllobothrium latum*



Рис. 10. Цестоды *Dipylidium caninum*

(2,3 %) (рис. 11), *Echinococcus granulosus* (3,6 %, ИИ 1 экз.), *Trichinella spiralis* (28,6 %, ИИ 2-62 экз.), *Toxocara canis* (28,6 %, ИИ 1-5 экз.), *Toxascaris leonine* (50,0 %, ИИ 1-6 экз.), *Uncinaria stenocephala* (10,7 %, ИИ 2-12 экз.), *Crenosoma vulpis* (7,2 %, ИИ 1-3 экз.), *Thominx aerophilus* (7,2 %, ИИ 2-3 экз.), *Dirofilaria immitis* (3,6 %, ИИ 1 экз.), *Capillaria plica* (14,3 %, ИИ 1-3 экз.), *Trichocephalus vulpis* (10,7 %, ИИ 1-2 экз.), *Spirocerca lupi* (3,6 %, ИИ 1 экз.), *Macracanthorhynchus catulinus* (7,2 %, ИИ 2-3 экз.). Нематоды представлены 10 (41,7 %) видами, цестоды – 9 (37,5 %), трематоды – 5 (20,8 %).

В кишечнике обитает 16 (66,7 %) видов гельминтов: нематод 5, цестод – 9, трематод – 2; в легких – 3 (12,5 %): нематод 2, трематод 1; в печени 2 (8,3 %) 2 вида трематод; в желудке, мышцах и сердце по 1 (4,1 %) виду нематод.

При этом одним видом паразита инвазировано 23,1 % исследованных животных, двумя – 46,2 %, тремя – 15,4 % и четырьмя – 11,5 %. Самцы инвазированы на 100 %, самки – на 92,9 %.

Сильно инвазированы волки, отстреленные в окрестностях бывших населенных пунктах Степанов, Уласы, Масаны, а также в Брагинском и Наровлянском районах.

Из восьми видов цестод доминирует один – *Spirometra erinacei* (46,2 %), к субдоминантам относится *Taenia hydatigena* (16,6 %).

Из десяти зарегистрированных видов нематод доминирует *Toxascaris leonine* (52,4 %), к субдоминантам относятся *Toxocara canis* (33,3 %) и *Trichinella spiralis* (28,0 %).

Из пяти видов трематод, зарегистрированных у волка на территории заповедника, часто встречается лишь один вид – *Alaria alata*. (46,2 %). Все остальные виды трематод встречались в единичных экземплярах. Впервые для Беларуси нами указывается волк в качестве дефинитивного хозяина нематоды *D. immitis*. Одна самка нематоды длиной 13,7 см обнаружена нами в правом желудочке сердца половозрелой самки волка, отстрелянной 15.02.2006 г. в восточной части Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (окрестности бывшего населенного пункта Савичи).



Рис. 11. Цестоды
Diphyllbothrium latum

Характеризуя в целом

гельминтоценоз волка, необходимо отметить, что цестода *Spirometra erinacei* имеет эпизоотическое и эпидемическое значение. Личиночная стадия *Spirometra erinacei* – *Sparganum erinacei*, вызывает заболевание спарганоз. Паразитирует личинка (плероцеркоид) в межмышечной соединительной ткани 22,2 % кабанов и 100 % енотовидных собак заповедника.

Вид *Alaria alata*, являясь возбудителем аляриоза, имеет широкое распространение и поражает ценные виды пушных зверей, чем наносит экономический ущерб звероводству и пушному промыслу. Данный вид трематоды кроме волка паразитирует у лисицы, енотовидной собаки, домашней собаки, у которых локализуется в кишечнике. Трематоды *Alaria alata* обнаружены у 26,1 % енотовидных собак, 29,4 % лисиц. Метацеркарии *A. alata* присутствовали в легких одного кабана (2,3 %) и мышцах рыжей полевки (1,3 %). Исследования, проведенные в ПГРЭЗ, позволили выявить общую высокую зараженность волка (от 96,2 % до 100 %) гельминтами.

Все найденные нами у волков виды гельминтов имеют ветеринарное значение. Паразитируют преимущественно у домашних собак и кошек.

20 видов гельминтов – известны как возбудители следующих заболеваний местных жителей: описторхоз, дипилидиоз, эхинококкоз, спарганоз, эуколеоз (томинксоз), трихинеллез, ларвальный токсокароз, дирофиляриоз и др. Для последнего заболевания, кроме возбудителя – нематоды *Dirofilaria repens* Railliet et Henry, 1911, нами установлен новый вид – нематода *D. Immitis* (Leidy, 1856). Также медицинским службам Беларуси следует обратить внимание на функционирование в восточной части Белорусского Полесья очага (очагов) метагонимоза. Инвазирование населения может происходить через рыбу, зараженную метацеркариями трематоды *M. yokogawai* (Katsurada, 1912).

2. Лисица (*Vulpes vulpes* L., 1758)

У лисиц выявлено 13 видов гельминтов: *Alaria alata* (45,2 %), *Opisthorchis felinus* (9,7 %), *Taenia crassiceps* (9,7 %), *Taenia pisiformis* (19,4 %), *Crenosoma vulpis* (6,5 %), *Thominx aerophilus* (6,6 %), *Uncinaria stenocephala* (22,6 %),

Capillaria plica (6,5 %), *Trichinella spiralis* (33,3 %) (рис. 12), *Trichocephalus vulpis* (3,3 %), *Toxascaris leonine* (16,2 %), *Toxocara canis* (32,3 %), *Spirocerca lupi* (3,3 %) [31].

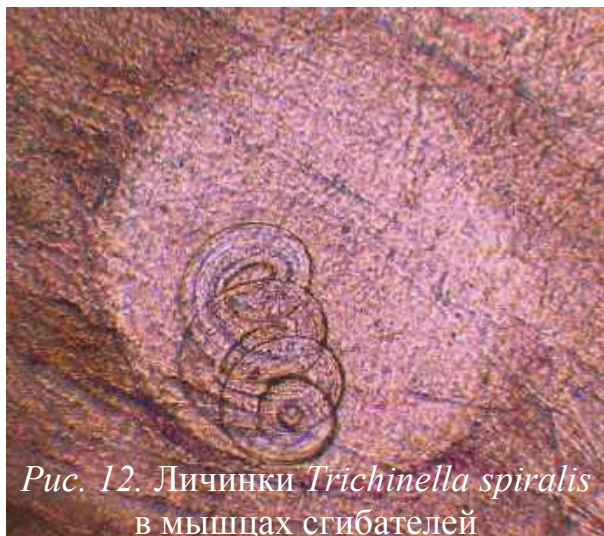


Рис. 12. Личинки *Trichinella spiralis* в мышцах сгибателей

Нематоды представлены 9 (69,2 %) видами, цестоды – 2 (15,4 %) и трематоды – 2 (15,4 %) видами.

В кишечнике обитает 7 (53,8 %) видов гельминтов: трематод 1 вид – *Alaria alata* (12-68 экз.), нематод 4 вида – *Uncinaria stenocephala* (2-35 экз.), *Trichocephalus vulpis* (1-4 экз.), *Toxascaris leonine* (2-5 экз.), *Toxocara canis* (1-3 экз.), цестод 2 вида – *Taenia crassiceps* (1-2 экз.), *Taenia pisiformis* (1-3 экз.), в легких – 2 (15,4 %) вида нематод *Crenosoma vulpis* (2-4 экз.), *Thominx*

aerophilus (1-5 экз.), и по одному виду (по 7,6 %): в печени – трематода *Opisthorchis felineus* (2-5 экз.), нематоды: в мочевом пузыре – *Capillaria plica* (7,6 %, 1-2 экз.), в желудке – *Spirocerca lupi* (1-2 экз.), и мышцах – *Trichinella spiralis* (2-9 экз.). Одним видом паразита инвазировано 20,2 % исследованных животных, двумя – 49,1 %, тремя – 16,6 % и четырьмя – 14,1 %.

Достаточно выражено проявляется преобладание нематод и цестод.

Некоторые нематоды и большинство цестод у хищников развиваются с участием диких копытных, которые являются основным объектом питания хищников. Эпидемическое значение (могут паразитировать у человека) имеют *Alaria alata*, *Opisthorchis felineus*, *Thominx aerophilus*, *Trichinella spiralis*, *Toxocara canis*.

3. Енотовидная собака (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834)

Енотовидная собака – наиболее многочисленный вид хищника в заповеднике. У нее отмечена высокая экстенсивность гельминтозной инвазии. Многие гельминтозы этого хищника имеют медико-санитарное значение для населения республики. У енотовидной собаки в Беларуси зарегистрировано 18 видов гельминтов [15].



Рис. 13. Личинки *Sparganum spirometra erinacei*

В разных зонах гельминтофауну енотовидных собак изучали многие исследователи [2, 4, 5, 9, 10]. Исследованиями установлено, что енотовидные собаки заповедника заражены гельминтами на 100 %. Всего выявлено 13 видов гельминтов, из них трематод 3 вида, цестод – 2, нематод – 7 и акантоцефал 1 вид.

Sparganum spirometra erinacei (рис. 13) – самый распространенный паразит

енотовидной собаки. Спарганумы встречались у всех исследованных взрослых животных (89,0 %) с интенсивностью инвазии от 3 до 57 экз.

