

ЧЕРНОБЫЛЬСКАЯ КАТАСТРОФА

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
УКРАИНЫ

МИНИСТЕРСТВО УКРАИНЫ ПО ЗАЩИТЕ НАСЕЛЕНИЯ
ОТ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ
НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АС

МИНИСТЕРСТВО ЗДРАВООХРАНЕНИЯ УКРАИНЫ

УКРАИНСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
ВСЕМИРНОЙ ЛАБОРАТОРИИ

РЕДАКЦИОННЫЙ СОВЕТ

Главный редактор академик НАНУ В.Г. Барьяхтар
Заместители главного редактора Г.А. Готовчиц,
академик НАНУ Д.М. Гродзинский
Ответственный секретарь к.э.н. Л.М. Попова
академики НАНУ Э.В. Собонович, Ю.И. Кундиев, В.П. Пинчук,
чл.-кор. НАНУ В.М. Шестопапов, Л.И. Францевич, И.Н. Вишневский,
п.м.н. О.А. Пятак, д.б.н. Я.И. Серкиз, к.м.н. О.А. Бобылева,
к.э.н. В.И. Ольшеский

4.5. Влияние аварии на биоценоз

4.5.1. Действующие факторы

Чтобы правильно понять причины изменений, наблюдавшихся в популяциях растений и животных после Чернобыльской катастрофы, надо принимать во внимание не только действие радиации, но и многие другие факторы, прямо или косвенно связанные с аварией на ЧАЭС или не имеющие с ней никакой причинной связи.

1. Радиационное поражение растений и животных.
2. Нарушение трофических цепей, освобождение экологических ниш в результате гибели или снижения численности видов-продоминантов или видов-конкурентов.
3. Радиационная стимуляция (горемезис).
4. Химическое загрязнение среды нерадиоактивными веществами, применявшимися для ликвидации последствий аварии на ЧАЭС.
5. Сплошная инженерная дезактивация особо загрязненных лесных кварталов, лугов, населенных пунктов (захоронение, засыпка песком).
6. Подтопление и образование мелководных водоемов после перекрытия мелиоративной сети дамбами и последующий спуск этих водоемов.
7. Подъем минеральной взвеси в р. Припять в результате защитных гидротехнических работ в русле и на берегах, массовое использование комплексобразователей в защитных гидротехнических сооружениях.
8. Искусственный разгон облаков над зоной отчуждения, увеличение уровня солнечной радиации.
9. Эвакуация населения, крупного рогатого скота, отстрел домашних хищников.
10. Прекращение обработки пахотных земель, сбора урожая, выпаса и сенокосения, ухода за садами, применения удобрений и пестицидов.
11. Прекращение промышленных рубок, рубок ухода, расчистки сухостоя, расчистки просек в лесах зоны отчуждения.
12. Снятие рекреационной нагрузки на природные угодья, прекращение промышленного рыбоводства на пруде-охладителе ЧАЭС, промыслового и спортивного рыболовства и охоты.
13. Продолжающаяся сукцессия растительного и животного населения Киевского водохранилища после его заполнения.
14. Климатические особенности послеаварийных лет: теплая весна 1986 г., многоснежная и холодная зима 1986 — 1987 гг., мягкие зимы последующих лет, низкие уровни весенних паводков, дождливое лето 1988 и 1991 гг., засушливые весна и лето 1992 г.
15. 11-летние циклы солнечной активности, с которыми синхронизируется динамика численности многих видов растений и животных.

Эти и другие менее значительные факторы порождают сложные переплетающиеся цепочки событий в живой природе, которые выражаются в смене доминирующих видов, перераспределении и изменении численности видов растений, животных и микроорганизмов. Они затрагивают все главные звенья биоценоза: первичных продуцентов

биомассы, консументов разных уровней — растительноядных животных и хищников — и редуцентов, возвращающих органические элементы из отмершей биомассы снова в круговорот веществ. Действие радиации непосредственно проявлялось только на ограниченной территории ближней зоны вокруг станции (радиусом 5 — 10 км), на остальной территории зоны отчуждения (свыше 99 %) ход событий в природных условиях определяется в основном вторичными экологическими последствиями катастрофы.

4.5.2. Радиационное поражение биоценозов

Гибель хвойных лесов. Высокая радиочувствительность хвойных растений, усиленная тем обстоятельством, что авария произошла в период распускания почек, была причиной поражения насаждений сосны обыкновенной (*Pinus silvestris* L.) и разрушения экосистемы сосновых лесов на наиболее загрязненных территориях вблизи атомной станции [61]. Особую роль в поражении фотосинтезирующих органов и ростовых тканей сыграло бета-излучение от осевших на поверхность растений радионуклидов; вклад внешнего гамма-облучения в поглощенную дозу составил всего 10 % [114].

На основании установленной зависимости степени поражения сосны от мощности экспозиционной дозы, рассчитанных поглощенных доз и вызванных ими эффектов поражения была составлена карта (рис. 1.4.8) радиационного поражения сосновых лесов [63].

Зона летального поражения характеризуется полной гибелью сосны. Она ограничена изолинией мощности экспозиционной дозы (МЭД) по гамма-излучению 0,5 Р/ч на 01.06.86. Расчетная поглощенная доза по гамма-излучению в зоне летального поражения составила 80 — 100 Гр. Общая площадь погибшего леса 580 га.

Хвоя погибших сосен приобрела яркую коричнево-бурую окраску (так называемый рыжий лес). "Рыжий лес" простирается вдоль основных следов радиоактивного выброса на 5 — 7 км на север, 2 — 3 км на запад, 1,5 — 2 км на юг. Отдельные пятна "рыжего леса" встречаются на расстоянии до 9 км к северу и 6 км к западу от ЧАЭС.

Лиственные леса и кустарники, травяные ценозы и мохово-лишайниковый покров в зоне летального поражения испытали усыхание вершин, угнетение ростовых процессов и повреждение репродуктивных органов в течение первого сезона вегетации.

В зоне сублетального поражения (расчетная поглощенная доза 10 — 20 Гр при максимальной МЭД 0,1 — 0,5 Р/ч) произошла полная гибель молодых экземпляров сосны при частичном омертвлении молодых побегов взрослых деревьев. Наряду с молодняками наиболее пострадали ослабленные насаждения сосняков-беломошников на бедных песчаных почвах. Площадь сосновых лесов в этой зоне — 3750 га.

Прирост сосны в зоне сублетального поражения, приостановившийся в 1986 г., в следующем году возобновился.

В зоне среднего поражения, которая ограничена изолинией МЭД 50 мР/ч на 01.06.86, расчетная поглощенная доза оценена в 3 — 5 Гр. Зона характеризуется угнетением роста и гибелью точек роста хвойных пород летом 1986 г. и образованием радиоморфозов, особенно сильно выразившихся в 1987 г. В этой зоне оказалось 11920 га сосновых лесов.

Оставшаяся часть 30-километровой зоны и ряд радиоактивных пятен за ее пределами могут быть отнесены к зоне слабого радиационно-