Trichinella spiralis – (43,6 %) енотовидных собак поражены этим гельминтом, с интенсивностью 1-17 личинок на компрессорий. В заповеднике енотовидные собаки играют существенную роль в поддержании и усилении очагов трихинеллеза, так как они заражаются, поедая мышевидных грызунов, насекомоядных, а также трупы животных.

Alaria alata – обнаружена у (26,5 %) собак в тонком кишечнике при интенсивности инвазии 20-135 экз. *Uncinaria stenocephala*. Эта нематода



Рис. 14. Скребни *Macracanthorhynchus catulinus*

обнаружена у (17,6 %) животных, в количестве от 1 до 12 экз. *Macracanthorhynchus catulinus* (рис. 14) выявлен у 28 (15,5 %) енотовидных собак, с интенсивностью поражения 1-7 экз. Среди них 4 неполовозрелых паразита. *Euryphium melis* обнаружена у (8,8 %, 2-5 экз.) животных, *Taenia pisiformis* – у 17 (9,4 %, 1-2 экз.), *Toxascaris leonina* – у 15 (8,3 %, 1-3 экз.), *Toxocara canis* – у 25 (13,8 %, 2-17 экз.), *Trichocephalus vulpis* – у 7 (3,9 %, 2-5 экз.), *Opisthorchis felinus* – 14 (7,7 %, 2-9 экз.), *Capillaria sp.* – у 15 (8,3 %, 3-17 экз.), *Thominx aerophilus* – (6,1 %, 4-7 экз.)

Taenia pisiformis регистрировалась только у самцов, *Macracanthorhynchus catulinus* и *Toxascaris leonine* – у самок.

Анализ исследования енотовидной собаки показывает, что в 86,7 % случаев паразитирует сочетание гельминтов – гельминтоценоз (от 2 до 4 видов на животное). Паразитирование только одного вида зарегистрировано у 13,3 % животных. У большинства животных одновременно встречались два (60,0 %) и три (20,0 %) и реже – 4 (6,7 %) видов гельминтов.

При паразитировании двух видов гельминтов гельминтоценоз включал: *Spirometra erinacei* + *Trichinella spiralis*; *Spirometra erinacei* + *Taenia pisiformis*; *Spirometra erinacei* + *Toxascaris leonine*; *Spirometra erinacei* + *Uncinaria stenocephala*.

Три вида: *Spirometra erinacei* + *Trichinella spiralis* + *Alaria alata*; *Spirometra erinacei* + *Trichinella spiralis* + *Taenia pisiformis*.

Четыре вида: *Spirometra erinacei* + *Trichinella spiralis* + *Uncinaria stenocephala* + *Macracanthorhynchus catulinus*; *Spirometra erinacei* + *Alaria alata* + *Macracanthorhynchus catulinus* + *Euryphium melis*.

Нужно учесть, что наряду с гельминтами у всех обследованных енотовидных собак обнаруживали и клещей род. *Ixodes* – *Dermacentor pictus* (ЭИ 71 %, ИИ 15-53 экз.), *Ixodes ricinus* (ЭИ 3 % ИИ 1-4 экз.). Паразитоценоз енотовидной собаки включал гельминтов и клещей.

4. Европейская рысь (*Lynx lynx* L., 1758)

В бывшем СССР у рыси зарегистрировано 22 вида гельминтов: цестод – 7, трематод – 1 и нематод – 14 видов. Акантоцефал у рыси не обнаружено [32].

В Беловежской пуще и в Березинском биосферном заповеднике у рыси обнаружено 11 видов гельминтов [1, 2, 4, 5].

Шималов В.Г. также зарегистрировал у этого хищника 11 видов [10]. Исследования, проведенные в 2004 году в Беларуси [76], выявили у рыси только 7 видов гельминтов: *Spirometra erinacei-europei*, *Hydatigera taeniaeformis*, *Taenia pisiformis*, *Toxascaris leonina*, *Toxacara mystax*, *Thominx aerophilus*, *Trichinella spiralis*. Но в целом, у рыси в Беларуси зарегистрировано 20 видов гельминтов: *Spirometra erinacei-europei*, *Sparganum spirometra erinacei*, *Taenia hydatigena*, *T. laticollis*, *T. macrocystis*, *T. pisiformis*, *Hydatigera taeniaeformis*, *Capillaria felis-cati*, *C. plica*, *C. putorii*, *C. spp.*, *Thominx aerophilus*, *Trichinella spiralis*, *Ancylostoma caninum*, *A. tubaeforme*, *Uncinaria stenocephala*, *Toxascaris leonina*, *Toxacara canis*, *T. mystax*, *Dirofilaria spp.* [15].

Учитывая, что рысь занесена в Красную книгу Республики Беларусь и изъятие, даже в научных целях (для изучения гельминтофауны), запрещено, нами проведены гельминтокопроскопические исследования 27 проб экскрементов флотационным методом Котельникова и Хренова (1981). Экскременты собраны в наиболее характерных биотопах рыси: сосняках средневозрастных, сосняках жердняках, смешанных хвойно-лиственных лесах, дубравах, лесных дорогах и в биотопах бывших антропогенных ландшафтах – выселенных деревнях (б.н.п.). Цель – выяснение экстенсивности инвазии рыси некоторыми видами гельминтов в заповеднике. Зараженными яйцами и личинками гельминтов оказались 26 (96,3 %) проб, с ИИ 1-22 экз. Обнаружены яйца и личинки следующих гельминтов: *Toxacara spp.* в 12 пробах (44,4 %), ИИ 3–22 экз.; *Toxascaris leonina* в 3 (11,1 %), ИИ 4-9 экз.; сем. *Diphyllobothriidae* в 16 (59,3 %), ИИ 2-12 экз.; *Taenia spp.* в 5 (18,5 %), ИИ 2-8 экз.; *Uncinaria stenocephala* в 7 (25,9 %), ИИ 3-9 экз.; *Opisthorchis felineus* в 8 (29,6 %), ИИ 1-9 экз.; *Thominx aerophilus* в 2 (7,4 %), ИИ 4-6 экз.

Анализируя полученные данные, можно отметить, что у рыси в заповеднике доминируют цестоды сем. *Diphyllobothriidae* (59,3 %) и нематода *Toxacara spp.* (44,4 %).

Большой процент инвазирования рыси и трематодой *Opisthorchis felineus* (29,6 %) – имеющей эпидемиологическое значение. Таким образом, ветеринарно-санитарное и эпидемиологическое значение рыси как потенциального источника личиночных цестодоз и описторхоза является существенным, и его нельзя недооценивать.

5. Барсук (*Melis melis* L., 1758)

В разных регионах Беларуси у барсука выявлено от 10 видов [15] до 17 [34, 35]. В Беловежской пуще – 7 видов [12]; в Березинском заповеднике – 6 видов [5]. Наши исследования показали 100 % инвазированность барсука гельминтами. Выявлено 10 видов гельминтов. Трематод 1 вид (10 %) – *Euryphium melis* (43,5 %, ИИ 3-5 экз.), цестод 1 вид (10 %) – *Spirometra erinacei larv* (14,7 %, ИИ 1-5 экз.) и 8 видов (80 %) нематод – *Uncinaria stenocephala* (69,6 %, ИИ 2-5 экз.), *Crenosoma vulpis* (34,8 % ИИ 1-4 экз.), *Thominx aerophilus* (у 20,1 %, ИИ 2-5 экз.), *Toxacara canis* (17,4 %, ИИ 1-3 экз.), *Spirocera lupi* (13,0 %, ИИ 1-2 экз.), *Toxascaris leonine* (8,7 %, ИИ 1-3 экз.),

Capillaria mucronata (8,7 %, ИИ 1-3 экз.), *Trichocephalus vulpis* (8,7 %, ИИ 1-3 экз.).

По видовому составу преобладают нематоды – 8 видов: гельминты кишечника – 6 вида, и легких – 2 вида. Большинство видов гельминтов являются поликсенными (паразитирующие у широкого круга хозяев – *Spirometra erinacei larv*, *Uncinaria stenocephala*, *Toxascaris leonine*, *Toxacara canis* и др.

Доминирующими видами являются нематоды *Uncinaria stenocephala* (в кишечнике) *Crenosoma vulpis* (в легких) и трематода *Euparyphium melis* (в кишечнике). Пять видов гельминтов (55,6 %), зарегистрированных у барсука, биогельминты – развитие с участием промежуточных хозяев: беспозвоночных и амфибий. И четыре вида (44,4 %) – геогельминты, с прямым развитием (без промежуточных хозяев). Преобладание биогельминтов предполагает, что в питании барсука значительную часть занимают промежуточные хозяева гельминтов: *Crenosoma vulpis* – наземные моллюски *Agriolimax agrestis*, *Arion intermedius* и др.; *Euparyphium melis* – водные моллюски *Limnaea stagnalis* и др., головастики различных видов амфибий; *Thominx aerophilus*, *Capillaria mucronata* – дождевые черви *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*; *Spirocerca lupi* – жуки сем. *Scarabaeidae*, *Tenebrionidae*.

Исследования по питанию барсука в ПГРЭЗ показали, что насекомые составляют 89,5 %, пресмыкающиеся – 28,9 % и земноводные – 23,7 %, мелкие грызуны – 34,2 %, насекомоядные – 13,1 %, птенцы и яйца птиц – 7,9 %, растительные корма – 15,8 % и падаль – 5,3 % [36]. Не отмечены дождевые черви. Учитывая зараженность барсука томинксами и капилляриями, можно предположить, что дождевые черви также занимают значительную часть в питании барсука. Но они полностью перевариваются и их практически нельзя определить в пищевых остатках. Таким образом, дождевые черви в питании барсука влияют на структуру его гельминтоценоза.

Анализ исследования барсука показывает, что в 88,0 % случаев гельминты встречаются в ассоциациях (от 2 до 4 видов на животное). Моноинвазия зарегистрирована у 12,0 % барсуков. У большинства животных одновременно встречались три (44,0 %) и два (36,0 %), реже – 4 (8,0 %) вида гельминтов. Среднее количество видов у одного животного составляет 2,4 (0-4). Чаще гельминтоценоз барсука включал, при паразитировании 2 видов – *Capillaria mucronata* + *Euparyphium melis*, *Uncinaria stenocephala* + *Euparyphium melis*; при паразитировании 3 видов – *Thominx aerophilus* + *Uncinaria stenocephala* + *Spirocerca lupi*, *Crenosoma vulpis* + *Toxascaris leonine* + *Euparyphium melis*; при паразитировании 4 видов – *Trichocephalus vulpis* + *Thominx aerophilus* + *Uncinaria stenocephala* + *Spirocerca lupi*.

Считаем, что гельминтоценоз барсука на территории заповедника еще находится в стадии формирования.

Грызуны: Бобр обыкновенный (*Castor fiber* L., 1758)

Изучению гельминтофауны бобра в Беларуси уделяли многие исследователи [37-42].

В Беларуси у бобра зарегистрировано 9 видов гельминтов: *Alveococcus multilocularis*, *Taenia sp. larvae*, *Fasciola hepatica*, *Stichorchis subtriquetrus* (рис. 15), *Echinoparyphium sp.*, *Hepaticola hepatica*, *Travassosius ruffus*, *Trichostrongylus axei*, *Ascaris castoris* [15]. В Березинском биосферном заповеднике у бобра обнаружено 2 вида: *Stichorchis subtriquetrus* и *Travassosius ruffus* [4, 39]. В Беловежской пуще – 3 вида: *Stichorchis subtriquetrus*, *Travassosius ruffus* и *Trichostrongylus axei* [2]. В.Ф. Литвинов., А.Г. Лесько [42] изучая гельминтофауну европейского бобра бассейна реки Днепр, зафиксировали три вида паразитов: *Stichorchis subtriquetrus*, *Travassosius ruffus*, *Echinoparyphium sp.*



Рис. 15. Трематоды *Stichorchis subtriquetrus*

Нами (2005-2011 гг.) гельминтологически исследовано 7 бобров, добытых в научных целях (с разрешения Минприроды), в разных водоемах ПГРЭЗ (районы Верхнеслободского, Тульговичского и Бабчинского лесничеств) – бассейн реки Припять. Исследования показали 89,8 % инвазированность бобра гельминтами. У бобров выявили 2 вида гельминтов: трематода – *Stichorchis subtriquetrus* – в толстом отделе кишечника 5 особей (71,4 %, ИИ 21-47 экз.) и нематода *Travassosius ruffus* – в желудке 3 особей (42,8 %, ИИ 18-37 экз.). Кроме гельминтов, у

одного бобра (ЭИ – 14,2 %), изъятого в Бабчинском лесничестве 21.10.2010 г., в шерсти обнаружена бобровая вошь *Platypsyllus castoris*. Это желтовато-бурый жучок длиной 2 мм, с плоским телом (сплюснутым в дорзо-вентральном направлении), и сильно укороченными надкрыльями.

Таким образом, можно отметить, что бобр в заповеднике инвазирован 3 видами паразитов: трематодой *Stichorchis subtriquetrus*, нематодой *Travassosius ruffus* и насекомым *Platypsyllus castoris*. Доминирует трематоды *Stichorchis subtriquetrus*.



Рис. 16. Кровососка *Lipoptena cervi*

На диких животных (лось, зубр, косуля, олень, волк, лисица, енотовидная собака, мышевидные грызуны и насекомоядные) отмечено паразитирование пастбищных клещей сем. Ixodidae, родов: *Ixodes*, *Dermacentor* (ЭИ 100 %) и реже *Haemaphysalis* (ЭИ 5-7 %). В июле-октябре у лосей, косуль и кабанов отмечалось паразитирование кровососки *Lipoptena cervi* (ЭИ 100 %, ИИ от несколько десятков до несколько сотен) (рис. 16).

У кабанов в осенне-зимний период паразитируют вши *Haematopinus suis*, с ЭИ 12,3 %. С конца апреля по сентябрь-октябрь месяц на животных нападают двукрылы кровососы – слепни, четырех родов: *Tabanus* (собственно слепни) – *Tabanus*

bromines, *T. maculicornis*, *T. bovinus*, *T. autumnalis*; *Haematopota* (дождевки) – *Haematopota subcylindrica*, *H. pluvialis*; *Chrysops* (пестряки, или златоглазки) – *Chrysops pictus*, *Ch. relictus*, *Ch. caecutiens*; *Hybomytra* – *Hybomytra tarandina*, *H. nitidifrons*, *H. muelhfeldi*, *H. bimaculata*, *H. ciureai*.

Отмечены в заповеднике комары родов *Aedes*, *Culex*, *Anopheles*, мошки сем. *Simuliidae*, мокрецы родов: *Culicoides*, *Leptoconops* и *Forcipomyia*.

Заключение. У зубра выявили 18 видов гельминтов, и патогенные простейшие эймериидные кокцидии: – *Eimeria bovis*;

У лося – 16 видов гельминтов, и в кишечнике – *Eimeria alces*, в мышцах глотки, пищевода и корне языка – *Sarcocystis gracilis*. Паразитируют личинки овода *Hypoderma diana*. В лобных пазухах обнаружены личинки овода *Cephanomya ulrichii*.

У косули – 18 видов, и патогенные простейшие: *Eimeria capreoli* – в кишечнике, в мышцах глотки и корне языка – *Sarcocystis gracilis*. В июле-ноябре у косуль отмечалось паразитирование кровососки *Lipoptena cervi*. Отмечался гиподерматоз, вызванный паразитированием личинки овода *Hypoderma diana*;

У благородного оленя – яйца и личинки 11 видов гельминтов.

У кабана – 17 видов гельминтов, и в толстом кишечнике – *Balantidium suis*, *Trichomonas suis*, в тонком кишечнике – *Eimeria deblicki*, *E. perminuta*, *E. polita*, *Isospora suis*, в мышцах – *Sarcocystis (suicanis) mischeriana*.

У лошади Пржевальского обнаружены яйца цестод сем. *Anoplocephalidae*, нематод сем. *Strongylidae/Trichonematidae* и нематод *Parascaris equorum*.

У волка выявлено 24 вида гельминтов, лисицы – 13, енотовидной собаки – 13, барсука – 10 видов гельминтов, бобра – 2 вида гельминтов и бобровая вошь *Platypyllus castoris*. У рыси – яйца и личинки *Toxacara spp.*, *Toxascaris leonina*, сем. *Diphyllobothriidae*, *Taenia spp.*, *Uncinaria stenocephala*, *Opisthorchis felinus*, *Thominx aerophilus*.

Зараженность диких млекопитающих трихинеллезом составила: волк – 16,7-32,1 % (в среднем – 24,0%), енотовидная собака – 41,2-62,5 % (в среднем – 52,4 %), лисица – 33,3-56,7 % (в среднем – 40,6 %). Общая суммарная инвазированность хищников за пять лет – 40,4 %. Кабан инвазирован трихинеллезом на 10,5 %.

Исследования показали, что паразиты обитают во многих органах и тканях организма диких млекопитающих. Анализ гельминтофауны показывает, что диким млекопитающим Полесского региона Беларуси, и в частности ПГРЭЗ, свойствен свой комплекс гельминтов. Известно, что качественный состав гельминтозных комплексов каждой зоны существенно отличается [2, 4, 13]. Можно отметить, что паразитокомплекс диких млекопитающих на территории заповедника, в целом, сформирован. Естественно, некоторые гельминты будут исчезать, другие – появляться.

ЛИТЕРАТУРА

1. Беляева М.Я. О природной очаговости трихинеллеза в районе Беловежской пуши // Зоологический журнал. 1954. Т. 33. №3. С. 714-715.