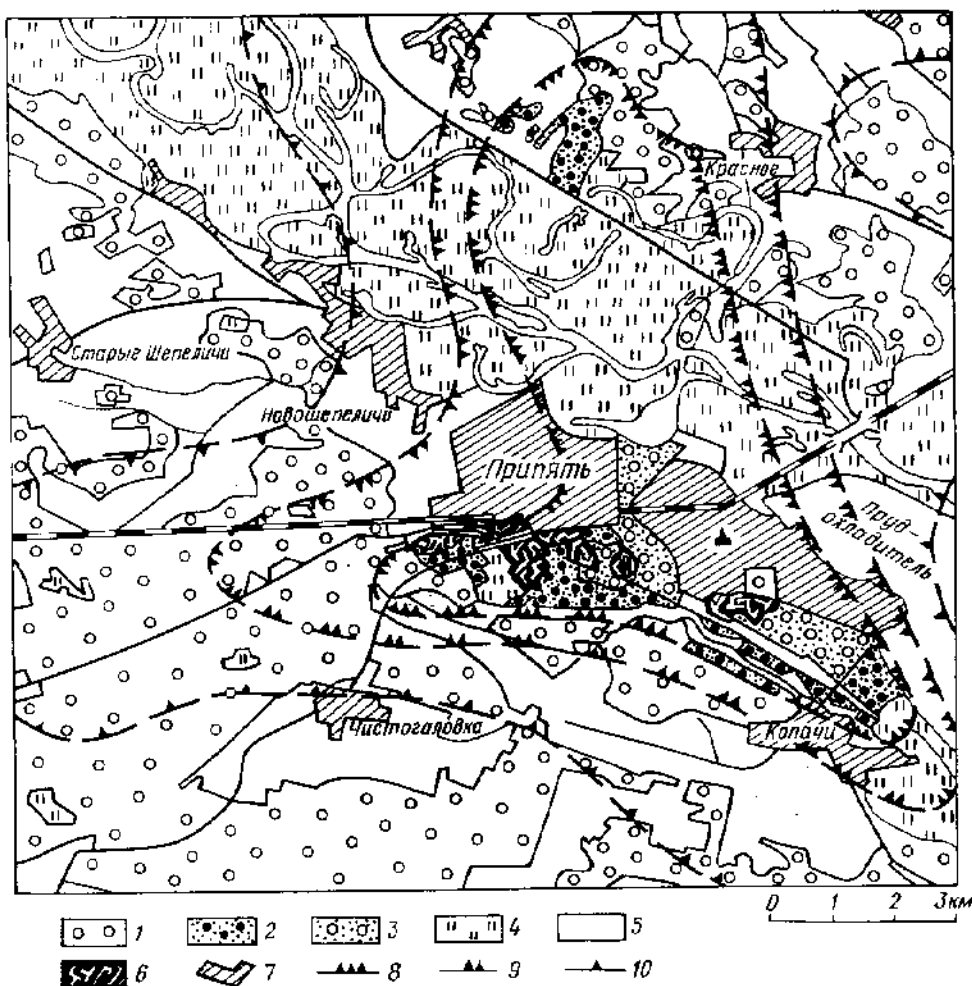


Рис. 1.4.7. Радиационное поражение основных лесов в ближней зоне ЧАЭС:

1 — леса; 2 — погибший "рыжий лес"; 3 — погибший "рыжий лес", раскорчеванный со сплошным снятием грунта; 4 — луга; 5 — залежи; 6 — участки сплошного снятия грунта; 7 — застроенные территории; зоны поражения сосновых лесов: 8 — летального (более 500 мР/ч); 9 — сублетального (50 — 500 мР/ч); среднего (20 — 50 мР/ч)

го поражения. Внешние признаки морфологических нарушений у хвойных здесь отсутствовали, но в 1986 — 1987 гг. отмечалось снижение всхожести семян и хромосомные аномалии в мейозе.

Радиационное поражение лесных биоценозов в зоне Чернобыльской катастрофы не приобрело массового характера и коснулось преимущественно сосновых лесов. Гибель сосновых насаждений охватила менее 0,5 % площади лесов зоны, не оказала существенного влияния на радиэкологическую обстановку в целом, хотя и ухудшила ее в непосредственной близости от атомной станции.

Гибель животных. Радиочувствительность позвоночных животных выше, чем радиочувствительность хвойных растений. Однако документальных свидетельств о массовой гибели позвоночных в ближней зоне в острый послеаварийный период нет — первые биологические наблюдения в зоне отчуждения были начаты лишь в июне-июле 1986 г.

По данным количественных учетов мышевидных грызунов в сентябре 1986 г., в ближней зоне численность этих животных снизилась в 3 — 5 раз (3,5 % ловушко-суток вместо 15 — 20 в контрольных, слабо

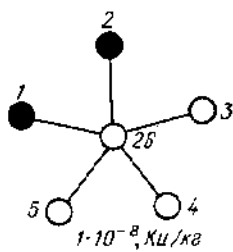
загрязненных участках). Расчетная поглощенная доза в первый месяц после аварии составляла на учетных площадках 22 и 860 Гр для гамма- и бета-облучения соответственно [112].

Беспозвоночные на один-два порядка более устойчивы к действию ионизирующей радиации по сравнению с позвоночными. Тем не менее три экологические группы беспозвоночных сильно пострадали из-за специфических особенностей облучения в их средах обитания. Скопление радионуклидов в подстилке хвойного леса буквально выжгло мелких беспозвоночных (панцирные клещи, ногохвостки) на учетных площадках в 3 км к югу от аварийного энергоблока — их численность в июле 1986 г. упала на 2 порядка. Резко снизилась также численность почвенных беспозвоночных, лучше экранированных от бета-излучения. Соотношение неполовозрелых и половозрелых особей изменилось в пользу последних. Величина поглощенной дозы 30 Гр не влияла непосредственно на взрослых животных, но заметно сказалась на ювенильных стадиях [64]. В загрязненных лишайниках-эпифитах *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. на тех же учетных участках в 3 км к югу от блока вообще не удалось обнаружить панцирных и гаммазовых клещей, ногохвосток, обычных для этой экологической ниши [75].

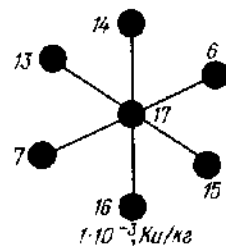
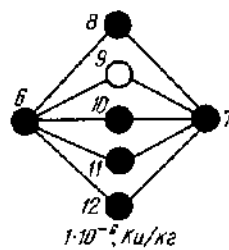
Изменение микробного ценоза почвы. В 1986 — 1992 гг. проводился мониторинг таксономического состава и численности почвенных микромицетов в зоне отчуждения и в Вышгородском р-не Киевской обл. Из 670 образцов на дерново — подзолистых и супесчаных почвах выделено свыше 3000 культур грибов, отнесенных после идентификации к 180 видам 72 родов.

В течение 1986 — 1988 гг. при общем снижении (в 2 — 3 раза) количества грибных диаспор и длины грибного мицелия в почве всех 7 пунктов наблюдения 30-километровой зоны отмечали преобладание темноокрашенного грибного мицелия на глубине 0 — 10 см. Аналогичную ситуацию констатировали также при построении корреляционных плеяд по методу П.В.Терентьева [111], отражающих сформировавшиеся в этом регионе грибные комплексы. Выявлены сложно организованные корреляционные плеяды — показатель стабильности грибных комплексов с преобладанием в их структуре меланинсодержащих видов и родов (рис. I.4.8). Обнаруженное явление квалифицируется как промышленный меланизм почвенных микромицетов [44].

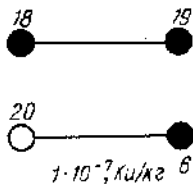
В 1989 г. и позднее количество грибного мицелия приближалось к значениям, известным для "чистых" регионов [25]. Большей частью доминирующее положение по количеству грибной биомассы занимали светлоокрашенные микромицеты, что характерно для микобиоты этого региона до аварии. Однако в таксономической структуре грибных комплексов в 1989 — 1992 гг. доминирующее положение по-прежнему принадлежало темноокрашенным грибам. Эта группа грибов может быть биоиндикатором неблагоприятной экологической ситуации, хотя непосредственная причина наблюдаемых изменений и прямая их связь с облучением не установлены.



1986z.



1987z.



1991z.