2. Беляева М.Я. К изучению гельминтофауны млекопитающих Беловежской пуши // Труды ВИГИС. М.: Сельскохозяйственная литература, 1959. Т. 6. С. 99-111.
3. Назарова Н.С. Некоторые вопросы гельминтологического исследования кабанов Беловежской пуши // Материалы к науч. конф. ВОГ. М., 1965. Ч. 1. С. 160-165.
4. Карасев Н.Ф. Гельминты млекопитающих Березинского заповедника // Березинский заповедник: Исследования. Минск: Ураджай, 1970. Вып. 1. С. 155-179.
5. Карасев Н.Ф. Экологический анализ гельминтофауны млекопитающих Березинского заповедника // Березинский заповедник: Исследования. Минск: Ураджай, 1972. Вып. 2. С. 159-181.
6. Литвинов В.Ф. Ветеринарно-санитарная оценка мяса лося и кабана в Березинском заповеднике / Автореф. дис... канд. вет. наук. Минск, 1975. – 32 с.
7. Рыковский А.С. Гельминтофауна лося и опыт ее экологического анализа / Автореф. дис... канд. биолог. наук. М., 1956. – 22 с.
8. Рыковский А.С. Опыт профилактики парафасциолопсоза лосей / Биология и промысел лося. М., 1967. Вып. 3. С. 329-334.
9. Шималов В.Г. Гельминтофауна псовых в Белоруссии // Материалы науч. конф. Всесоюз. о-ва гельминтологов. М., 1971. Вып. 22. С. 289-293.
10. Шималов В.Т. К познанию фауны трематод и нематод рода *Skrjabinogylus* хищных млекопитающих в Беларуси // Тез. докл. научн. конф. ВОГ (10-14 декабря 1962 г.). М., 1962. Ч. 1. С. 217-218.
11. Пенькевич В.А., Пенькевич А.А. Гельминты копытных Беловежской пуши Ветеринарная наука – производству // Сб. трудов Бел НИИЭВ. Минск, 1983. Вып. 20. С. 84-87.
12. Пенькевич В.А., Пенькевич А.А. Гельминтологическое состояние благородного оленя Беловежской пуши и стаций его обитания // Заповедники Белоруссии: Исследования. Минск: Ураджай, 1985. Вып. 9. С. 96-100.
13. Пенькевич В.А., Пенькевич А.А., Кочко Ю.П. Гельминтологическое состояние зубров Беловежской пуши // Заповедники Белоруссии: Исследования. Мн.: Ураджай, 1987. Вып. 11. С. 135-139.
14. Пенькевич В.А., Кочко Ю.П. Гельминтофауна диких копытных Белоруссии // Ветеринария. М., 2002. № 3. С. 30-33.
15. Меркушева И.В., Бобкова А.Ф. Гельминты домашних и диких животных Белоруссии (каталог). Минск: Наука и техника, 1981. – 120 с.
16. Жариков И.С., Егоров Ю.Г. Гельминты жвачных животных. Минск: Ураджай, 1977. – 176 с.
17. Кочко Ю.П. Итоги исследований гельминтофауны зубров в Беловежской пуше в XX веке // Беловежская пуша. Исследования. Брест: Изд. С. Лаврова, 2003. Вып. 11. С. 205-223.
18. Анисимова Е.И. и др. Численность и распространение эпидемически и эпизоотически опасных видов паразитов в зоне аварии ЧАЭС // Тез. докл. Межд. науч. конф. «Актуальные проблемы медицинской и ветеринарной паразитологии». Витебск, 1993. С. 120-121.

19. Пенькевич В.А. Современное состояние гельминтофауны млекопитающих Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике // Сб. науч. трудов. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 137-155.
20. Скрябин К.И. Метод полных гельминтологических вскрытий позвоночных, включая и человека. М.: МГУ, 1928. – 45 с.
21. Ивашкин В.М., Контримавичус В.Л., Назарова Н.С. Методы сбора и изучения гельминтов наземных млекопитающих. М.: Наука, 1971. – 123 с.
22. Пенькевич, В.А. Паразитологическая ситуация по гельминтозам популяции зубра и диких копытных животных в районе их постоянного обитания. Итоги научно-исследовательской работы и практической деятельности научной части ПГРЭЗ в 2007 году: информационно-аналитический бюллетень / Под ред. Г.В. Анципова. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 32-34, 46-47.
23. Анисимова Е.И., Пенькевич В.А., Субботин А.М., Кекшина А.М. Фауна гельминтов охотничье-промысловых копытных в Полесском регионе Беларуси. / Материалы IV Межд. конф. «Научное пространство Европы-2008» (биология, физическая культура и спорт). Минск: София «Бял ГРАД-БГ» ООД, 2008. Т. 21. С. 41-47.
24. Литвинов В.Ф., Карасев Н.Ф. Трематодозы диких копытных Белоруссии (научно-практическое пособие). Минск: Ураджай, 1981. – 63 с.
25. Ярвис Т.Х. Гельминты и меры борьбы с гельминтозами косули в Эстонской ССР / Дис. канд. биол. наук. М., 1980. – 17 с.
26. Siefke A Die jagdwirtschaftliche Bedeutung parasitischer Wurmer bei Reh-und Damwild / Ibid., Bd. S, 1966. № 90. S. 191-205.
27. Приедитис А.А. Влияние зараженности гельминтами на зимний отход косуль (*Capreolus capreolus*) // Тр. 9 Межд. конгр. биологов-охотоведов. М.: 1970. С. 709-710.
28. Карасев Н.Ф. Паразитофауна кабанов Березинского заповедника. Всесоюз. съезд паразитологов // Тез. докл. съезда (Полтава, сентябрь 1978 г.). Киев: «Наукова думка», 1978. Ч. 3. С. 58-59.
29. Пенькевич В.А. Гельминтофауна кабанов Беларуси и меры борьбы с основными гельминтозами // Дис. канд. вет. наук: 03.00.19. Витебск, 2000. – 140 с.
30. Одинцова Т.М. Особенности динамики гельминтоценозов диких копытных в условиях ПГРЭЗ // Сб. статей «10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику». Мн., 1998. С. 221-224.
31. Субботин А.М., Карасев Н.Ф., Пенькевич В.А. Особенности формирования фауны гельминтов лисицы обыкновенной (*Vulpes vulpes*) на территории Республики Беларусь / Ученые записки УО «ВГАВМ». Витебск, 2008. Т. 44. Вып. 1. С. 29-33.
32. Козлов Д.П. Определитель гельминтов хищных млекопитающих СССР. М.: Наука, 1977. – 275 с.
33. Субботин А.М., Карасев Н.Ф. Общее в фауне гельминтов у представителей отряда хищных в Беларуси // Тез. докл. IX зоол. науч. конф. «Динамика биологического разнообразия фауны, проблемы и перспективы устойчивого

использования и охраны животного мира Беларуси» Минск: ООО «Меджик Бук», 2004. С. 254-255.

34. Анисимова Е.И. Организация сообществ барсука и зараженность гельминтами. // Сб. тез. IV Всероссийской конференции по поведению животных. М., 2007. С. 234-235.

35. Анисимова Е.И., Кекшина А.М. Зараженность барсука гельминтами. Материалы науч.-практ. конф. «Актуальные проблемы экологии». Гродно, 2007. С. 5.

36. Дерябина Т.Г. Распространение и численность включенных в Красную книгу Республики Беларусь крупных млекопитающих (зубр, медведь, рысь, барсук) на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике». Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 19-37.

37. Боровкова А.М., Потехина Л.Ф. К обнаружению *Travassosius ruffus* Khalil у бобров СССР / Тр. ВИГИС. М., 1953. Т. 5. С. 73-74.

38. Колбин Л.В., Беляева М.Я. Материалы к биологии нематоды *Travassosius ruffus* и терапии травассосиоза // III эколог. конф.: тез. докл. Киев, 1954. Ч. 1. С. 104-106.

39. Колбин Л.В., Карасев Н.Ф. Гельминтофауна речного бобра в Березинском заповеднике // Мат. науч. конф. ВИГИС. М., 1965. Ч. 1. С. 120-123.

40. Самусенко Э.Г. Паразитоценотические связи бобра, ондатры и водяной крысы в условиях Белоруссии // Тез. докл. I Всесоюз. съезд паразитоценологов. Киев, 1978. Ч. 2. С. 72-73.

41. Литвинов В.Ф., Колбин Л.В., Теханский А.Д. О питании и паразитах енотовидной собаки в Березинском заповеднике // Докл. Академии наук БССР. Минск., 1975. Т. XIX. № 8. С. 756-757.

42. Литвинов В.Ф., Лесько А.Г. Гельминтозы европейского речного бобра бассейна реки Днепр // Весці нац. акад. нав. Беларусі. Сер. біялаг. нав. 2007, № 3. С. 120-122.

ТРЕМАТОДЫ ДИКИХ ХИЩНИКОВ И БОБРА В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ

В.А. Пенькевич

Введение. У хищных животных, в различных органах и тканях паразитируют плоские черви – трематоды, которые вызывают заболевания – трематодозы. Фауна трематод всех позвоночных животных республики составляет 148 видов [1]. Трематоды хищных животных и бобра в Беларуси изучались многими исследователями [2-9]. В заповеднике такие исследования, до 2005 г., не проводились.

Объекты и методы исследования. Объекты исследований: дикие хищные животные, бобр и паразитические черви – трематоды. Цель наших

исследований заключалась в изучении трематод диких животных и бобра в ПГРЭЗ. Работа проводилась в 2005-2012 гг. Всего исследовано: 29 волков, 181 енотовидных собак, 14 лисиц, 1 барсук и 7 бобров. Проведена копроскопия проб экскрементов диких хищников: волк – 449, енотовидная собака – 345, лисица – 210, барсук – 34, рысь – 17 методами Калантарян с насыщенным раствором азотнокислого натрия, последовательных сливов и Бермана.

Климат территории заповедника – умеренно-теплый, с относительно мягкой зимой и теплым летом. Территория заповедника разделена р. Припять. Река на всем своем протяжении образует рукава, старицы и озера. Заповедник изобилует более мелкими реками, ручьями и каналами. Максимальная температура воздуха летом достигала за многолетний период +38 °С. В это время года выпадает около 50 % годового количества осадков. В засушливые годы количество осадков не превышает 300 мм, во влажные может превышать 1000 мм. При таком обилии влаги и тепла создаются благоприятные условия для созревания в природе яиц и личинок гельминтов (паразитических червей).

В ПГРЭЗ обитает около 300 енотовидных собак, около 300 волков, 400 лисиц, более 1520 бобров [10], около 140 барсуков, около 40 рысей и 4-5 медведей [11].

Результаты и их обсуждение. У диких хищных животных (волк, лисица, енотовидная собака, барсук, бобр) зарегистрировано 7 видов трематод.

***Alaria alata* (Goeze, 1782).** Мелкие трематоды 2,2-6,0 мм длины и 1,2-1,6 мм ширины. Передний сегмент в виде совка, латеральные края которого подвернуты на вентральную сторону. По бокам ротовой присоски имеются подвижные ушковидные придатки (рис. 1). Локализуются в тонком кишечнике и желудке хищников. Паразитируют у хищных животных: собаки, волка, шакала, лисицы, корсака, енотовидной собаки, енота-полоскуна. У многих видов куньих (горноста, ласки, лесного и степного хорей, европейской и американской норки, лесной и каменной куниц, соболя, барсука, выдры) зарегистрированы как резервуарные хозяева паразита [12]. Промежуточными хозяевами являются моллюски сем. *Planorbidae*, дополнительными – амфибии, резервуарными – амфибии, рептилии, птицы, млекопитающие: кабаны, грызуны, насекомоядные [13].



Рис. 1. *Alaria alata* из кишечника волка и енотовидной собаки

Яйца алярий с экскрементами попадают в воду. Вышедшие из яиц мирацидии проникают в моллюсков сем. *Planorbidae*, где образуются

материнские и дочерние спороцисты, в последних развиваются церкарии. Церкарии выходят из моллюсков и внедряются во вставочных хозяев – головастиков и взрослых бесхвостых амфибий родов *Bufo*, *Rana*, *Pelobates* и др. Они могут быть съедены либо резервуарным хозяином (позвоночные всех классов, кроме рыб) – мезоцеркарии сохраняют свое строение, либо дефинитивным, где мезоцеркарии проходят стадию метацеркария, а затем развиваются во взрослых трематод. Заражение дефинитивного хозяина происходит при поедании им резервуарного либо вставочного хозяина [14].

В заповеднике трематоды обнаружены у 46,4 % волков (ИИ 28-387 экз.), 45,2 % лисиц (ИИ 12-68 экз.), 26,5 % еотовидных собак (ИИ 20-135 экз.). Метацеркарии *Alaria alata* выявлены в легких у 2,3 % кабанов и мышцах 1,3 % рыжих полевок.

2. *Opisthorchis felineus* (Rivolta, 1884). Мелкие трематоды 8,0-13,0 мм длины и 1,2-2,0 мм ширины (рис. 2). является возбудителем природно-очагового зоонозного заболевания – описторхоза. Обитает в желчных ходах печени, желчном пузыре и поджелудочной железе хищников: собак, волков, корсаков, песцов, лисиц, еотовидных собак, медведей, горностаев, степных хорей, европейских норок, соболей, барсуков, домашних кошек, львов [14]. Встречается у свиней и у человека. Промежуточный хозяин – моллюск *Bythinia leachi*, дополнительные хозяева – различные виды пресноводных рыб, семейства карповых: язь, карп, линь, плотва, вобла, красноперка, сазан, лещ, жерех, укляя и др. [15]. Р. Г. Фаттахов [16] к основным дефинитивным хозяевам паразита относит лисицу, ондатру, водяную полевку и горностая, подчеркивая, что человек стал играть существенную роль в распространении описторхоза только в последнее время из-за относительной молодости данной паразитарной системы.

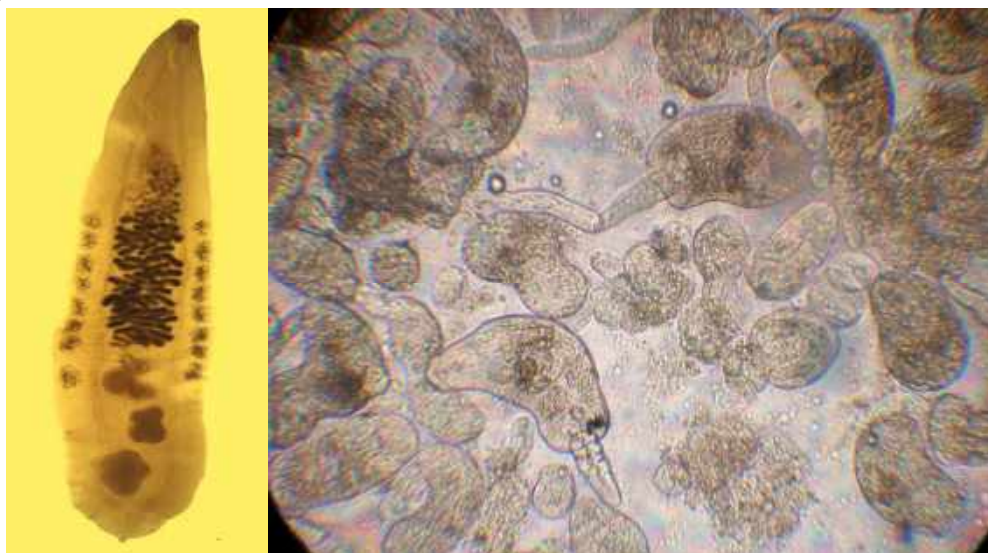


Рис. 2. *Opisthorchis felineus* (взрослый паразит, редии и церкарии в моллюске)

Яйца описторхисов попадают в воду, где их заглатывают пресноводный моллюск *Bythinia leachi*. В моллюске из яиц выходят мирацидии и через месяц превращаются в спороцист, содержащих редии. Редии выходят из спороцист и внедряются в печень моллюска, где и дозревают. В редиях развиваются

хвостатые церкарии. Они выходят из моллюска в воду. Для дальнейшего развития они должны попасть в дополнительных хозяев (различные виды пресноводных рыб, сем. карповых). Церкарии плавают и нападают на рыб, внедряясь через кожу в толщу тканей рыб, где окружаются оболочкой, и через 6 недель (при температуре 18-20 °С) превращаются в метацеркариев. Метацеркарии способны заразить definitive хозяина при поедании им сырой рыбы, инвазированной метацеркариями описторхисов. В организме definitive хозяина паразиты достигают половой зрелости через 3-4 недели [12].

На территории ПГРЭЗ описторхоз выявлен у волков (7,1 %, ИИ 1-3 экз.), лисиц (9,7 %, ИИ 2-5 экз.) и енотовидных собак (7,7 %, ИИ 2-9 экз.).

В Беларуси очаги описторхоза выявлены в бассейнах Днепра (его притоков – Сожа, Березины, Припяти) и Западной Двины [17]. На отдельных участках рек Сож и Днепр присутствие *O. felineus* было отмечено у леща (ЭИ – 20 %, ИИ – 1-2 пар/рыбу), плотвы (ЭИ – 20 %, ИИ – 1 пар/рыбу), у язя (ЭИ – 33 %, ИИ – 1-2 пар/рыбу), а также синца (ЭИ – 20 %, ИИ – 1 пар/рыбу), плотвы (ЭИ – 29-50 %, ИИ – 1-2 пар/рыбу) и густеры (ЭИ – 10-20 %, ИИ – 1 экз./рыбу) [18].

Проведенные исследования показали, что в условиях ПГРЭЗ заражение описторхозом регистрируется у всех типов хозяев (как definitive, так и первых и вторых промежуточных). Таким образом, обеспечивается возможность замыкания цикла развития кошачьей двуустки в отсутствие человека, а значит и поддержания существующего здесь природного очага описторхоза. Водоемы заповедника неблагоприятны в отношении описторхоза.

3. *Pseudomphistomum truncatum* (Rudolphi, 1819). Очень мелкие, короткие трематоды слегка суженные на переднем конце и с воронковидным углублением на заднем конце, 1,64-2,5 мм длины и 0,6-1,0 мм ширины. Кутикула покрыта мелкими шипиками (рис. 3).