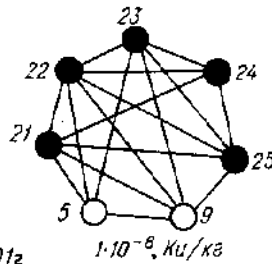


Рис. I.4.8. Комплексы микромицетов (корреляционные плеяды) в почвах с разным уровнем радиоактивности:

1 — *Cidi dendron*; 2 — *Sordaria*; 3 — *Verticillium*; 4 — *Actinomucor*; 5 — *Scopulariopsis*; 6 — *Mycelia sterilia* (темный); 7 — *Drechslera*; 8 — *Conoplea*; 9 — *Allescheriella*; 10 — *Arthrinium*; 11 — *Pithomyces*; 12 — *Aureobasidium*; 13 — *Melanophoma*; 14 — *Phoma*; 15 — *Rhinochloadium*; 16 — *Humicola*; 17 — *Peyronelleae*; 18 — *Rhinocephalum*; 19 — *Stemphylium*; 20 — *Trichothecium*; 21 — *Mammaria*; 22 — *Botrytis*; 23 — *Zythia*; 24 — *Scolecobasidium*; 25 — *Ulocladium*

4.5.3. Вторичные явления в пораженных биоценозах

Разрушение трофической пирамиды. В первые 1 — 3 года после гибели сосны разрушается вся система трофических связей в лесном биоценозе (рис. I.4.9). В первую очередь лишаются пищи разнообразные насекомые, питавшиеся на хвое и побегах: личинки пилильщиков, гусеницы бабочек, тли-хермесы, сосновые клопы. С их исчезновением была подорвана кормовая база насекомоядных птиц и муравьев, собиравших в кронах белковый корм и сладкие выделения тлей. Численность почвенных микроартропод в лесной подстилке восстановилась со спадом радиационного фона [64], однако их видовой состав остался обедненным, в том числе исчезли клещи-орibatиды, промежуточные хозяева цестод, заражающих мышевидных грызунов [105].

В зоне среднего поражения в 1986 — 1987 гг. нарушалась морфология хвоинок, на 10 — 20 сут задерживался весенний рост побегов, в 2 — 3 раза снижился выход семян сосны, а пустозерность достигла 70 % при норме 5 — 18 % [61]. Это обедняло кормовую базу фитофагов и нарушало согласование во времени циклов развития растений и фитофагов.

Размножение насекомых-вредителей. В зоне сублетального и среднего поражения сосны возникла и сохраняется в течение последних лет вспышка массового размножения вторичных стволовых вредителей. Отмечено 11 массовых видов, из них главные — большой и малый

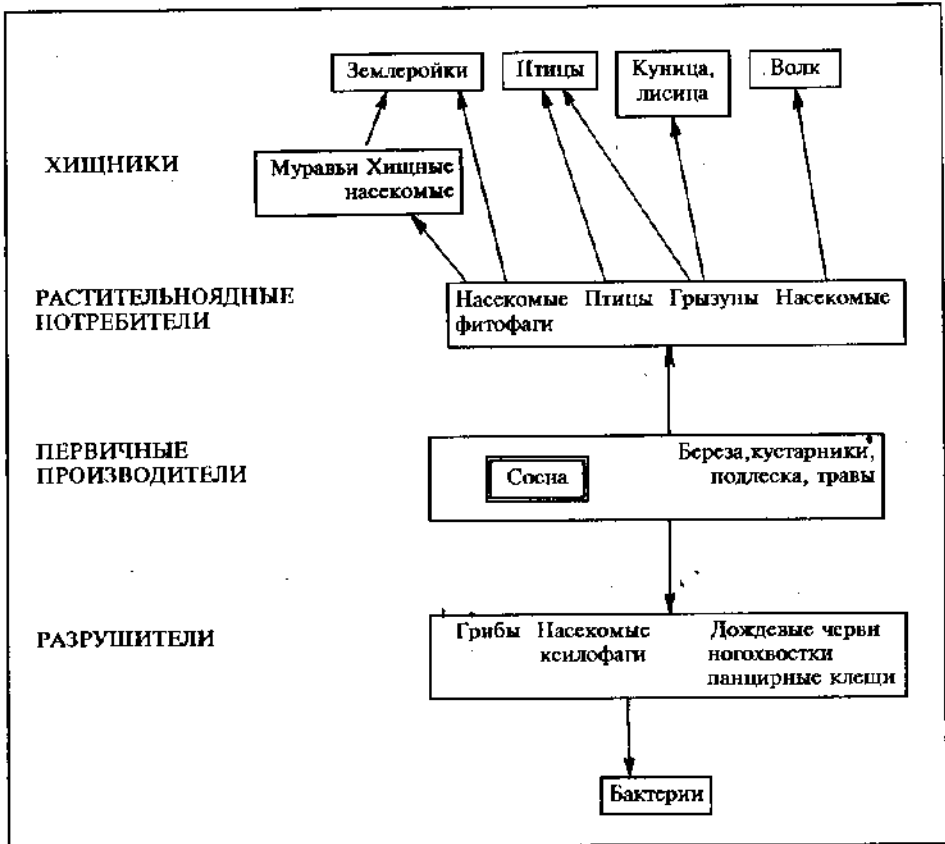


Рис.1.4.9. Влияние аварии на биоценоз

сосновый лубоеды (*Blastophagus piniperda* L., *B. minor* Hart.), синяя сосновая златка (*Phaenops cyanea* F.). Плотность заселения лубоедами в Лелевском и Новошепеличском лесничествах достигла 1,6 — 1,9 особей/дм². Для дополнительного питания лубоеды внедряются в побеги. Хотя абсолютная численность вредителей возросла лишь вдвое по сравнению с нормой, но уменьшилось число побегов и резко увеличился процент заселения [1]. Опад поврежденных побегов возрос до 70 — 75 %, против 25 — 30 % в контроле. В 1990 г. практически все побеги в зоне сублетального поражения были уничтожены. Деятельность вредителей ускоряет гибель пострадавших деревьев.

Через год после гибели хвойные деревья заселялись в массовом количестве обитающими под корой жуками-трухляками *Pytho depressus* L. и усачами рода *Rhagium*. Пик их численности (несколько сотен особей на дерево) пришел на 1989 г., а уже в 1991 г. очередные погибшие деревья были слабо заражены. По-видимому, медленно засыхавшие деревья, погибшие в более поздние сроки, были мало привлекательны для стволовых вредителей из-за низкого содержания крахмала в лубе и заболони [68]. Под действием грибов и насекомых деревья полностью теряют кору и через 3 — 4 года падают.

Захламленность окружающих лесов сухостоем поддерживает кормовую базу вредителей и создает реальную опасность массового размножения их в зоне среднего поражения.

Сукцессии растительности в пораженных лесах. В зоне летального поражения произошло полное уничтожение лесных ценозов, поскольку

ку сосна погибла, а лесные компоненты травяного покрова были подавлены вторжением видов-эксплерентов. В зонах сублетального и среднего поражения лесные ценозы сохранились. Во всех этих случаях в ценозах начались восстановительные сукцессии, отличающиеся по степени продвинутости [12]. Гибель древесного яруса и осыпание хвои вызвали осветление леса, а также повышение уровня грунтовых вод, увеличение влажности почвы. На участках, где произошла массовая гибель сосны, по аналогии с зарастанием лесосек и гарей, это привело на первом этапе к появлению сорно-опушечных видов, таких, как ослинник двулетний (*Oenothera biennis* L.), мелколепестник канадский (*Erigeron canadensis* L.), тысячелистник (*Achillea millefolium* L.), марьянник обыкновенный (*Melampyrum vulgatum* Pers.) и др.

При этом сохранились виды, доминировавшие в определенных типах сосновых боров. Например, в зеленомошниках это черника (*Vaccinium myrtillus* L.), вереск (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), овсяница овечья (*Festuca ovina* L.), орляк (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn), в сосняках лишайниковых — тимьян (*Thymus serpyllum* L.), овсяница овечья, полевица тонкая (*Agrostis tenuis* Sibth.), ястребинка волосистая (*Hieracium pillosella* L.). Также фрагментарно в виде пятен разного размера сохраняется прежний моховой и лишайниковый покров.

В дальнейшем основу травяного покрова образуют, вплоть до сплошных зарослей, типичные растения-псаммофиты: булавоносец седоватый (*Corynephorus canescens* (L.) Beauv.), иван-чай узколистный (*Chamaerion angustifolium* (L.) Holub), щавель воробьиный (*Rumex acetosella* L.), цмин песчаный (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), но чаще всего и в большом количестве — вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth).