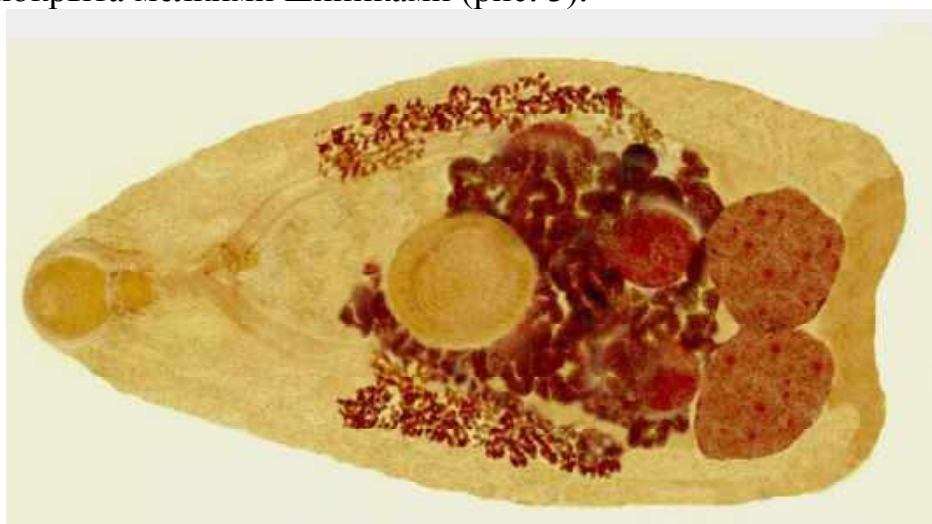


Рис. 3. *Pseudomphistomum truncatum* из печени волка

Обитает в желчных ходах печени хищников (собак, волков, лисиц, енотовидных собак, горностаев, лесных и степных хорьков, европейских и американских норок, выдр, домашних кошек) [12]. Промежуточный хозяин – моллюск *Bythinia tentaculata*, дополнительным – лещ, вобла, язь, красноперка и

другие рыбы [19]. Этот вид трематод обнаружены у волков заповедника (3,6 %, ИИ 1 экз.).

4. *Metagonimus yokagawai* (Katsurada, 1912). Мелкие трематоды грушевидной или продольно-овальной формы, 1,3 мм длины и 0,5 мм ширины (рис. 4). Обитает в кишечнике хищников (волков, собак, лисиц, енотовидных собак, домашних кошек) [12]. Промежуточными хозяевами являются брюхоногие моллюски из отряда *Prosobranchia*, дополнительными – различные виды рыб [20]. Трематоды обнаружены у волков заповедника (3,6 %, ИИ 1 экз.).



Рис. 4. *Metagonimus yokagawai* из кишечника волка

5. *Euparyphium melis* (Schrank, 1788). Трематоды 5,1-8,6 мм длиной и 0,7-1,2 мм шириной. Тело покрыто мелкими шипиками. Головной воротник вооружен шипиками, расположенными в два ряда без дорсального интервала (рис. 5). Обитает в кишечнике хищников.

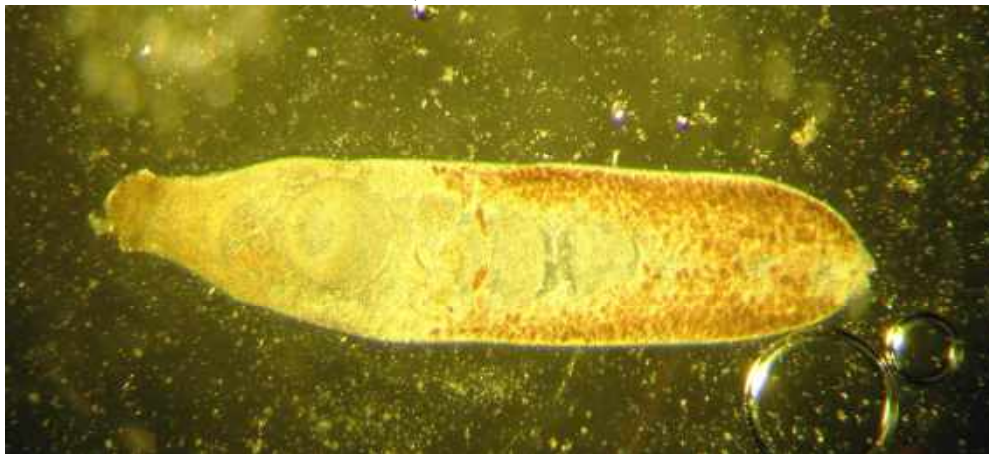


Рис. 5. *Euparyphium melis* из кишечника енотовидной собаки

Обнаружен у собак, лисиц, енотовидных собак, горностаев, ласок, колонков, лесных и степных хорьков, европейских и американских норок, лесных куниц, выдр, енотов-полоскунов [12]. Промежуточные хозяева – моллюски *Stagnicola emarginata*, *Limnaea stagnalis*, дополнительные – головастики различных видов амфибий [21].

Трематоны обнаружены в заповеднике у енотовидных собак (8,8 %, ИИ 2–5 экз.) и барсуков (43,5 %, ИИ 3–5 экз.).

6. *Dicrocoelium lanceatum* (Stiles et Hassall. 1896). Трематоды ланцевидной формы, 6,8-9,2 мм длиной и 0,94-1,34 мм шириной. Локализация – желчные протоки печени и желчный пузырь (рис. 6). Обнаружен у травоядных млекопитающих, хищных – собак, лисиц, бурых и черных медведей [12]. Паразитирует у кабанов и человека [14]. Регистрируется у ослов, лошадей, собак, зайцев, кроликов, сусликов [22], обыкновенной белки [1].

Яйца дикроцелий (содержащие мирацидии), выделенные с экскрементами, заглатывают промежуточные хозяева – наземные моллюски родов *Helix*, *Theba*, *Zebrina* и некоторые другие. В печени моллюсков развиваются спороцисты и редии. В редиях формируются церкарии, которые концентрируются в легочной полости моллюска, инцистируются и склеиваются в небольшие слизистые комочки. Эти комочки через дыхательные отверстия моллюсков выбрасываются наружу, где их поедают муравьи (вторые промежуточные хозяева) родов *Formica*, *Proformica*. Церкарии в головном ганглии муравьев превращаются в метацеркарии. Зараженных муравьев вместе с кормом заглатывают окончательные хозяева, где через 70-85 дней достигают стадии мариты [14].

Яйца дикроцелий обнаружены в экскрементах бурого медведя заповедника.

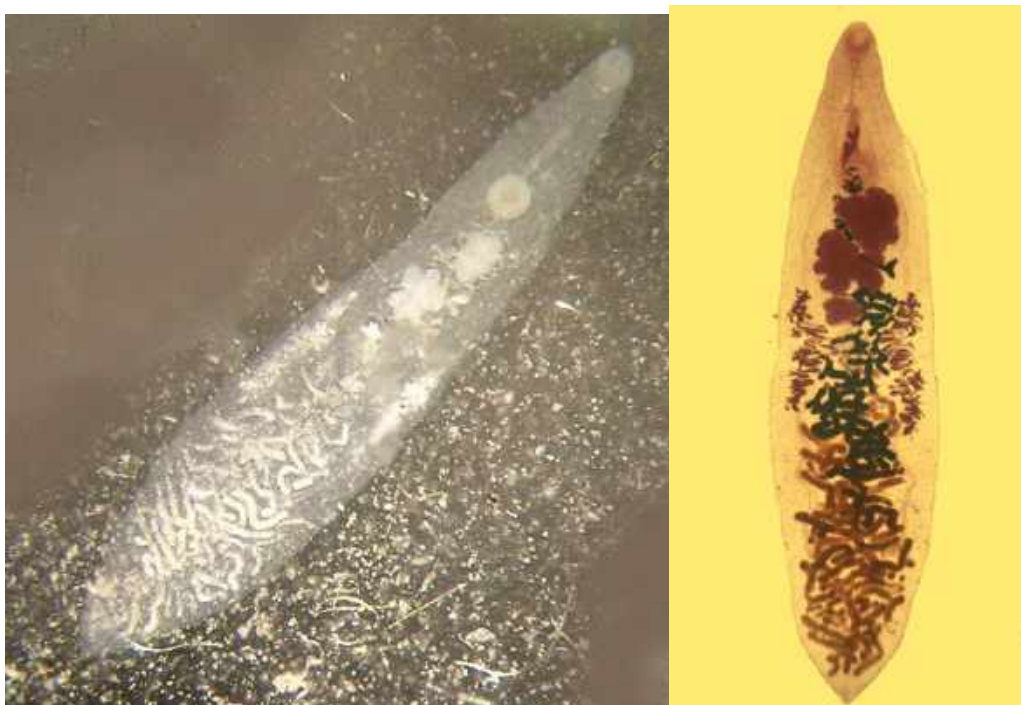


Рис. 6. *Dicrocoelium lanceatum*

7. *Stichorchis subtriquetrus* (Rudolphi, 1814). Трематоды бочонкообразной формы, со слегка суженой передней частью, брюшная присоска расположена ближе к заднему концу тела. Трематоды 5,0-6,6 мм длиной и 0,4-0,6 мм шириной, локализуются в толстом отделе кишечника (рис. 7). Промежуточный хозяин – моллюск *Anisus vortex*. Стихорхисы обнаружены и у бобров Березинского биосферного заповедника с ЭИ 73 % и ИИ 5-248 экз. [3, 23] и бобров Беловежской пушчи: ЭИ – 80,0 %, ИИ – 135-335 экз. [24].



Рис. 7. *Stichorchis subtriquetrus* из кишечника бобра

Экстенсивность инвазии бобров ПГРЭЗ составила 71,4 %, ИИ 21-47 экз. [6]. Стихорхизы сильно ослабляют организм бобров и снижают их жизнеспособность.

Заключение. Из шести видов трематод, обнаруженных у диких хищников и бобра, четыре вида (*Alaria alata*, *Metagonimus yokagawai*, *Euryphium melis*, *Stichorchis subtriquetrus*) обитают в кишечнике и три вида (*Opisthorchis felinus*, *Pseudomphistomum truncatum*, *Dicrocoelium lanceatum*) в печени. Доминируют трематоды *Alaria alata*, *Opisthorchis felinus*, которые встречаются у волка, лисицы и енотовидной собаки. Трематода *Euryphium melis* – у енотовидной собаки и барсука. *Metagonimus yokagawai*, *Pseudomphistomum truncatum* редко встречающиеся трематоды, зарегистрированы у волка. *Dicrocoelium lanceatum* обнаружены только в экскрементах медведя. У бобра в кишечнике обитает один вид трематод *Stichorchis subtriquetrus*.

Трематоды широко распространены у диких хищных животных и бобра заповедника. У них обнаружено 7 видов: *Alaria alata*, *Opisthorchis felinus*, *Pseudomphistomum truncatum*, *Metagonimus yokagawai*, *Euryphium melis*, *Dicrocoelium lanceatum*, *Stichorchis subtriquetrus*. Развитию трематод в заповеднике способствует умеренно-теплый климат, с относительно мягкой зимой и теплым летом и изобилие рек, речушек, ручьев и каналов, а также, обилие промежуточных хозяев трематод – пресноводных моллюсков, амфибий и насекомых, и довольно высокая численность хищников и бобра.

ЛИТЕРАТУРА

1. Меркушева И.В., Бобкова А.Ф. Гельминты домашних и диких животных Белоруссии (каталог). Минск.: Наука и техника, 1981 – 120 с.
2. Субботин А.М., Пенькевич В.А. Гельминтофауна хищных животных Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Веснік Мазырскага дзяржаўнага педагагічнага ўніверсітэта імя І.П. Шамякіна. Мозырь, 2008. №2. – С. 26-31.
3. Карасев Н.Ф. Экологический анализ гельминтофауны млекопитающих

Березинского заповедника / Березинский заповедник: Исследования. Минск: Ураджай, 1972. Вып. 2. С. 159-181.

4. Пенькевич В.А. Гельминтозы енотовидной собаки (*Nuctereutes procyonoides* Gray, 1834) Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Актуальные проблемы экологии – 2007 // Тез. докл. III межд. науч.-практ. конф. (Гродно, 21-23 ноября 2007 г.). Гродно, 2007. С. 24-25.

5. Шималов В.В., Пенькевич В.А. Гельминтофауна волка (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) в Белорусском Полесье // Паразитология. Санкт-Петербург, 2012. Т. 46. № 2. С. 118-126.

6. Пенькевич В.А. Современное состояние гельминтофауны млекопитающих Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике». Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 137-155.

7. Шималов В. Т.. Гельминтофауна псовых в Белоруссии // Материалы науч. конф. ВОГ. М., 1971. Вып. 22. С. 289-293.

8. Шималов В.Т. Гельминтофауна куньих в Белоруссии // Материалы науч. конф. ВОГ. М., 1964. Ч. 2. С. 264-268.

9. Шималов В.Т. К познанию фауны трематод и нематод рода *Skrjabingylus* хищных млекопитающих в Беларуси // Тез. докл. науч. конф. ВОГ (10-14 декабря, 1962 г.). М., 1962. Ч. 1. С. 217-218.

10. Кучмель С.В. Видовой состав млекопитающих отрядов насекомоядные, зайцеобразные, хищные, грызуны и парнокопытные Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов. «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике». Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 38-64.

11. Дерябина Т.Г. Распространение и численность включенных в Красную книгу Республики Беларусь крупных млекопитающих (зубр, медведь, рысь, барсук) на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Сб. науч. трудов. «Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике». Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 19-37.

12. Козлов Д.П. Определитель гельминтов хищных млекопитающих СССР. М.: «Наука», 1977. – 275 с.

13. Потехина Л.Ф. Цикл развития *Alaria alata* и аляриоз лисиц и собак // Докл. АН СССР. М., 1951. Т. 76, №2. С. 325-327.

14. Говорка Я., Маклакова Л.П., Митух Я. и др. Гельминты диких копытных Восточной Европы. М.: «Наука», 1988. – 209 с.

15. Vogel H. Die Entwicklung von *Opisthorchis felineus* (Biv), nebst Bemerkunge über die systematik und Epidemiologie // Zoologica. Stuttgart. 1934. Vol. 33. H. 86. P. 1-103.

16. Фаттахов Р.Г. Экология паразитарных систем описторхид в условиях антропопресии. / Автореф. дис. ...докт. биолог. наук. Тюмень, 1996. – 41 с.

17. Линник В.Я. Паразиты рыб, опасные для человека и животных. Минск,

1977. – 96 с.

18. Скурат Э.К., Дектярик С.М., Бенецкая Н.А., Гребнева Е.И. // II Материалы респуб. науч.-практ. конф., посвященной 10-летию ГПОУ «Национальный парк «Нарочанский». Курортный поселок Нарочь, 2009. С. 84-87.
19. Заблотский В.И. Псевдоамфистоматоз в дельте Волги и новые данные по биологии его возбудителя // Материалы науч. конф. ВОГ. М., 1968 б. Ч. 1. С. 101-107.
20. Морозов Ф.Н. Трематоды надсемейства *Heterophyoidea* Faust, 1929. Трематоды животных и человека. М.: АН СССР, 1952. Т. 6. С. 153-618.
21. Beaver P.C. Studies of the life history of *Euparyphium metis* (Trematoda: *Echinostotnatidae*). J. Parasitol. 1941. №27. 34-44.
22. Антипин Д.Н., Ершов В.С., Золотарев Н.А., Саляев В.А. Паразитология и инвазионные болезни сельскохозяйственных животных / Под ред. проф. В.С. Ершова. М., 1959. – 492 с.
23. Колбин Л.В., Карасев Н.Ф. Гельминтофауна речного бобра в Березинском заповеднике // Материалы науч. конф. ВИГИС. М., 1965. Ч. 1. С. 120-123.
24. Беляева М.Я. К изучению гельминтофауны млекопитающих Беловежской пуши // Труды ВИГИС. Т. 6. М.: Сельскохозяйственная литература, 1959. С. 99-111.

ОЦЕНКА ЗАРАЖЕННОСТИ *VITHYNIA LEACHI* ТРЕМАТОДАМИ *OPISTHORCHIS FELINEUS*

***И.С. Юрченко, И.В. Кураченко*¹**

¹УО «Гомельский государственный университет имени Ф.Скорины»

Введение. Качественная особенность живых организмов состоит в непрерывной связи с окружающей средой. Биотические связи характеризуются большой сложностью и разнообразием, но в основе их лежат, прежде всего, пространственные и трофические отношения. Такие типы связей объединяют между собой различные компоненты биогеоценозов и антропобиогеоценозов.

Паразитизм представляет собой форму взаимоотношений между организмами различных видов, при которой один организм (паразит) использует другого (хозяина) как источник питания и место обитания, причиняя ему вред, но, как правило, не уничтожая его. Паразитический образ жизни обычно служит специфическим признаком вида, он свойствен всем особям без исключения и закреплен филогенетически [1].

Как известно [2], в пределах одной популяции степень зараженности разных особей неодинакова. На уровне популяций распределение паразитов между особями хозяина соответствует перерасеянному типу распределения, т.е. паразиты сосредоточены лишь в немногих особях хозяина. Наиболее частая причина неоднородности заражения особей хозяина заключается в различной вероятности инвазии для разных особей хозяина и паразита. Для того чтобы

распределение паразита в популяции хозяина было случайным, вероятность инвазии должна быть одинаковой для всех особей хозяина и всех особей паразита, т.е. среда должна быть однородной. Поскольку в природе такие условия отсутствуют, возникают отклонения в концентрации паразитов в отдельных особях хозяина. Также причиной перерасеянного распределения паразита является возможность партеногенетического размножения паразита в организме хозяина. Суперинвазия становится возможной вследствие ослабления защитной реакции хозяина, что повышает вероятность его последующих повторных заражений.

Описторхоз – природно-очаговое заболевание, тесно связанное с пресноводными экосистемами, вызывается трематодой *Opisthorchis felineus*, паразитирующий в желчных ходах печени, желчном пузыре, иногда в протоках поджелудочной железы плотоядных и человека [3].

Заражение окончательного хозяина происходит при участии промежуточного и дополнительного хозяев. Первый – пресноводный брюхоногий моллюск *Bithynia leachi*, который и явился объектом исследования, второй – рыба семейства карповых (язь, линь, лещ, плотва, вобла, густера, жерех, красноперка и др.).

Гидрографическая сеть на территории ПГРЭЗ представлена весьма широко. Это река Припять с протоками и старицами, многочисленные крупные и мелкие мелиоративные каналы. Вследствие снятия антропогенного воздействия происходит эвтрофирование водоемов, что создает благоприятные условия для размножения и развития промежуточных хозяев трематод. Исследования степени зараженности промежуточных хозяев возбудителями описторхоза на территории ПГРЭЗ ранее не проводились.

Плотоядные животные и человек заражаются при употреблении сырой, слабомороженной и вяленой рыбы, инвазированной метацеркариями. Из кишечника дефинитивного хозяина описторхисы проникают через желчные и поджелудочный протоки в печень и поджелудочную железу, где через 21-28 суток достигают половой зрелости.