Часто в разреженном лесу при наличии зачатков образуются также заросли малины (*Rubus idaeus* L.) и ежевики (*R. caesius* L., *R. nessensis* W.Hall). В образовавшихся "окнах" на месте выпавших деревьев появляются проростки деревьев. В массовом количестве в первую очередь здесь появляется молодняк березы поникшей (*Betula pendula* Roth.), значительно реже — осины (*Populus tremula* L.). Восстановлению березы способствует активная роющая деятельность кабанов (*Sus scrofa* L.). Количество проростков сосны по сравнению с березой в тысячи раз меньше и в первые годы жизни их прирост очень мал. Поэтому при восстановлении сомкнутого древостоя, как правило, образуется березовый (вторичный) лес, при сохранившихся соснах — сосново-березовый. Сосновый бор образуется только после отмирания березового древостоя, т.е. через много десятков или даже сотен лет.

Миграция животных в зону поражения. С соседних участков на территорию "рыжего леса" постоянно проникали зайцы-русаки (*Lepus europaeus* Pall.), лисицы (*Vulpes vulpes* L.), бродячие собаки, залетные птицы, вероятно, мигрировали и мышевидные грызуны. В марте 1987 г. во время работ по захоронению следы грызунов были обнаружены в наиболее загрязненном участке леса, у забора ЧАЭС [119]. В том же 1987 г. численность мышевидных грызунов на ст. Янов и на учетных площадках в "рыжем лесу" восстановилась за счет миграции [112].

Участки погибшего леса и пустоши над захороненным лесом постоянно посещаются крупными копытными (кабан, лось *Alces alces* (L.), в меньшем количестве — косуля *Capreolus capreolus* (L.)), однако места их отстоя, лежек или основных кормежек находятся на расстоянии 1 — 2 км, в зеленом хвойном лесу, вкраплениях лиственного леса

и на заболоченных участках. Об этих визитах свидетельствуют следы животных.

Учет численности птиц по голосам, проведенный в мае 1987 г. в правобережном участке "рыжего леса" (мощность экспозиционной дозы составляла 40 мР/ч), показал, что прилетевшие с зимовки птицы поселились в кронах и среди мертвых деревьев в количестве до 6 семей на гектар (были зарегистрированы вертишейка (*Jynx torquilla* L.), серая мухоловка (*Muscicapa striata* (Pall.)), зяблик (*Fringilla coelebs* L.), полевой конек (*Anthus campestris* L.), белая трясогузка *Motacilla alba* L.)). Однако эта численность была в 4 — 5 раз ниже нормальной на контрольных участках здорового соснового бора или зеленых сосен, задержанных в росте из-за лучевого поражения [12].

Сукцессии растительности на площадях дезактивации. Из площадей, подвергавшихся дезактивации, наиболее сильно изменены участок вырубленного и захороненного леса, участок между ЧАЭС и Припятским затоном, где была проведена отсыпка песка, и прирусловая дамба, намытая вдоль левого берега р. Припять, захоронение дачной застройки у ст. Янов. В зависимости от степени влияния разнообразных факторов на отдельные участки дезактивированных территорий на них можно наблюдать разные стадии восстановительных сукцессий растительного покрова. Ход сукцессий рассматривается на примере "рыжего леса".

В урочище "рыжий лес" высокие деревья были срублены, а низкие захоронены в траншеи, освобожденная территория засыпана слоем песка до 0,5 м и более. После этого песчаный покров был обработан для закрепления химическими реактивами, образовавшими пленку. Поскольку она оказалась неустойчивой и препятствовала естественному зарастанию, был проведен посев ржи с подсевом смеси многолетних трав. Из видов, использованных для залужения, к 1992 г. сохранилась в заметном количестве лишь ежа сборная (*Dactylis glomerata* L.).

На следующий год после посева трав была проведена посадка саженцев древесно-кустарниковых пород: сосна обыкновенная, дуб северный (*Quercus borealis* Michx.), робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia* L.), береза повислая. Посадки прижились, но неравномерно. Кроме того, значительная часть их пострадала от личинок хрущей (*Melolontha melolontha* L.), а многие сосенки объедены лосями [7].

При характеристике изменений видового состава в ходе сукцессий как основной параметр использовали изменения проективного покрытия видов. Для количественного выражения степени демутации считывали соотношение проективного покрытия коренной, восстанавливаемой растительности к общему проективному покрытию биоценоза [11].

Спонтанная демутация растительности на этих песчаных пустошах началась с формирования редкого травяного покрова из видов-псаммофитов. По аналогии с демутациями на залежах видами-пионерами обычно являлись сорняки-малолетники. На территории "рыжего леса" преобладает мелколепестник канадский, встречаются ослинник двулетний (*Oenothera biennis* L.), икотник серый (*Berteroa incana* (L.) DS) и др. Характерной особенностью этой территории является широкое распространение специфических карликовых мхов, часто образующих покров и закрепляющих песок до появления травянистых растений: кукушкин лен волосоносный (*Polytrichum piliferum*

Hedw.), цератодон пурпурный (*Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid.), брий серебристый (*Bryum argenteum* Hedw.).

Доминантами-ценозообразователями новообразующихся ассоциаций в этих условиях в зависимости от микрорельефа выступают вейник (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), булавоносец седоватый (*Corynephorus canescens* (L.) Beauv.), полевицы собачья (*Agrostis canina* L.) и виноградниковая (*A. vinealis* Schreb.), мятлик узколистный (*Poa angustifolia* L.) и пырей ползучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski). В зависимости от условий все названные виды трав и мхов образуют сообщества с доминированием одного или нескольких видов — до 27 ассоциаций. Всего же здесь зафиксировано в 1992 г. 133 вида сосудистых растений.

Несмотря на хорошую адаптированность образующихся травяных сообществ к экологическим условиям, созданным в местах дезактивации, со временем их неизбежно вытеснят лесные березовые, а позднее — сосновые сообщества, а в пойме — заросли шелоги (*Salix acutifolia* Willd.) и позднее — дубовый лес. Виды, создающие лугообразный покров, на протяжении определенного времени будут содоминантами растительного покрова в молодых лесах.

Сукцессии растительности на площадях дезактивации протекали по обычной схеме. Так же, как и на залежах, не отмечено каких-либо отклонений, вызванных повышенным радиационным фоном.

Для животного населения песчаных пустошей характерны заяц-русак, куропатка серая (*Perdix perdix* L.), из насекомых — жуки-скакуны (*Cicindela*), типичные обитатели песчаных арен; новообразованные луга регулярно посещаются дикими свиньями, лосями, косулями. После высева ржи, осенью, когда зерна стали осыпаться, поля привлекали грачей и голубей. Их деятельность положила конец надеждам на регулярное возобновление искусственных посевов путем самосева.

Радиочувствительность экосистемы. Г.Г. Поликарпов предложил принцип зональности проявления биологического действия разных мощностей доз ионизирующих излучений [87]. Выделяют зоны:

- а) явного экологического нарушения (свыше 4 — 9 Гр/год);
- б) экологической маскировки (4 — 0,04 Гр/год);
- в) физиологической маскировки (0,04 — 0,005 Гр/год);
- г) радиационного благополучия ($5 \cdot 10^{-3}$ — $4 \cdot 10^{-5}$ Гр/год);
- д) радиационной недостаточности, или неопределенности.

Значимость биоценологических сдвигов после облучения можно обосновать, используя различные, принятые в экологии критерии (коэффициент сходства, энтропийная мера разнообразия, измерение биомассы и др.), для расчета которых требуются подробные сведения о видовом составе, численности и продуктивности видов, составляющих исследуемый биоценоз, подлежащий сравнению с контрольным [131]. По различным причинам такие всесторонние биоценологические учеты в ближней зоне не были проведены, тем более что в монокультурном сосновом лесу тотальное разрушение биоценоза вследствие гибели сосны было очевидным.

В этом случае мерой радиационной устойчивости экосистемы может служить радиочувствительность ее доминирующей компоненты. У большинства экосистем радиочувствительность доминанта ниже других компонент на один-два порядка. Радиочувствительность доминанта в экосистеме не эквивалентна индивидуальной летальной дозе, а

зависит еще и от ценологических связей. Радиочувствительность доминанта, выраженная в дозовых единицах, есть предел дозы, облучение свыше которого нарушает целостность экосистемы — экологический предел дозы [94].

Для хвойных деревьев значение летальной дозы и, следовательно, экологического предела дозы, обратно зависит от мощности дозы и изменяется в пределах от 10 Гр, полученных за срок в несколько дней, до 100 Гр, накопление которых было растянуто на 1000 дней.

4.5.4. Вторичные экологические изменения, вызванные эвакуацией населения

Оценка антропогенного пресса на природные угодья. Только с территории 30-километровой зоны ЧАЭС было эвакуировано 135 тыс. жителей и 35 тыс. голов крупного рогатого скота. Нетрудно подсчитать, что прямая нагрузка этих составляющих на био(агро)-ценозы зоны составляла соответственно $3,2 \text{ т/км}^2$ и $6 - 7 \text{ т/км}^2$, что на два порядка превосходило плотность населения крупных млекопитающих (зайцы, копытные, лисицы) и в 50 раз плотность мышевидных грызунов или птиц. Кроме того, летом 1986 г. было отстреляно свыше 10 тыс. собак, оставленных хозяевами, в опасении возможной вспышки бешенства. На корню был оставлен урожай, в постройках остались запасы пищевых продуктов. Была прекращена промышленная эксплуатация леса и устранена рекреационная нагрузка на природные угодья. Для сорных и дикорастущих растений, диких животных сложились исключительно благоприятные стартовые условия после устранения подавляющих конкурентов — человека, его культурных растений, домашних животных.

Была устранена также кормовая база для ряда специализированных насекомых-вредителей. Резко снизилось поступление в открытую среду пищевых отходов и экскрементов, которыми ранее кормились разнообразные животные-мусорщики и копрофаги.

Деградация лесных массивов. Лесные массивы занимают половину площади зоны отчуждения. На 3/4 это послевоенные посадки сосны по старопахотным полям и лугам. Почвенные условия на них часто не были оптимальными для деревьев. 20 — 40-летние сосняки к моменту катастрофы представляли собой монокультурные одновозрастные посадки, далекие от устойчивых биологически разнообразных природных сообществ. Без периодического прореживания и удаления больших и сухих деревьев посадки рано или поздно становятся перегущенными. Деревья тянутся в высоту, не имея для роста достаточно обширной кроны; прирост в толщину замедляется, отстающие в росте деревья засыхают. Ослабленные и мертвые деревья становятся местами размножения вторичных и стволовых вредителей, грибных гнилей. Самовозобновление соснового леса и появление подлеска из лиственных пород затруднено под сомкнутым пологом основной культуры.

После эвакуации населения и прекращения промышленной эксплуатации леса на несколько лет приостановился не только уход за лесом (санитарные и проходные рубки), но даже расчистка просек и подъездных путей, прокладка минерализованных противопожарных полос. Из года в год накапливался сухостой, кварталы и просеки захламлились валежником, образовывались неконтролируемые очаги

размножения лубоседов, златок и других вредных насекомых. Эти явления развивались медленно и были малозаметны.

Последствия деградации монокультурных лесов сказались грандиозными лесными пожарами в сухой весенне-летний сезон 1992 г. Весенние пожары, начинаясь поджогами в населенных пунктах, быстро распространялись по сухой ветоши залежных полей (сгорело свыше 30 км²) и охватывали соседние леса. Летние пожары приняли катастрофический характер верховых. Общая площадь горельников только в украинской части зоны отчуждения составила, по разным оценкам, 120 — 150 км², или 1/7 часть всех лесных массивов. Для сравнения укажем, что в соседних действующих лесхозах площадь потерь от пожаров не превышала 10 км².

Если к площади горельников добавить 35 км² лесов в междуречье рек Припять и Брагинка, которые погибли от подтопления при проведении гидротехнических защитных мероприятий в 1987 г., то потери леса от губительной радиации составили всего 3 — 5 % от рукотворных потерь, имевших причиной нерациональную деятельность, бездеятельность или злой умысел человека.

Сукцессии растительности на залежных полях. В 1991 — 1992 гг. были предприняты детальные описания растительных сообществ и заложены геоботанические профили как в зоне экстренного отселения в 1986 г. (Чернобыльский р-н), так и планомерного в 1990 г. (Полесский и Народичский районы) [39].

Формирование растительного покрова на залежах в целом проходит по известной схеме и включает несколько стадий: однолетних сорняков, олуговения и залесения [128]. В настоящее время зарастание полей, огородов и усадеб в зоне отчуждения находится на разных стадиях и зависит не только от специфики экологических условий, но и от других факторов — давности отселения людей, был ли собран урожай сельскохозяйственных культур, производился ли посев трав. На значительной части исследованных полей возле сел, отселенных в 1990 — 1991 гг., стадия однолетних сорняков практически выпала и развиваются сообщества, в которых доминируют луговые виды.

На приусадебных участках, дворах, клумбах, вдоль дорог формируются рудеральные ценозы, в которых доминирующие растения образуют отдельные куртины. На обогащенных азотом экотопах разрастаются крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), лопух малый (*Arctium minus* (Hill) Bernh.), а в более бедных условиях — полыни обыкновенная (*Artemisia vulgaris* L.) и горькая (*A. absinthium* L.), осот полевой (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) и другие виды. Значительной является примесь как луговых видов, так и видов, ранее бывших в культуре. Самые сухие и бедные экотопы, песчаные гривы, которые не распахивались, заняты полынью полевой (*Artemisia campestris* L.), икотником серым (*Berteroa incana* (L.) DC.), ослинником двулетним (*Oenothera biennis* L.), цмином песчаным (*Helichrysum aeneum* (L.) Moench), булавоносцем седоватым (*Corynephorus canescens* (L.) Beauv.) и другими видами.

В зоне отселения 1986 г. процессы демутиации растительного покрова пошли значительно дальше. Летом 1986 г. сообщества сорняков на залежах формировали виды маревых (*Atriplex*, *Chenopodium*, *Amaranthus*), а на неубранных полях зерновых — щетинник (*Setaria*). Уже в следующем, 1987 г., а в особенности с 1988 г., сообщества однолетних сорняков были вытеснены сплошным покровом корневищных злаков.

Большая часть распаханых ранее территорий (до 90 %) находится на стадии олуговения и занята сообществами пырея ползучего (*Elytrigia repens* (L.) Nevski), мощность подстилки в которых достигает до 7 — 10 см. На богатых почвах содоминирует ежа сборная (*Dactylis glomerata* L.), на более бедных и сухих — полевица тонкая (*Agrostis tenuis* Sibth.), вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), булавоносец седловатый, на более влажных — полевица гигантская (*Agrostis gigantea* Roth) и щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.). Стадия корневищных злаков самоподдерживается, так как плотная ветошь препятствует семенному размножению травянистых растений и особенно деревьев.

В фауне зоны отчуждения отсутствуют крупные копытные, которые питались бы на полях и разрушали ветошь. В сухой сезон весной и осенью ветошь представляет серьезную пожарную опасность.

В таких травянистых сообществах наблюдается появление невысокого подроста деревьев, чаще всего березы повислой, а в более сухих местах и поблизости от лесных насаждений — сосны обыкновенной. Ближе к населенным пунктам появляется клен ясенелистный (*Acer negundo* L.), а в населенных пунктах он уже формирует очень густые тенистые заросли, под которыми развивается бедный травяной покров. Из фруктовых деревьев нормально размножаются сливы и вишни, у культурных сортов яблони и груши наблюдается усыхание ветвей.

На полях отмечены всходы груши обыкновенной (*Pyrus communis* L.) и яблони лесной (*Malus praecox* (Pall.) Borkh.), а также осины, на песчаных отложениях — робинии лжеакалии. На увлажненных участках разрастаются различные виды ив, ольха клейкая (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), а на бедных песчаных отложениях — тополь белый (*Populus alba* L.) и черный (*P. nigra* L.).

Однако вдали от источников осеменения, на залежах, сеянцы деревьев отмечены всего на 5 % учетных площадок.