Продолжительность жизни трематод в организме плотоядных животных достигает 6-8 лет, у человека 10-40 лет [4].

Паразиты механически повреждают стенки протоков и затрудняют ток желчи и секрета поджелудочной железы. В желчных протоках создаются условия для вторичной бактериальной инфекции. Механическое и токсическое воздействие описторхозов при интенсивной и продолжительной инвазии ведет к хроническому воспалению и перерождению (жировому и белковому) паренхимы печени и поджелудочной железы [5].

Объекты и методы исследования. Поиск и сбор моллюсков осуществлялся в период их массовой активности в десяти точках [6] на всей протяженности протекающей по территории ПГРЭЗ реке Припять:

- точка № 1 - Припятское л-во кв. 92, перекал Белосорокский;
- точка № 2 - Припятское л-во кв.86, прк Довлядовский;
- точка № 3 - Оревичское л-во кв.60, прк Оревичский;
- точка № 4 - Оревичское л-во кв. 30, прк Дерновичский;

- точка № 5 - Оревичское л-во кв. 103, прк Словеченский;
- точка № 6 - Оревичское л-во кв. 14, прк Тешковский;
- точка № 7 - Тульговичское л-во кв. 26, прк Ломачевский;
- точка № 8 - Тульговичское л-во кв. 5, прк Тульговичский;
- точка № 9 - Тульговичское л-во кв.108, прк Домаховский;
- точка № 10 - Тульговичское л-во кв.90, прк Карповы рога.

Паразитологическое исследование проводилось стандартным компрессионным методом [7]. Интенсивность инвазии моллюска определялась по числу сформированных партенит (рис. 1).

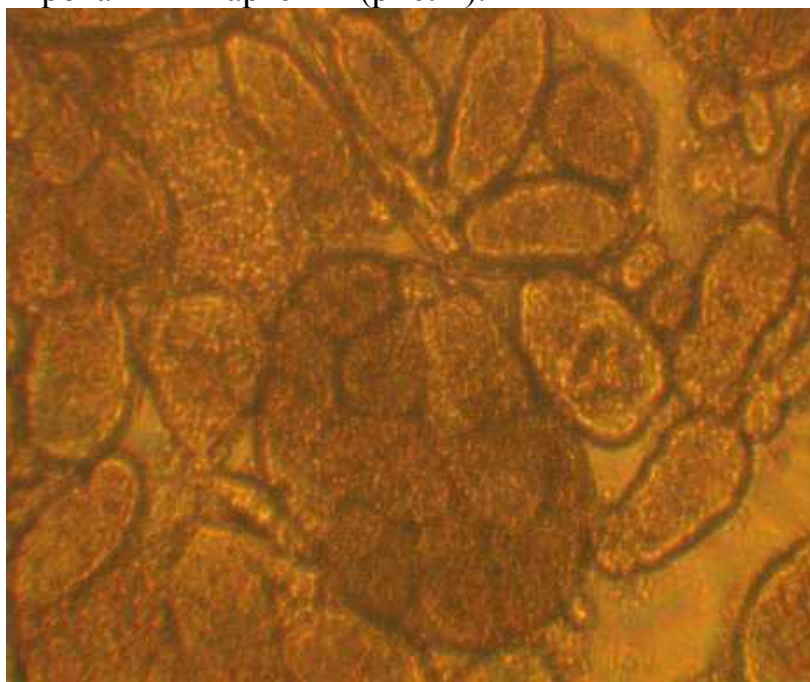


Рис. 1. Партениты *O. felineus* в гепатопанкреасе моллюска

В течение 2010-2012 года было исследовано 1272 экземпляра *Bithynia leachi*. Для анализа материалов, полученных в результате исследований, были применены статистические показатели [8].

Экстенсивность инвазии (Е)

$$E = n / N \times 100 \%,$$

где n – число зараженных особей хозяев;

N – число исследованных особей хозяев.

Индекс обилия (М)

$$M = m / N,$$

где m – число обнаруженных гельминтов в исследованной выборке хозяев;

N – число исследованных особей хозяев.

Интенсивность инвазии (I)

$$I = m / n,$$

где m – число обнаруженных гельминтов в исследованной выборке хозяев;

n – число зараженных особей хозяев.

Результаты и их обсуждение. В результате проведенных исследований было выявлено, что личинками описторхид в разной степени инвазии поражены моллюски из всех десяти точек отбора (табл. 1).

Таблица 1

Экстенсивность и интенсивность инвазии описторхид

Точки	n	lim	$\bar{x} \pm S_{\bar{x}}$	σ	E, %	M особей	I особей
1	123	0-780	25,69±10,22	113,30	50	25,69	51,80
2	130	0-578	8,76±4,81	54,86	49	8,75	17,76
3	141	0-612	18,64±6,34	75,30	48	18,64	38,66
4	159	0-724	13,76±5,78	72,88	47	13,76	29,56
5	117	0-133	4,69±1,30	14,01	49	4,69	9,63
6	127	0-27	2,07±0,43	4,85	34	2,08	6,14
7	130	0-143	6,43±1,35	15,40	69	6,43	9,29
8	135	0-259	6,84±2,33	27,10	43	6,84	15,93
9	95	0-230	4,78±2,47	24,09	40	4,78	11,95
10	115	0-82	3,80±0,94	10,03	37	3,80	10,40

Экстенсивность инвазии описторхид в моллюске *Bithynia leachi* варьирует от 34 % до 69 % (табл. 1). Экстенсивностью инвазии 34-40 % характеризуются три точки отбора (№6, №9 и №10). Наименьшая экстенсивность инвазии наблюдается у моллюсков из точки №6, наибольшая – у моллюсков из точки №7. В остальных местах отбора экстенсивность инвазии составила 43-50 %.

На одного зараженного моллюска приходится от 1 до 780 партенит *O. felineus*. В среднем по точкам численность партенит в моллюске колебалась от 2,08 до 25,69 паразитов. Наименьший индекс обилия наблюдается у моллюсков из точки отбора №6, наибольший – у моллюсков из точки №1.

В результате проведенных гельминтологических исследований установлено, что партенитами *O. felineus* оказались заражены 595 особей моллюска, что составило 47 % от общего числа обследованных.

Заключение. Полученные в течение трех лет данные позволяют сделать вывод о неблагоприятном эпидемиологическом состоянии обследованных водоемов в отношении описторхоза. Индикатором неблагоприятия служат показатели зараженности моллюска *Bithynia leachi* личинками кошачьей двуустки, являющегося источником инвазии во всех пунктах исследования.

Для профилактики описторхоза рекомендуется комплекс мероприятий:

- использование биологических методов борьбы с моллюсками;
- обязательное обследование рыбы на зараженность метацеркариями описторхиса;
- полную гибель метацеркариев в рыбе обеспечивает вакуумная сушка ее при температуре + 50-55 °С, замораживание рыбы в течение 15 суток при температуре -15 °С;
- санитарные мероприятия по охране почвы от загрязнения фекалиями [9].

Установление степени зараженности позволяет дать оценку эпизоотической значимости описторхоза на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника и послужить для

анализа паразитоценозов дефинитивных хозяев – хищных животных и человека.

ЛИТЕРАТУРА

1. Догель В.А. Курс общей паразитологии: науч. изд. / Под ред. А.Л. Стрелкова. Ленинград: Государственное учебно-педагогическое издательство министерства просвещения РСФСР, 1947. – 371 с.
2. Богоявленский, Ю.К. Биологические основы паразитизма / Под ред. В.Н. Ярыгина. М.: Высшая школа, 1982. – 560 с.
3. Беэр С.А. Биология возбудителей описторхоза / М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2005. – 336 с.
4. Судариков В.Е., Шигин А.А., Курочкин Ю.В. и др. Метацеркарии трематод – паразиты пресноводных гидробионтов Центральной России / Под ред. В.И. Фрезе. М.: Наука, 2002. – 298 с.
5. Романова Е.М., Климин Ю.С. Докторов Т.А. и др. Методические указания к лабораторно-практическим занятиям по специализации «Паразитарные болезни мелких домашних и промысловых животных». Ульяновск, 2003. – 108 с.
6. Кураченко И.В., Юрченко И.С., Лысенко А.Н. Выявление степени зараженности промежуточных хозяев возбудителями описторхоза на территории ПГРЭЗ // Известия Гомельского гос. ун-та им. Ф. Скорины. Естественные науки. 2011. №4 (68). С. 141-146.
7. Акбаев М.Ш., Василевич Ф.И., Евплов Н.Н., Меньшиков В.Г., Давыдова О.Е. Паразитология и инвазионные болезни животных: Метод. указ. / Под ред. М.Ш. Акбаева. М.: МГАВМиБ им. К.И. Скрябина, 2002. – 61 с.
8. Ромашов Б.В., Хицова Л.Н., Труфанова Е.И., Ромашова Н.В. Методика гельминтологических исследований позвоночных животных: учебное пособие. Воронеж, 2003. – 35 с.
9. Антипин Д.Н., Ершов В.С., Золотарев Н.А., Саляев В.А. Паразитология и инвазионные болезни сельскохозяйственных животных. М.: Гос. изд-во с/х литературы, 1959. – 492 с.