Таким образом, в настоящее время растительность бывших сельскохозяйственных угодий и населенных пунктов находится на разных стадиях развития: сорно-пионерной, злаковой и лигнозной. Эти стадии рассматриваются как определенные временные ступени развития лесной растительности, где наибольшую площадь будут занимать сосновые и дубово-сосновые зеленомошные и черничные леса. Однако без участия человека процесс естественного лесовозобновления затянется на десятилетия.

Массовое размножение грызунов. На залежных полях в 1987 г. произошло повсеместное массовое размножение мышевидных грызунов. До аварии численность грызунов на полях была невысокой и не превышала 20 — 30 особей/га, доминировали виды обыкновенной полевки (*Microtus arvalis* (Pall.)) и домовая мышь (*Mus musculus* L.), в меньшем количестве (до 14 %) встречались лесная и полевая мыши (*Arvodemus silvaticus* (L.), *A. agrarius* (Pall.)), единично отмечались рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* (Schreber)) и землеройка — обыкновенная бурозубка (*Sorex araneus* L.).

Численность грызунов в течение 1986 г. у с.Копачи оставалась низкой и не превышала 30 особей/га. Несмотря на многоснежную зиму 1986/1987 гг., благоприятную для выживания, к апрелю плотность мелких млекопитающих снизилась до 10 — 20 особей/га. Однако с началом репродуктивного периода численность грызунов начала быстро возрастать вследствие интенсивного развития корневищно-

злаковой растительности, благоприятных погодных условий, прекращения губительной обработки полей и слабого в начале пресса хищников. К середине лета плотность полевки и мышей уже составляла 600 — 700 особей/га, а к октябрю достигла пиковых значений 2500 особей/га. В декабрьских отловах 1987 г. отмечено значительное снижение плотности мелких млекопитающих — до 750 особей/га. При такой высокой остаточной плотности популяции оставшихся запасов корма грызунам могло хватить лишь на 1 — 2 мес зимовки.

Определенную роль в снижении численности грызунов сыграл возросший пресс хищников — лисиц, ласок, а в особенности дневных и ночных хищных птиц, количество которых в конце лета в 30-километровой зоне ЧАЭС значительно увеличилось. Вероятно, многие хищные птицы были привлечены в зону извне, по цепочке зрительной связи между соседними охотничьими участками птиц.

В течение зимы 1987 — 1988 гг. произошла массовая элиминация грызунов. В апреле и мае 1988 г. на учетных площадках у с.Копачи встречались только обыкновенные полевки в количестве 80 — 100 особей/га. К сентябрю плотность грызунов снизилась еще вдвое.

Вспышка массового размножения и последующий спад протекали одинаково на территориях с высоким радиационным фоном (учетные площадки у с.Копачи и с.Новая Красница) и на менее загрязненных территориях в юго-западном секторе 30-километровой зоны и между-речье рек Уж и Тетерев.

В 1989 — 1990 гг. численность мелких млекопитающих на залежах стабилизировалась на уровне 100 — 180 особей/га; видовое разнообразие увеличилось. Добавились мышь-малютка (*Micromys minutus* (Pall.)), желтогорлая мышь (*Apodemus flavicollis* (Melchior)), землеройки — малая бурозубка (*Sorex minutus* L.) и малая белозубка (*Crocodyra suaveolens* (Pall.)). Домовая мышь исчезла на всех полях, хотя и сохраняет высокую численность в постройках. Сохраняющийся видовой состав характерен для луговых ценозов [12].

Скопления птиц на временных водоемах. До аварии на ЧАЭС в Украине велись многолетние количественные наблюдения за местными и мигрирующими птицами в окрестностях Киевского водохранилища и на его акватории. Водно-болотный комплекс птиц — кряква (*Anas platyrhynchos* L.), чирок-трескунок (*A. querquedula* L.), лысуха (*Fulica atra* L.), цапля серая (*Ardea cinerea* L.), цапля большая белая (*Egretta alba* (L.)), чайки, лушь болотный (*Circus aeruginosus* L.) — здесь был обеднен по видовому составу из-за осушительной мелиорации, выпаса скота, сенокосения, охоты, строительства в береговой зоне р.Припять. Центром концентрации птиц были плавни и острова в верховьях Киевского водохранилища.

Пространственное распределение водоплавающих птиц было резко нарушено в 1987 г., когда в результате строительства защитных плотин на мелиоративных каналах образовались мелководные пруды. Они привлекли водоплавающую птицу из соседних районов, общая численность уток и лысух в 30-километровой зоне на прудах достигала летом 15 — 20 тыс. особей, вдвое больше — в начале осени и до 50 тыс. особей — в пик миграции. Плотность населения водоплавающих птиц на различных водоемах 30-километровой зоны ЧАЭС до и после аварии, показана в табл. I.4.8. Осенью 1987 г. временные водоемы были спущены за ненадобностью, а птицы разлетелись. К 1989 г. плотность гнездовой популяции птиц, фоновых на водохранилище, снизилась на порядок (по данным А.Ю. Микитюка).

Плотность фоновых видов птиц водно-болотного комплекса на водоемах зоны отчуждения ЧАЭС (по данным А.Ю. Миятюка)

Водосм	Год	Плотность птиц, особей/га					
		Крякva	Чирок-трескун	Лысуха	Цапля серая	Чайка северная	Крaчка речная
Киевское водохранилище	1984	3,53	2,55	3,10	—	—	—
	1987	0,05	0	1,57	0,022	0,955	0,511
	1988	0,33	0,004	0,04	0,010	—	—
	1989	0,02	0,008	0	0,009	0,291	0,008
Рыбные пруды	1987	3,00	0,50	0,43	—	—	0
	1988	0,31	0,11	0,33	0,05	0,325	0,062
	1989	0,04	0	0	0,61	0,9+88	0,008
Временные водосмы	1987	14,18	1,40	0	—	0	0
	1988	9,01	6,91	0	1,47	0	0
	1989	0,04	0,001	0	2,21	0	0

Общая численность чайковых птиц (озерная чайка (*Larus ridibundus* L.), речная крачка (*Sterna hirundo* L.), малая крачка (*Sterna albifrons* Pall.), малая чайка (*L. minutus* Pall.)) сохраняется на высоком уровне, хотя продолжается их пространственное перераспределение. В пределах 30-километровой зоны ЧАЭС, по данным аэровизуальных учетов, в 1984 г. гнездились 920 пар озерной чайки, в 1985 г. — 230, в 1986 г. — всего 200. Исчезли 8 колоний. Однако с 1987 г. численность чаек стала нарастать — соответственно 1340, 1640 и 1790 пар в 1987 г., 1988 г. и 1989 г. без учета громадной колонии в 2 тыс. пар, загнездившейся на струеразделяющей дамбе пруда-охладителя ЧАЭС. Несмотря на привлекательные условия обитания, успех размножения озерной чайки и речной крачки на загрязненных территориях был низким и исчислялся единицами процентов. К началу осени 1990 г. колония на пруде-охладителе полностью прекратила свое существование, исчезла также колония в устье р.Припять. По-видимому, рост популяции чаек происходил за счет миграции [12].

Население птиц, связанных с хозяйством человека. После эвакуации населения в 30-километровой зоне осталась домашняя птица и некоторое количество домашних хищников. Практически никто из них вне обитаемых населенных пунктов не перенес многоснежной зимы 1986 — 1987 гг., а домашняя птица была выбита хищниками к концу первой осени.

За 1 — 2 года после аварии обезлюдившие населенные пункты, пустые фермы и невозделываемые поля были покинуты грачами и скворцами (*Sturnus vulgaris* L.). Две колонии грача (*Corvus frugilegis* L.), общей численностью в 1200 пар, которые существовали до 1986 г. вдоль дороги Чернобыль-Припять и в с.Лелев, после аварии и эвакуации прекратили свое существование. Однако в обитаемых населенных пунктах (Чернобыль, Припять, с.Залесье), где птицы могут кормиться отбросами, грачи скопляются тысячами на зимовку и гнездятся летом (300 пар). Здесь же находят пристанище голуби (*Columba livia* L.) и домашние хищники. Численность белого аиста (*Ciconia ciconia* L.) осталась без изменений [12].

Размножение крупных зверей. Росту численности копытных способствовали мягкие, малоснежные зимы с 1987 по 1991 гг., прекращение охоты и беспокойства в лесах, переход зверей к укрытию в обезлюдивших селах (в садах и постройках).

Из копытных наиболее быстро увеличилась численность многоплодного вида — кабана. С момента аварии она выросла в 8 — 10 раз. Размножение кабанов в 30-километровой зоне происходит повсеместно, не исключая наиболее загрязненных участков ближней зоны

(болота в "рыжем лесу" возле ЧАЭС, луга и кустарники припятской поймы). За сезон кабаны переворачивают дерновину на нескольких процентах площади лугов (максимум до 20 %). Эта их деятельность является одной из естественных форм фиксации радионуклидов на местности, а также способствует появлению сеянцев деревьев на минерализованных участках.

Несколько медленнее, но пока устойчиво, нарастает численность лося. Рост численности косули заметно отстает из-за меньшей защищенности от крупных хищников — волков и одичавших собак. По усредненным данным наземных и аэровизуальных учетов в украинской [12] и белорусской (В.А. Коржев) частях зоны отчуждения, плотность населения различных видов крупных зверей может быть оценена такими числами (в расчете на 1 км² угодий): кабан 2 — 6; заяц-русак до 1; лось 0.5 — 1; косуля и лисица 2 — 3.

Волки (*Canis lupus L.*) до аварии были немногочисленны, примерно по выводу в каждом из охотничьих хозяйств. За послеаварийные годы численность этих хищников возросла в несколько раз и оценивается примерно в 80 особей на всю зону отчуждения, включая Полесский радиэкологический заповедник.

Животные, занесенные в "Красную книгу Украинской ССР", в зоне отчуждения. К настоящему времени в безлюдных природных угодьях 30-километровой зоны сложился режим, близкий к заповедному и нарушаемый лишь браконьерами. Отсутствие беспокойства и хорошие кормовые условия привлекают множество птиц, в том числе из редких и охраняемых видов. Отметим из них орлана-белохвоста (*Haliaeetus albicilla L.*), скопу (*Pandion haliaetus L.*), черного аиста (*Ciconia nigra L.*), серого журавля (*Grus grus L.*). Из охраняемых насекомых в зоне отчуждения и на отселенных землях Народичского р-на Житомирской обл. встречались бабочки махаон (*Parilio machaon L.*) и черный аполлон (*Parnassius mnemosyne L.*) [119].

Установленные государственными актами охраняемые территории (заказники, памятники природы, урочища), а их только в пределах украинской части 30-километровой зоны насчитывается 11, являются центрами воспроизведения и расселения ценных и редких видов животных и растений [27].

4.5.5. Биоценотические изменения в водоемах

Население пруда-охладителя ЧАЭС. На первых этапах создания и эксплуатации пруда-охладителя заросли водных макрофитов лишь начинали формироваться в прибрежных биотопах и существенной роли в функционировании водных экосистем не играли. Наиболее подробные исследования высшей водной растительности пруда-охладителя выполнены в 1989 г. Видовой состав растений в пруде-охладителе ЧАЭС в целом значительно беднее, чем в Киевском водо-

хранилище. Площади, занятые высшими водными растениями, в пруде-охладителе невелики и составляют около 1 га. Наиболее распространенным растением пруда-охладителя является тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.).

Из нетипичных эффектов, зарегистрированных в пруде-охладителе в 1989 г., следует отметить наличие значительного превышения биометрических показателей генеративных органов рогоза узколистного (*Typha angustifolia* L.) над показателями из водохранилища (рис. I.4.10).

Аэровизуальная оценка и аэровидеосъемка растительных сообществ пруда-охладителя ЧАЭС, проведенная в 1992 г. В.М. Клоковым, позволяет заключить, что за период с 1989 по 1993 гг. существенных изменений в особенностях распределения и запасах фитомассы не отмечено.

В пруде-охладителе ЧАЭС до аварии обитало около 700 видов водорослей. В толще воды наиболее разнообразно были представлены зеленые и диатомовые водоросли, на дне и в обрастаниях твердого неорганического субстрата — диатомовые и синезеленые водоросли [57,90,127].

В качественных и количественных характеристиках фитопланктона и фитоперифитона происходили определенные изменения. Это было обусловлено отличиями в параметрах гидрологического режима при строительстве и реконструкции, дноуглубительными и другими гидротехническими работами, степенью обогрева и формированием специфического термического режима с перегревом до 28 — 30 °С, уровнем обогащения водоема биогенными элементами за счет коммунально-бытового сброса г. Припять, а также загрязнением технологическими стоками АЭС.

Средневегетационная численность фитопланктона находилась в пределах 58 — 63 млн кл./л, биомасса — от 7 до 9 мг/л. По мере эксплуатации водоема количественные показатели развития фитопланктона имели тенденцию к повышению. Для водоема, особенно после 1982 г., было характерно "цветение" воды синезелеными водорослями, которое отмечалось обычно с конца мая до октября включительно, что было связано с обогревом. Основной возбудитель "цветения" воды — *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenk.

Показатели разовых запасов зеленых нитчатых водорослей в целом по водоему в 1980 — 1984 гг. колебались в пределах 4,65 — 57,0 т. Основной вклад в эту массу вносила водоросль *Cladophora glomerata* (L.) Kutz. Разовые запасы микрופерифитона, представленного в основном синезелеными и диатомовыми водорослями (*Lyngbya putealis* Mont., *Phormidium autumnale* (Ag.) Gom., виды рода *Oscillatoria*), составляли 0,478 — 2,508 т.

После аварии на ЧАЭС в 1986 — 1987 гг. существенных изменений как в видовом составе, так и по количественным показателям численности и биомассы водорослей не отмечено.

Однако особенностью всех обнаруженных организмов было их плохое жизненное состояние. Проявлялось это в изменении окраски трихомов и нитей, в разрушении содержимого многих клеток, появлении морфологических аномалий. Многие организмы вследствие таких изменений даже не подлежали идентификации. Отмеченный факт можно рассматривать в первую очередь как симптом воздействия по-

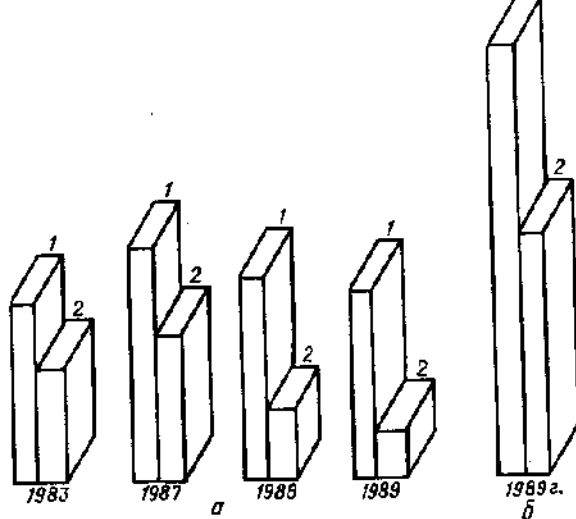


Рис. 1.4.10. Динамика потенциальной (1) и фактической (2) семенной продуктивности рогоза узколистного:

а — Киевское водохранилище; б — водосм-охладитель

верхностно-активных веществ (ПАВ компонентов дезактивационных смесей), в большом количестве попадающих в пруд-охладитель в результате комплекса проводимых мероприятий. Аналитические определения показали, что даже в устье р. Припять (буй 210) содержание катиоактивных ПАВ в воде регистрировалось на уровне 1,5 — 2,0 мг/л, что по крайней мере на 1 — 2 порядка превосходило их критическую концентрацию для различных видов водорослей. Особенно негативное влияние оказывают ПАВ при повышении температуры среды, что, естественно, имеет место в пруде-охладителе ЧАЭС вследствие работы трех действующих блоков.

Пруд-охладитель ЧАЭС до аварии использовался для промышленного рыбоводства. Подкормка рыбы после аварии на несколько лет прекратилась. Тем не менее собственных биологических ресурсов пруда хватало для поддержания населения рыб. Содержавшиеся в садках толстолобика белый (*Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)) и пестрый (*Aristichthys nobilis* (Richardson)) потребляли бактерио- и зоопланктон, фитоперифитон, детрит в количестве, достаточном для нормальной жизнедеятельности рыб [28].

У плотвы (*Rutilus rutilus* (L.)), красноперки (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)) уклей (*Alburnus alburnus* (L.)), леща (*Abramis brama* (L.)), густеры (*Blicca bjoerkna* (L.)), карасей серебряного (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)) и золотистого (*C. carassius* (L.)) не найдено специфических нарушений развития, которые можно было бы связать с действием радиации. Качество икры, ее оплодотворимость, процент выхода мальков из оболочек не отличались от соответствующих показателей у рыб из Киевского водохранилища [103].

Популяции гидробионтов в Киевском водохранилище. Заполнение ложа Киевского водохранилища началось в 1965 г. Биоценоз этого рукотворного водоема не мог быть изначально устойчивым, так как население застойных и слабoproточных участков формировалось за счет поступления из рек, а дно — залитые пойменные луга и выруб-

ленные леса — было обогащено органическими остатками. Их минерализация продолжалась несколько лет. За счет подмыва берегов на десятилетие затянулось формирование литорали. Последние годы перед катастрофой ознаменовались новым антропогенным явлением — усилением стока органогенных элементов, поступающих с удобрениями на поля в бассейнах р.Днепр и р.Припять. Тем не менее к 1985 г. состав растительного и животного населения водохранилища стабилизировался, хотя отдельные виды испытывали обычные колебания численности в силу разных климатических, гидрологических и биотических причин.

После Чернобыльской катастрофы продолжались наблюдения за видовым составом, численностью и биологическими показателями всех компонентов гидробиоценоза. Поэтому изменения в распространении, численности и жизнеспособности отдельных видов оказались надежно зарегистрированными для сопоставления с данными многолетних наблюдений в доаварийный период [42].

Несмотря на заметное радиоактивное загрязнение воды и особенно донных отложений, дозовые нагрузки (максимум nE — 3 Гр/сут, обычно nE — 5 ... nE — 6 Гр/сут) оказались недостаточными, чтобы вызвать экологически значимое радиационное поражение живых организмов. Полностью сохранилось биологическое разнообразие первичных продуцентов — планктонных водорослей и высшей водной растительности. Несколько теплых зим подряд (после 1987 г.) с отсутствием сплошного ледостава, теплые летние сезоны с прогревом воды на 2 °С выше многолетней средней температуры способствовали нарастанию биомассы фитопланктона на порядок в 1986 — 1987 г., массовым размножениям коловраток (класс *Rotatoria*), комаров-звонцов (семейство *Chironomidae*), моллюсков живородок (род *Viviparus*), распространению ряски (*Spirodela polyrrhiza* (L.) *Schleid.*), кувшинок желтой (*Nuphar lutea* (L.) *Smith*) и белой (*Nymphaea alba* L.). Эти вспышки, как водится, обрывались последующей депрессией численности. Увеличенный сток р.Припять летом 1988 г. привел к временному снижению биомассы первичных продуцентов в водохранилище и к усиленному выносу гуминовых веществ из заболоченного бассейна реки.

Наряду с этими обычными явлениями последствия катастрофы отрицательно сказались на численности и видовом разнообразии некоторых особо чувствительных компонентов биоценоза. Но это были не радиационные последствия, а, как ни странно, результаты защитных мероприятий весны и лета 1986 г.: гидротехнические работы при постройке защитных сооружений в русле р.Припять и в водохранилище; дноуглубительные работы в Тетеревском заливе, вызвавшие взмучивание минеральной взвеси; забрасывание горящего реактора свинцом (2500 т), что привело к возгонке части этого опасного запаса, к повышению концентрации свинца в р.Припять в 8 раз к июню 1986 г.; отмывка дорог и техники растворами поверхностно-активных веществ, которые не поддаются быстрой биологической деструкции, и, в конечном счете, с поверхностными стоками частично попадают в р.Припять. Кроме того, поступление в воду тяжелых металлов (не обязательно радиоактивных) и постоянный радиолиз воды вызвали нежелательное усиление окислительных гидрохимических реакций, опасное для некоторых организмов [93].

Характерные примеры резких колебаний численности гидробионтов приводятся в табл. I.4.9. Они ранжированы по степени причинной

связи с аварией от последствий химического загрязнения до независимых от аварии климатических колебаний и солнечной активности.

Если на первых ступенях трофической пирамиды еще удастся более или менее определенно высказываться о причинах изменений численности, то высшие ступени пирамиды оказываются вовлеченными в столь сложные экологические взаимосвязи, что трудно надежно утверждать, каковы движущие причины изменения численности отдельных видов рыб. Например, по данным учетов 1987 — 1989 г., заметно возросла встречаемость плотвы и язя (*Leuciscus idus* (L.)) в контрольных уловах и уменьшилась встречаемость красноперки, горчача (*Rhodeus sericeus amarus* (Bloch)), густеры, уклей.

Таблица 1.4.9

Колебания численности фоновых компонентов биоценоза в Киевском водохранилище после Чернобыльской катастрофы [42]

Объект исследования	Год	Характеристика	Участок отбора проб	Численность	Кратность	Вероятная причина
Фитопланктон в поверхностном слое воды	1986 — 1990	Снижение содержания хлорофилла в массе воды	Припятский залив	7 — 49 мгк/л	1,5 — 5	Химическое загрязнение, сброс в Припять поверхностно-активных веществ
Бактериопланктон	1986 — 1988	Численность упала до минимума за все время существования водохранилища	Акватория водохранилища	с 3 — 6 до 1,2 млн кл./л	3	То же
Зоопланктон	Май 1986	Снижение численности	Припятский залив	0,03 г/м ³	6	Химическое загрязнение свинцом, взмучивание минеральной взвеси
Бесанктические ракообразные	Лето 1986	Снижение численности до исчезновения	Тетеревский залив	—	—	Взмучивание минеральной взвеси при дноуглубительных работах
Синезеленые водоросли	Лето 1986	Вспышка размножения	Акватория водохранилища	30 — 50 г/м ³	5 — 15	Потепление воды, усиленная инсоляция из-за искусственного разгона облаков в районе ЧАЭС

Объект исследования	Год	Характеристика	Участок отбора проб	Численность	Кратность	Вероятная причина
Коловратка <i>Brachionus calyciflorus</i> Pall.	1989	Беспрецедентная вспышка массового размножения	То же	80 г/м ³	—	Потепление воды, отсутствие сплошного ледостава зимой (вспышка началась еще в 1985 г.)
Личинки комаров <i>Cricotopus silvestris</i> F.	1986 — 1988	Вспышка размножения в зарослях погруженной растительности	Остров Домонтовский	—	4	Потепление воды, наложившиеся на 11-летний цикл вспышек (1964 — 1975 — 1986 гг.)
Ряска <i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.)	1987 — 1988	Массовое размножение, увеличение размера листьев	Акватория водохранилища	—	—	Потепление воды, увеличенный речной сток радиационная муляция
Моллюск <i>Viviparus viviparus</i> (L.)	1986 — 1988	Вспышка размножения	Устье Припяти, остров Домонтовский	400 — 2000 экз./м ²	2,5 — 6	Потепление воды (однако в Днепровском заливе вспышки не было)
Личинки трематод из моллюсков	с 1987	Увеличение экстенсивности заражения	Тетеревский залив	79 %	5	Рост численности хозяев (оборванный эпизоотией в 1989 г.)
Зоопланктон	1988	Снижение видовой разнообразия	Припятский залив	20 видов	3	Повышенное поступление гуминовых веществ летом 1988 г.
Водяной ослик <i>Asellus aquaticus</i> (L.)	1986 — 1988	Снижение численности в долинах миграции на растения	Остров Домонтовский	80 — 100 экз./м ²	12 — 18	Замор зимой 1986/1987 г. под толстым ледовым покровом